

Lodo gerado no tratamento de efluente de abatedouro bovino utilizando diferentes coagulantes como alternativa para geração de energia térmica

Sludge from bovine slaughterhouse effluent treatment using different coagulants for thermal energy generation

Sara Arruda Franciozi¹, Adriana Ferla de Oliveira², Victor Manuel Lustoza Rotta³,
Amanda Junkes Vilvert⁴, Mariana Corrêa e Silva Araújo⁵, Eliane Hermes⁶

RESUMO: Este estudo objetivou utilizar diferentes coagulantes no tratamento de efluente de abatedouro bovino e avaliar o potencial energético do lodo gerado. Realizou-se a caracterização do efluente, seguida dos ensaios de coagulação/floculação utilizando-se cinco coagulantes (sulfato de alumínio, cloreto férrico, taninos SG, SH e Acquapol S5T), nas concentrações: 150, 300, 450, 600 e 750 mg L⁻¹. As variáveis analisadas no efluente tratado foram remoção de cor, turbidez e demanda química de oxigênio (DQO). Quantificou-se a produção de lodo e avaliou-se o seu potencial energético a partir da análise imediata e poder calorífico superior (PCS). Para cor e DQO, as maiores remoções foram obtidas utilizando-se Acquapol S5T (750 mg L⁻¹) com 98,94±0,05 e 85,50±1,87%, respectivamente, enquanto para a turbidez aplicando-se tanino SG (750 mg L⁻¹) com 99,94±0,01%. Os lodos apresentaram alto teor de voláteis (entre 80 e 90%) e baixo teor de cinzas e carbono fixo. Para o PCS, o lodo que apresentou o maior valor foi obtido com o coagulante tanino SG (600 mg L⁻¹), com 7581,50±17,68 kcal kg⁻¹. Visto o alto teor de materiais voláteis, elevado poder calorífico, e baixo teor de cinzas, constata-se que o lodo gerado no tratamento de efluente de abatedouro de bovinos possui alto potencial energético.

Palavras-chave: Conversão térmica; Efluentes agroindustriais; Gestão sustentável; Tanino.

ABSTRACT: In this work, investigation was made of the use of different coagulants in the treatment of effluent from a bovine slaughterhouse, with assessment of the energy potential of the sludge generated. Characterization of the effluent was performed, followed by coagulation/flocculation assays using five coagulants (aluminum sulfate, ferric chloride, tannins SG, SH, and Acquapol S5T), at concentrations: 150, 300, 450, 600, and 750 mg L⁻¹. The treated effluent was analyzed considering the removals of color, turbidity, and chemical oxygen demand (COD). Sludge production was quantified and its energy potential was determined using immediate analysis and higher calorific value (HCV). The highest removals of color and COD were achieved using Acquapol S5T (750 mg L⁻¹), with 98.94±0.05 and 85.50±1.87%, respectively, while the best removal of turbidity (99.94±0.01%) was obtained with SG tannin (750 mg L⁻¹). The sludges presented high volatiles contents (80 to 90%) and low contents of ash and fixed carbon. The highest HCV (7581.50±17.68 kcal kg⁻¹) was obtained for the sludge generated using the SG tannin (600 mg L⁻¹). Sludge produced from effluent treatment of cattle slaughterhouse were shown to present high energy potential, considering the high volatiles contents, high HCV values, and low ash contents.

Keywords: Agroindustrial effluents; Sustainable management; Tannin; Thermal conversion.

Autor correspondente: Eliane Hermes
E-mail: elianehermes@yahoo.com.br

Recebido em: 2025-10-07
Aceito em: 2025-12-12

¹ Mestre em Biotecnologia pela Universidade Federal do Paraná (UFPR), Palotina (PR), Brasil.

² Doutora em Agronomia pela Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (UNESP). Professora do Programa de Pós-graduação em Bioenergia da Universidade Federal do Paraná (UFPR), Palotina (PR), Brasil.

³ Mestrando em Conservação e Manejo de Recursos Naturais pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), Cascavel (PR), Brasil.

⁴ Doutora em Química pela Universidade Estadual de Maringá (UEM), Maringá (PR), Brasil.

⁵ Mestre em Biotecnologia pela Universidade Federal do Paraná (UFPR), Palotina (PR), Brasil.

⁶ Doutora em Engenharia Agrícola pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE). Professora do Programa de Pós-graduação em Biotecnologia da Universidade Federal do Paraná, Palotina (PR), Brasil.

1 INTRODUÇÃO

Uma das grandes preocupações do setor agroindustrial é o grande volume de água residuária gerada no processamento da carne, devido a elevada quantidade de água requerida neste setor (Haselroth *et al.*, 2021). Dentre os constituintes deste efluente pode-se citar sangue; gorduras; excrementos; substâncias estomacais dos animais e resíduos da lavagem de pisos; equipamentos e utensílios (Loganath; Mazumder, 2018; Vilvert *et al.*, 2020). Em função da grande concentração de matéria orgânica e microrganismos patogênicos, apresenta alto potencial poluidor quando disposto em corpos hídricos, necessitando passar por diversas etapas de tratamento (Pandey *et al.*, 2017).

Um dos tratamentos utilizados para estes efluentes é o processo de coagulação/floculação. Este tem como vantagens uma ótima remoção de sólidos, metais pesados, poluentes inorgânicos, óleos e graxas, impurezas, microrganismos, material não biodegradável e demanda química de oxigênio (DQO) (dos Santos *et al.*, 2018). Entre os métodos disponíveis, a coagulação/floculação é considerado de baixo custo, simples, eficaz e demanda pouco consumo de energia (Ibrahim; Yaser, 2019).

Este processo requer o uso de coagulantes que podem ser produtos de origem inorgânica ou orgânica. Alguns estudos relatam problemas associados ao uso de coagulantes inorgânicos a base de sais de ferro e alumínio, como a geração de um lodo químico não biodegradável e a necessidade de ajuste de pH (Ibrahim; Yaser, 2019; Ibrahim *et al.*, 2021).

Desta forma, o uso de coagulantes orgânicos tem se destacado, pois estes apresentam como diferencial a geração de menores volumes de lodo, além da vantagem de serem biodegradáveis (Dos Santos *et al.*, 2018). Alguns exemplos de coagulantes orgânicos que são utilizados em diversos segmentos industriais são os taninos extraídos da *Acacia mearnsii* (Acácia negra), apresentando resultados satisfatórios (Ibrahim; Yaser, 2019; Ibrahim *et al.*, 2021).

Após o tratamento do efluente, seja por processos físico-químicos ou biológicos, grande quantidade de lodo é gerada e destinada, principalmente, a aterros industriais, o que gera altos custos para as empresas (Hilares *et al.*, 2021). Em função disso, a necessidade da gestão sustentável do lodo de abatedouros e frigoríficos tornou-se uma grande preocupação (Fagnani *et al.*, 2019). A partir disso, têm sido desenvolvidas opções para o seu destino, como por exemplo, para fins agrícolas, florestais e de recuperação de áreas degradadas, devido ao seu alto potencial fertilizante e condicionador do solo (Ashkuzzaman *et al.*, 2021). No entanto, alguns fatores restringem o seu uso agrícola, como a acumulação de substâncias indesejáveis presentes no lodo (metais pesados, patógenos e poluentes orgânicos), que potencialmente passam para a cadeia alimentar (Zhang *et al.*, 2020).

Devido a sua elevada fração orgânica e alto poder calorífico, o lodo pode ser classificado como biomassa (Ferreira *et al.*, 2018; Gutiérrez *et al.*, 2020). Com isso, outras destinações mais sustentáveis podem ser aplicadas, como por exemplo, para geração de energia, apresentando na maioria dos casos autossuficiência energética dos processos de conversão térmica (Fagnani *et al.*, 2019; Gutiérrez *et al.*, 2020).

A combustão do lodo combina várias vantagens que não necessitam de tratamentos alternativos, incluindo a redução do volume do lodo; estabilização das

cinzas; e destruição térmica de agentes patogênicos e da matéria orgânica (Hao *et al.*, 2018). Além disso, pode contribuir na redução dos custos com outros combustíveis tradicionalmente utilizados, tais como: lenha e cavaco, e com a disposição em aterros industriais (Loganath; Senophiyah-Mary, 2020; Zhang *et al.*, 2020).

Fagnani *et al.* (2019), ao realizarem testes de combustão com lodo de abatedouro avícola e cavacos, constataram que a adição deste resíduo levou a uma pressão mais estável da caldeira. Pandey; Thakur (2020) aplicaram o processo de eletrocoagulação em efluente de indústria de papel e caracterizaram o lodo gerado após o tratamento com valores de voláteis, cinzas e carbono fixo de 48,32; 16,32 e 25,50%, respectivamente. Modaresi *et al.* (2019) comprovaram que a co-combustão de lodo de esgoto seco e coque proporciona um balanço energético positivo, podendo, portanto, serem utilizados como um combustível para aplicações industriais.

Muitos estudos avaliaram o uso da coagulação/floculação em efluentes agroindustriais. No entanto, a análise do lodo gerado após o tratamento em abatedouro de bovinos é pouco relatada. A exploração do potencial energético deste resíduo para aproveitamento na própria indústria pode representar a redução de custos com a sua destinação final e com o uso de outros combustíveis. Portanto, para suprir essa lacuna de conhecimento, o objetivo do presente estudo foi analisar o uso de diferentes coagulantes no tratamento de coagulação/floculação de efluente de abatedouro bovino e avaliar o potencial energético do lodo gerado.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 COLETA DO EFLUENTE DE ABATE BOVINO, PREPARAÇÃO DOS COAGULANTES E MÉTODOS ANALÍTICOS

O efluente foi coletado em um abatedouro bovino localizado na região Noroeste do estado do Paraná, Brasil, sendo transferido para galões de polietileno 20 L. O ponto de coleta se deu após a caixa de gordura (tratamento físico) e antes da lagoa anaeróbia (tratamento biológico). As amostras foram coletadas e refrigeradas segundo a ABNT NBR 10.004 (ABNT, 2004) e conduzidas ao Laboratório de Química Analítica e Análises Ambientais da Universidade Federal do Paraná (UFPR) – Setor Palotina, para caracterização. As análises no efluente foram realizadas em triplicata, de acordo com metodologias descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Os parâmetros avaliados foram: pH (*Method* – 4500-B), cor (*Method* – 2120-B), turbidez (*Method* – 2130-B), DQO (*Method* – 5220-B) e alcalinidade (*Method* – 2320-B) (APHA, 2012).

Para a condução dos experimentos, foram utilizados cinco coagulantes. Os coagulantes inorgânicos foram o cloreto férrico ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) da marca Synth, com pH de operação na faixa de 5 a 11 (Vianna, 2014) e o sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot (14-18)\text{H}_2\text{O}$) da marca Cinética Química, com pH de operação entre 5.5 e 8 (Dos Santos *et al.*, 2018). Os coagulantes orgânicos foram Tanfloc SG, Tanfloc SH (Tanac S.A) e Acquapol S5T (Acqua Química), extraídos da casca da Acácia negra (*Acacia mearnsii*), todos apresentam caráter catiônico e atuam em uma faixa de pH de 4.5 a 8 (Ibrahim *et al.*, 2021). As soluções estoque

de cada um dos coagulantes, comercializados na forma de pó, foram preparadas por dissolução de 2 g de coagulante em água destilada, e completou-se para o volume 50 mL em balão volumétrico. O coagulante Acquapol S5T, que é comercializado na forma líquida, foi preparado a partir de uma alíquota de 5 mL e diluído em água destilada, completando-se o volume para 50 mL (Dos Santos *et al.*, 2018). As soluções foram preparadas no mesmo dia em que foram utilizadas.

2.2 ENSAIOS DE COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO E SEDIMENTAÇÃO

Os ensaios foram definidos com base no estudo de Dos Santos *et al.* (2018) e testes preliminares dos coagulantes e concentrações a serem aplicadas. As condições adotadas nos ensaios foram: tempo de mistura rápida (coagulação) de 2 min e velocidade de agitação de 120 rpm; tempo de mistura lenta (floculação) de 15 min e velocidade de agitação de 30 rpm; e tempo de sedimentação de 40 min. Os testes foram realizados em equipamento Jar Test, marca Milan 203 M, adotando-se o volume de 1 L de efluente em cada condição experimental. Todos os ensaios foram realizados em triplicata, em temperatura ambiente com o pH natural do efluente. Simultaneamente, foram realizados ensaios controle, sem adição de coagulante.

Os coagulantes utilizados foram testados em cinco concentrações distintas: 150; 300; 450; 600 e 750 mg L⁻¹. Após os ensaios, retirou-se o sobrenadante já clarificado para a análise dos parâmetros de cor (UC), turbidez (UNT) e DQO (mg L⁻¹). Para cor e turbidez, foram coletadas amostras de 50 ml do sobrenadante (efluente tratado) nos tempos de sedimentação de 10, 20, 30 e 40 min, enquanto para a DQO, apenas no tempo de 40 min. A eficiência dos tratamentos aplicados foi avaliada em termos de porcentagem de remoção de cor, turbidez e DQO, em relação ao valor determinado no ensaio controle (Eq. 1)

$$\text{Eficiência de Remoção (\%)} = \frac{C_1 - C_2}{C_1} * 100 \quad (1)$$

Em que:

C1 – concentração inicial (valor obtido no ensaio controle);

C2 – concentração final (valor obtido após o tratamento).

2.3 QUANTIFICAÇÃO E POTENCIAL ENERGÉTICO DO LODO GERADO

Após a conclusão dos ensaios de coagulação/floculação e coleta das amostras para análise, o efluente clarificado restante foi retirado com auxílio de uma pipeta de 50 mL e posteriormente descartado. O lodo úmido obtido do processo foi armazenado em frascos de polietileno de 500 mL para posterior secagem. Para esta etapa, o lodo foi colocado em béquers de 250 mL, previamente preparados e pesados. Em seguida, foi levado a estufa com circulação de ar, da marca SOLAB e modelo SL-102 e mantido por 24 h a 105 °C, sendo na sequência pesado em balança analítica da marca SHIMADZU e modelo AY220. Após este procedimento, o lodo foi macerado com auxílio de almofariz e pistilo para as amostras

ficarem homogêneas e com granulometria uniforme, sendo estas armazenadas para posterior análise. A quantificação do lodo foi realizada em base seca. Para a análise imediata que compreende o teor de voláteis, cinzas e carbono fixo, utilizou-se a metodologia de Sánchez (2010).

Para o poder calorífico superior (PCS), as amostras de lodo moídas e secas foram levadas novamente a estufa para secagem por 2 h e, posteriormente, colocadas em cápsulas gelatinosas até preencher todo o espaço da cápsula. Em seguida, pesou-se. Após, o lodo foi colocado em um cadinho de quartzo, o qual foi introduzido na bomba calorimétrica, marca IKA, modelo C5003. A metodologia para determinação do PCS foi baseada no Manual de Instruções do Calorímetro e adaptado segundo a norma NBR 8633 (ABNT, 1984), a qual prescreve o método de determinação do PCS a um volume constante, em uma bomba calorimétrica adiabática, isotérmica ou estática. Para cada lodo, a análise de PCS foi feita em duplicata, ou seja, foi determinado o PCS de duas amostras de cada lodo e, posteriormente, calculada uma média entre os valores. A análise de PCS foi realizada para o lodo gerado no melhor tratamento de coagulação/floculação de cada coagulante utilizado.

2.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os dados foram submetidos a análise de variância (ANOVA), exceto o PCS, com nível de significância de 0,05. Constatada a diferença estatística, aplicou-se o Teste de Tukey a 5 % de significância para determinar o efeito e a interação de cada fator (coagulante e concentração de coagulante). As análises estatísticas foram realizadas no *software* Sisvar versão 5.6.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO DE EFLUENTES NA REMOÇÃO DE COR, TURBIDEZ E DQO

A composição de efluentes de abatedouro bovino pode sofrer variação devido a diversos fatores, tais como: o processo industrial, a quantidade de água utilizada, o tipo e idade do animal abatido, temperatura, entre outros (Vilvert *et al.*, 2020).

Os valores obtidos na caracterização inicial do efluente foram: pH de 6,15, cor de 6878,13 UC, turbidez de 2405 UNT, DQO de 6716,67 mg L⁻¹ e alcalinidade de 68,18 mg L⁻¹. Dentre os parâmetros analisados, apenas o pH encontra-se dentro dos limites estabelecidos pelas legislações para lançamento em corpos hídricos (CONAMA, 2011; IAP, 2018). Os demais parâmetros apresentam valores elevados, necessitando de tratamento prévio ao seu descarte no ambiente, sendo o processo de coagulação/floculação uma opção viável para reduzir a carga poluidora deste efluente.

Em todos os cinco coagulantes utilizados (Figura 1) houve uma rápida queda nos valores de cor e turbidez aos 20 min de sedimentação para os tratamentos com maior concentração de coagulante (750 mg L^{-1}).

Observa-se que no cloreto férrico, a maior concentração utilizada (750 mg L^{-1}) foi eficiente na remoção de turbidez nos quatro tempos de sedimentação, enquanto que para a cor, a eficiência foi menor, se mostrando a pior concentração para a remoção deste parâmetro, além de ser o pior coagulante. As concentrações intermediárias (450 e 600 mg L^{-1}) apresentaram as melhores remoções nos dois parâmetros analisados (cor e turbidez), a partir de 30 min de sedimentação, indicando que este tempo já seria suficiente para o tratamento. O sulfato de alumínio, na menor concentração do coagulante (150 mg L^{-1}), apresentou boa eficiência na remoção de cor e turbidez, em todos os tempos comparado a concentração máxima (750 mg L^{-1}), que demonstrou ótima remoção, com comportamento similar. Todas as demais concentrações apresentaram boa remoção, a partir de 30 min de sedimentação.

O coagulante tanino SG na menor concentração (150 mg L^{-1}) obteve boa remoção de turbidez, a partir do tempo de 20 min, diferente da remoção de cor que foi baixa. As demais concentrações apresentaram ótima remoção de cor e turbidez já em 20 min, indicando que este tempo de sedimentação é suficiente. O tanino SH apresentou uma ótima eficiência na remoção de cor e turbidez nas concentrações de 150 e 450 mg L^{-1} do coagulante em todos os tempos de sedimentação. Em comparação aos outros quatro coagulantes, o Acquapol S5T apresentou baixa eficiência na remoção de cor e turbidez em todos os tempos em sua menor concentração (150 mg L^{-1}). Já, nas demais concentrações, alcançou ótima eficiência. A concentração intermediária de 450 mg L^{-1} apresentou ótima remoção de cor e turbidez, a partir de 20 min de sedimentação nos cinco coagulantes utilizados. No geral, todos os coagulantes apresentaram boa eficiência na remoção da cor e turbidez nas quatro maiores concentrações (300 , 450 , 600 e 750 mg L^{-1}), principalmente a partir de 30 min de sedimentação.

Na pesquisa de Dos Santos *et al.* (2018), com o uso de diferentes coagulantes no tratamento de efluentes de processamento de mandioca, observou-se que o coagulante tanino SG, na concentração de 320 mg L^{-1} , promoveu alta remoção de cor e turbidez. Analisando esses mesmos parâmetros, os autores constataram que os coagulantes naturais na concentração acima citada atingiram maiores eficiências de remoção para um tempo de sedimentação de 15 min. Para o coagulante inorgânico sulfato de alumínio, a maior remoção de cor e turbidez obtida foi de 1160 UC e 174 UNT, respectivamente, na concentração de 640 mg L^{-1} para um tempo de sedimentação de 15 min. Estes dados corroboram os valores obtidos nesse estudo.

De acordo com Sánchez (2010), os coagulantes naturais têm melhores resultados que o sulfato de alumínio devido à capacidade de formar redes, em que as longas moléculas desestabilizam os colóides e se reagrupam em agregados maiores, em uma ação floculante. De acordo com Beltrán *et al.* (2011), a eficiência de remoção de turbidez do tanino é bastante estável na faixa de pH de 4 a 9, pois normalmente, coagulantes carregados positivamente tendem a sofrer uma queda em seus níveis catiônicos formada a valores básicos de pH.

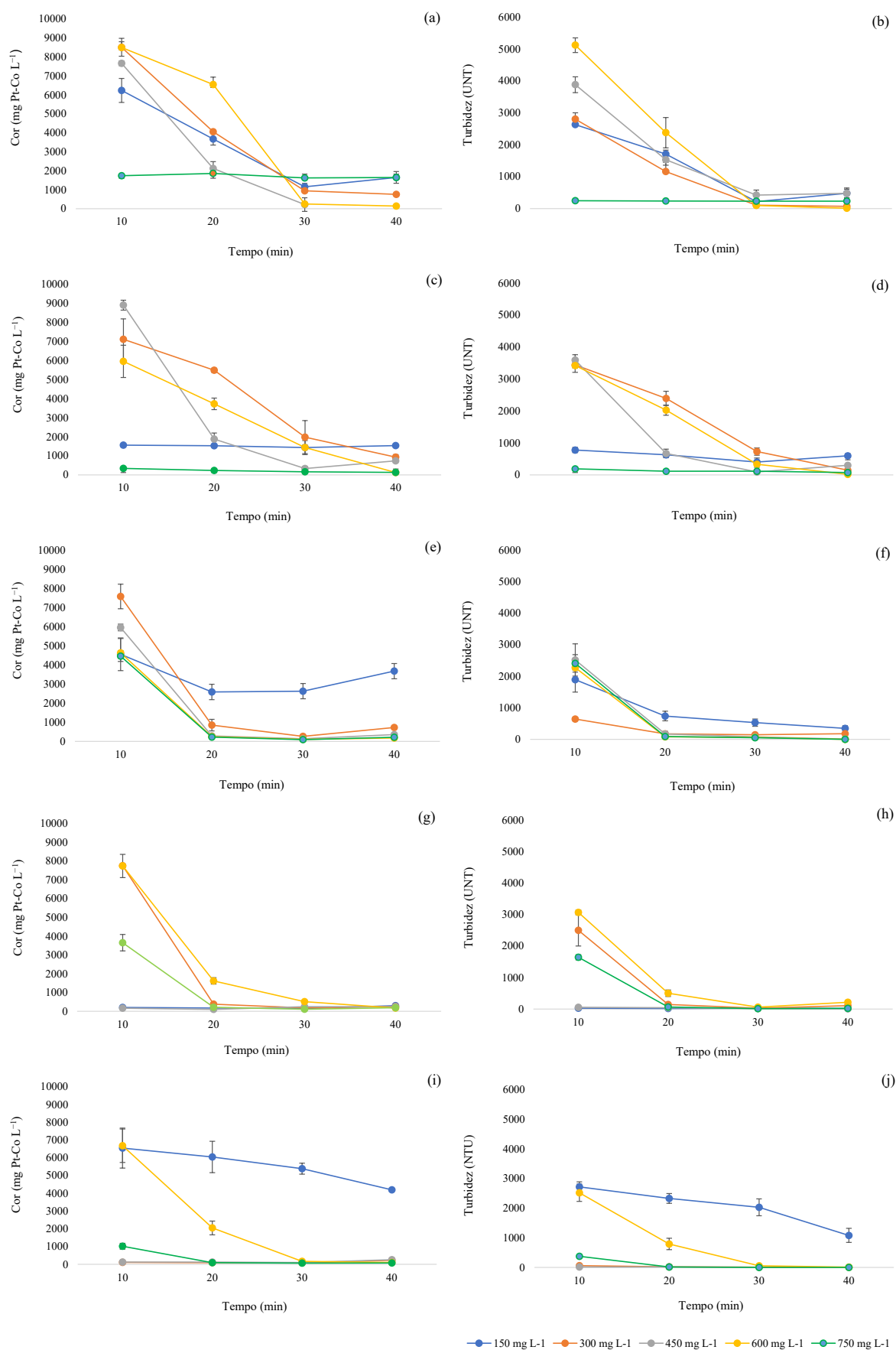


Figura 1. Curvas de remoção de cor e turbidez nas diferentes condições testadas: cloreto férrico (a, b); sulfato de alumínio (c, d); Tanino SG (e, f); Tanino SH (g, h); Tanino Acquapol S5T (i, j)

Na Tabela 1, observa-se que o coagulante Acquapol S5T, na concentração de 150 mg L⁻¹, apresentou baixa remoção de cor e turbidez (39 e 55%, respectivamente) e o tanino SG, na concentração de 150 mg L⁻¹ apresentou baixa remoção de cor (46%). Com exceção destes, todos os outros coagulantes, em suas diferentes concentrações, apresentaram eficiências satisfatórias para estes dois parâmetros, com valores acima de 75%. Na maioria dos tratamentos, constatou-se remoções de cor e turbidez entre 90 e 100%.

Tabela 1. Comparação das médias (Teste de Tukey) de cor, turbidez e remoção de DQO dos tratamentos aplicados

Remoção de Cor (%)					
Coagulante	150 mg L ⁻¹	300 mg L ⁻¹	Concentração		
			450 mg L ⁻¹	600 mg L ⁻¹	750 mg L ⁻¹
Cloreto Férrico	76,05±4,48 ^e	89,02±0,05 ^{cd}	93,45±1,20 ^{bc}	98,05±0,35 ^{ab}	76,12±1,20 ^e
Sulfato de Alumínio	77,71±4,12 ^e	86,53±1,97 ^d	89,26±0,69 ^{cd}	98,17±0,05 ^{ab}	98,08±0,28 ^{ab}
Tanino SG	46,49±3,67 ^f	89,42±0,73 ^{cd}	94,77±0,24 ^{ab}	97,36±0,92 ^{ab}	96,82±0,91 ^{ab}
Tanino SH	95,67±0,54 ^{ab}	96,30±0,89 ^{ab}	96,49±0,54 ^{ab}	97,46±0,38 ^{ab}	97,25±1,08 ^{ab}
Acquapol S5T	39,07±0,78 ^g	96,66±0,33 ^{ab}	96,17±0,66 ^{ab}	98,50±0,07 ^a	98,94±0,05 ^a
Remoção de Turbidez (%)					
Coagulante	150 mg L ⁻¹	300 mg L ⁻¹	Concentração		
			450 mg L ⁻¹	600 mg L ⁻¹	750 mg L ⁻¹
Cloreto Férrico	80,26±5,60 ^{ef}	97,17±0,54 ^{ab}	80,25±7,01 ^{ef}	99,57±0,24 ^{ab}	90,49±0,10 ^{bcd}
Sulfato de Alumínio	75,14±2,90 ^f	93,86±0,82 ^{abcd}	87,41±1,71 ^{cde}	99,18±0,24 ^{ab}	96,93±0,79 ^{ab}
Tanino SG	85,59±3,58 ^{de}	92,57±0,92 ^{abcd}	99,48±0,13 ^{ab}	99,86±0,06 ^a	99,94±0,01 ^a
Tanino SH	99,33±0,11 ^{ab}	95,53±1,47 ^{abc}	99,75±0,02 ^{abc}	91,07±2,67 ^{abcd}	99,02±0,61 ^{ab}
Acquapol S5T	55,02±9,91 ^g	99,71±0,04 ^{ab}	99,81±0,07 ^a	99,48±0,16 ^{ab}	99,86±0,03 ^a
Remoção de DQO (%)					
Coagulante	150 mg L ⁻¹	300 mg L ⁻¹	Concentração		
			450 mg L ⁻¹	600 mg L ⁻¹	750 mg L ⁻¹
Cloreto Férrico	67,54±2,63 ^{efghi}	76,46±0,98 ^{bc}	75,68±1,08 ^{bcd}	67,78±3,03 ^{efghij}	66,04±2,11 ^{hijk}
Sulfato de Alumínio	10,90±1,87 ⁿ	67,31±1,07 ^{fghij}	73,72±1,55 ^{bcde}	72,70±0,59 ^{bcdefg}	73,28±0,93 ^{bcdef}
Tanino SG	54,90±2,84 ^l	62,86±3,19 ^{ijk}	60,21±1,48 ^{kl}	74,72±0,37 ^{bcd}	69,39±0,85 ^{defgh}
Tanino SH	61,82±1,50 ^{jk}	70,78±1,21 ^{cdefgh}	70,12±0,84 ^{defgh}	66,66±2,04 ^{ghij}	70,50±0,77 ^{cdefgh}
Acquapol S5T	48,01±5,37 ^m	71,25±1,30 ^{cdefgh}	68,27±0,56 ^{efghi}	78,80±2,14 ^b	85,50±1,87 ^a

* Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna e na linha não diferem entre si a 5% de probabilidade, segundo o teste de Tukey.

Em relação a eficiência da remoção da cor, as maiores médias foram obtidas nos coagulantes e concentrações representados pela letra a. Neste caso, todos os coagulantes na concentração de 600 mg L⁻¹, todas as concentrações do coagulante tanino SH, sulfato de alumínio (600 e 750 mg L⁻¹), tanino SG (450, 600 e 750 mg L⁻¹) e o Acquapol S5T em todas as concentrações, com exceção de 150 mg L⁻¹. Este último apresentou a menor média de remoção (39,07±0,78%), diferindo estatisticamente de todos os tratamentos aplicados.

Os coagulantes sulfato de alumínio e tanino SG apresentaram um aumento de sua eficiência de remoção de cor proporcional ao aumento de sua concentração, sendo a concentração de 150 mg L⁻¹ aquela em que ambos apresentaram a menor taxa de remoção. Comportamento similar foi observado por Ibrahim e Yaser (2019) no tratamento de lixiviado de aterro utilizando o tanino como agente coagulante, assim como em Dos Santos *et al.* (2018), no tratamento de efluente de processamento de mandioca com aplicação de sulfato de alumínio.

Para o cloreto férrico, foi constatado um aumento em sua eficiência até a concentração de 600 mg L⁻¹, onde atingiu seu máximo. Com a elevação da concentração para 750 mg L⁻¹, o seu índice decaiu consideravelmente, indicando que acima de 600 mg

L⁻¹ o processo ocorre de forma menos eficiente. Lin *et al.* (2017) constataram que quando o cloreto férrico é adicionado em excesso no efluente, uma porção não participa do processo, ficando em solução, aumentando os parâmetros de cor e turbidez. De acordo com Hilaes *et al.* (2021), dependendo das concentrações, a presença de ferro na água pode acarretar aumento da cor e turbidez, corroborando com o observado nesta pesquisa.

Na eficiência de remoção da turbidez, as maiores médias foram obtidas nos coagulantes e concentrações representados pela letra “a”. Neste caso, todos os coagulantes na concentração de 600 mg L⁻¹, todas as concentrações do coagulante tanino SH, cloreto férrico (300 e 600 mg L⁻¹), sulfato de alumínio (300, 600 e 750 mg L⁻¹), tanino SG (300, 450, 600 e 750 mg L⁻¹) e Acquapol S5T em todas as concentrações, exceto na de 150 mg L⁻¹. Estes resultados são similares aos dados de remoção da cor, onde a menor remoção foi observada na menor concentração do Acquapol S5T (55,02±9,91%).

Hanauer *et al.* (2019), em seu experimento que consistiu na aplicação de coagulantes químico e orgânico para o tratamento de efluente de abatedouro avícola, verificaram a maior eficiência para remoção de cor e turbidez no tratamento utilizando tanino SH na concentração de 150 mg L⁻¹. Os valores de remoção atingidos foram de 98,55 e 99,43%, respectivamente, corroborando com os resultados obtidos no presente estudo. Já Ashraf *et al.* (2018) aplicaram sulfato de alumínio e cloreto férrico na coagulação de água associada ao gás de camada de carvão e constataram remoções de turbidez superiores a 95% em todas as condições experimentais testadas, divergindo dos resultados alcançados nesta pesquisa para os mesmos coagulantes.

Para a DQO, o coagulante sulfato de alumínio na concentração de 150 mg L⁻¹ apresentou baixa remoção (10%), diferindo estatisticamente do demais tratamentos (Tabela 1). As concentrações intermediárias (300, 450 e 600 mg L⁻¹) em todos os coagulantes apresentaram remoção de DQO variando de 60 a 78%. A maior média foi obtida para o coagulante Acquapol S5T na maior concentração (750 mg L⁻¹) com remoção de 85,50%.

Hanauer *et al.* (2019) alcançaram o melhor resultado para remoção de DQO com o uso do tanino SH na concentração de 125 mg L⁻¹ com valor de 73,29% no tratamento de efluente de abate avícola. Este valor é superior ao obtido no presente estudo, usando o mesmo coagulante na menor concentração (150 mg L⁻¹), com remoção de 62%. Dela Justina *et al.* (2018) constataram o pico de remoção de DQO (41,6%) associado ao uso de tanino na concentração de 400 mg L⁻¹ no tratamento de efluente de laticínio, valor este inferior aos determinados no presente estudo para todos os coagulantes testados em menor concentração que a descrita acima (300 mg L⁻¹).

3.2 PRODUÇÃO E POTENCIAL ENERGÉTICO DO LODO GERADO APÓS O TRATAMENTO DO EFLUENTE

A estimativa de produção mensal de lodo dentro da indústria onde foi coletado o efluente, considerando-se as condições testadas no presente estudo, é apresentada na Tabela 2.

Tabela 2. Estimativa da produção mensal de lodo (t) na indústria de efluentes de abatedouros bovinos considerando as condições testadas

Coagulante	Concentração				
	150 mg L ⁻¹	300 mg L ⁻¹	450 mg L ⁻¹	600 mg L ⁻¹	750 mg L ⁻¹
Cloreto Férrico	6,55	7,43	8,61	9,39	7,94
Sulfato de Alumínio	5,67	9,21	7,24	8,84	7,20
Tanino SG	9,12	11,56	11,59	9,61	10,30
Tanino SH	6,72	12,89	6,32	13,35	17,16
Acquapol S5T	7,52	6,90	7,16	11,89	13,12

*Cálculo realizado com base na média de lodo produzido (base seca) em escala laboratorial para os diferentes tipos de coagulantes e concentrações, extrapolado com média de lodo produzido (toneladas), baseado na quantidade de abate e efluente produzido mensalmente no abatedouro onde foi coletado o efluente para o presente estudo.

Para os dados da Tabela 2, levou-se em conta o abate de bovinos realizado no frigorífico estudado (de até 56 bovinos dia⁻¹). Este é realizado 3 vezes por semana, com média de 2500 L de água para cada animal abatido. A partir dos dados obtidos, fez-se uma média entre todas as condições experimentais chegando-se a um valor estimado de 9,33 t mês⁻¹. Tendo em vista a alta quantidade de lodo gerado, há um alto custo para a sua destinação, o que torna interessante o seu aproveitamento na indústria para a geração de energia.

O uso do coagulante tanino SH nas concentrações de 600 e 750 mg L⁻¹ gerou alta produção de lodo (8 e 11 g L⁻¹, respectivamente), enquanto os tratamentos que aplicaram coagulantes inorgânicos, em média, produziram cerca de 5 g L⁻¹ de lodo (Tabela 3). Os tratamentos com tanino SH e Acquapol S5T produziram quantidade de lodo de forma heterogênea nas cinco concentrações aplicadas, já com o uso do sulfato de alumínio e cloreto férrico, a quantidade de lodo gerada foi homogênea. De forma geral, a formação de sólidos sedimentáveis (lodo) com a aplicação dos coagulantes naturais acompanhou o aumento da concentração do coagulante na amostra de efluente, com exceção do tanino SG que obteve produção de lodo de forma homogênea, na faixa de 6 g L⁻¹. Este comportamento é justificado pela maior agregação dos flocos causada pela ação do coagulante, facilitando assim a formação de lodo e sua decantação. Fato este também observado no estudo de Dos Santos *et al.* (2018).

Dos Santos *et al.* (2018) trataram efluente de fecularia e constataram acréscimo nos valores de sólidos sedimentáveis para todas as amostras em que foram aplicados coagulantes naturais, enquanto para o sulfato de alumínio houve decréscimo de sólidos iniciais de 75 mL L⁻¹ para 50 mL L⁻¹ (na concentração de 320 mg L⁻¹). O aumento dos sólidos sedimentáveis ocorre devido aos taninos atuarem em sistemas de partículas coloidais, neutralizando cargas, auxiliando na formação de pontes entre estas partículas, sendo este processo responsável pela formação de flocos e consequente sedimentação (Graham *et al.*, 2008).

O aproveitamento do lodo nas agroindústrias para geração de energia se dá pela queima do mesmo ou combinado ao cavaco. A combustão da biomassa lignocelulósica ocorre em seis etapas: secagem, emissão de voláteis, ignição dos voláteis, queima dos voláteis em chama, extinção da chama dos voláteis e combustão do resíduo de carbono (Michell *et al.*, 2016). A combustão do lodo ocorre de forma semelhante, compreendendo a secagem, volatilização, queima de voláteis, derretimento de cinzas, queima de carvão e aglomeração de cinzas (Cui *et al.*, 2006). Sabendo-se destas informações, é importante

conhecer as características físico-químicas e energéticas do lodo produzido em cada processo.

Tabela 3. Comparação das médias (Teste de Tukey) da produção de lodo, carbono fixo, materiais voláteis e cinzas dos tratamentos aplicados

Produção de Lodo (g L⁻¹)					
Coagulante	150 mg L ⁻¹	300 mg L ⁻¹	Concentração		
			450 mg L ⁻¹	600 mg L ⁻¹	750 mg L ⁻¹
Cloreto Férrico	3.90±0.14 ^{bc}	4.42±0.38 ^{bc}	5.16±0.02 ^{bc}	5.60±0.11 ^{bc}	4.73±0.11 ^{bc}
Sulfato de Alumínio	3.38±0.42 ^c	5.48±0.48 ^{bc}	4.31±0.28 ^{bc}	5.27±0.27 ^{bc}	4.29±0.25 ^{bc}
Tanino SG	5.43±0.02 ^{bc}	6.89±0.11 ^{abc}	6.90±0.09 ^{abc}	5.72±0.41 ^{bc}	6.14±0.22 ^{abc}
Tanino SH	4.00±0.20 ^{bc}	6.68±1.65 ^{abc}	3.76±0.07 ^{bc}	7.95±1.15 ^{ab}	10.97±1.48 ^{ab}
Acquapol S5T	4.48±0.01 ^{bc}	4.11±0.11 ^{bc}	4.27±0.07 ^{bc}	7.58±1.08 ^{abc}	7.81±1.05 ^{ab}
Carbono Fixo (%)					
Coagulante	150 mg L ⁻¹	300 mg L ⁻¹	Concentração		
			450 mg L ⁻¹	600 mg L ⁻¹	750 mg L ⁻¹
Cloreto Férrico	8.66±0.31 ^{bc}	10.10±0.50 ^b	12.52±0.94 ^a	12.66±0.14 ^a	12.70±0.24 ^a
Sulfato de Alumínio	3.05±0.43 ^{ij}	2.33±0.34 ^j	3.02±0.40 ^{ij}	3.93±0.12 ^{fghij}	5.94±0.51 ^{defg}
Tanino SG	3.20±0.34 ^{hij}	4.43±0.42 ^{efghij}	3.96±0.11 ^{ghij}	6.30±0.20 ^{def}	6.53±0.27 ^{de}
Tanino SH	4.69±0.85 ^{efghi}	4.22±0.03 ^{fghij}	6.99±0.12 ^{cd}	4.76±0.15 ^{defghi}	4.52±0.43 ^{efghi}
Acquapol S5T	4.73±1.19 ^{efghi}	5.78±0.35 ^{defg}	5.21±1.69 ^{defgh}	5.38±0.20 ^{defgh}	5.86±1.23 ^{defg}
Materiais Voláteis (%)					
Coagulante	150 mg L ⁻¹	300 mg L ⁻¹	Concentração		
			450 mg L ⁻¹	600 mg L ⁻¹	750 mg L ⁻¹
Cloreto Férrico	80.30±0.09 ^h	78.32±0.86 ⁱ	77.82±1.10 ^{ij}	75.03±0.13 ^k	76.33±0.20 ^{jk}
Sulfato de Alumínio	90.79±0.22 ^a	88.12±0.69 ^{bcd}	87.33±0.43 ^d	86.21±0.12 ^{defg}	86.36±0.46 ^{def}
Tanino SG	91.14±0.65 ^a	89.55±0.10 ^{abc}	90.08±0.16 ^{ab}	86.97±0.43 ^{def}	86.91±0.37 ^{de}
Tanino SH	87.73±0.95 ^{cd}	88.36±0.15 ^{bcd}	85.04±0.25 ^{efg}	89.62±0.37 ^{abc}	89.34±0.85 ^{abc}
Acquapol S5T	84.86±0.09 ^{fg}	86.73±0.09 ^{def}	86.97±1.30 ^{de}	87.18±0.25 ^d	84.04±1.23 ^g
Cinzas (%)					
Coagulante	150 mg L ⁻¹	300 mg L ⁻¹	Concentração		
			450 mg L ⁻¹	600 mg L ⁻¹	750 mg L ⁻¹
Cloreto Férrico	11.05±0.40 ^{abc}	11.59±0.69 ^{ab}	9.66±0.16 ^{cd}	12.31±0.03 ^a	10.97±0.08 ^{abc}
Sulfato de Alumínio	6.16±0.30 ^{ghi}	9.54±0.41 ^d	9.65±0.05 ^{cd}	9.85±0.00 ^{cd}	7.70±0.06 ^e
Tanino SG	5.66±0.31 ⁱ	6.02±0.32 ^{fghi}	5.96±0.07 ^{hi}	6.74±0.23 ^{efghi}	6.56±0.24 ^{efghi}
Tanino SH	7.58±0.13 ^{ef}	7.42±0.18 ^{efgh}	7.97±0.16 ⁱ	5.62±0.22 ⁱ	6.14±1.04 ^{ghi}
Acquapol S5T	10.40±1.27 ^{bcd}	7.50±0.44 ^{efg}	7.83±0.40 ^e	7.44±0.31 ^{efg}	10.10±0.24 ^{cd}

* Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna e na linha não diferem entre si a 5% de probabilidade, segundo o teste de Tukey.

Na Tabela 3 observa-se que em todos os tratamentos os lodos apresentaram alto teor de materiais voláteis (entre 75 e 90%). O uso do cloreto férrico nas cinco concentrações testadas gerou lodos com maior porcentagem de carbono fixo e cinzas (entre 8 e 12%), em comparação aos demais coagulantes. Para os materiais voláteis, as maiores médias foram obtidas a partir do uso do sulfato de alumínio (150 mg L⁻¹), tanino SG (150, 300 e 450 mg L⁻¹) e tanino SH (600 e 750 mg L⁻¹), enquanto as menores médias foram para o cloreto férrico (600 e 750 mg L⁻¹).

Em relação ao carbono fixo presente nas amostras de lodo, as maiores médias foram para os tratamentos representados pela letra “a”, neste caso cloreto férrico (450, 600 e 750 mg L⁻¹). As menores concentrações foram determinadas a partir do uso do sulfato de alumínio (150, 450 e 600 mg L⁻¹), tanino SG (150, 300 e 450 mg L⁻¹) e tanino SH (300 mg L⁻¹). A relação entre materiais voláteis e carbono fixo influencia a queima

do combustível, pois os materiais voláteis, uma vez aquecidos, volatilizam do material e queimam-se rapidamente na forma gasosa, determinando a estabilidade da chama durante a combustão. Já o carbono fixo queima lentamente na fase sólida como carvão (Cortez *et al.*, 2008; Brand, 2010; Virmond *et al.*, 2012).

Após a queima da biomassa, gera-se a cinza, que resulta dos resíduos da combustão de componentes orgânicos da biomassa e oxidação dos inorgânicos (Nogueira; Rendeiro, 2008). Sobre o teor de cinzas, as maiores médias foram obtidas nos tratamentos utilizando o cloreto férrico em todas as concentrações, exceto 450 mg L⁻¹, e as menores médias para o sulfato de alumínio (150 mg L⁻¹), o tanino SG em todas as concentrações e o tanino SH (450, 600 e 750 mg L⁻¹). Essas cinzas são indesejáveis, pois contribuem na redução do poder calorífico, pela sua ação abrasiva nos equipamentos metálicos e redução do tempo de vida útil dos mesmos (Protasio *et al.*, 2011; Fagnani *et al.*, 2019).

Fagnani *et al.* (2019), compararam o potencial energético do lodo gerado no tratamento físico-químico de efluente proveniente do abate de aves utilizando diferentes coagulantes. Foi constatado que o lodo apresentou alto teor de materiais voláteis (84,58%) e, conseqüentemente, valores de cinzas (9,01%) e carbono fixo (11,17%) baixos. Quanto maior a porcentagem de cinzas no combustível, maior será a quantidade de inertes e, desta forma, haverá um aumento no volume das cinzas que deverão ser destinadas após a combustão. Estes dados corroboram com os valores da presente pesquisa: cinzas (entre 5 a 12%), materiais voláteis (entre 75 a 90%) e carbono fixo (entre 2 a 12%).

O poder calorífico de uma biomassa é uma das principais propriedades a ser analisada ao avaliar o seu potencial para a geração de energia térmica a partir da combustão (Rosa *et al.*, 2015). O poder calorífico do lodo de abatedouros é elevado, quando comparado com outras biomassas tradicionais, possibilitando, assim, sua utilização como eficiente fonte energética. No entanto, contém alto teor de umidade que pode interferir na ignição, reduzir a temperatura de combustão, interferindo na qualidade da combustão. Dessa forma, a secagem prévia antes de sua utilização como combustível é interessante (Fagnani *et al.*, 2019).

Na Figura 2 observa-se que dentre os cinco coagulantes em suas melhores condições experimentais definidas na coagulação/floculação, o uso do tanino SG (600 mg L⁻¹) proporcionou a obtenção do lodo com maior PCS (7569 a 7594 kcal kg⁻¹), seguido pelos demais que variaram entre 6568 a 7218 kcal kg⁻¹. O alto poder calorífico era esperado devido ao elevado teor de materiais voláteis e baixo teor de cinzas (Fagnani *et al.*, 2019). A partir dos resultados obtidos na análise do PCS, constata-se que após secagem, o lodo em estudo apresentou alto potencial para geração de energia, o que possibilita sua destinação para esta finalidade.

Fagnani *et al.* (2019) estudaram a viabilidade da combustão de lodo avícola com cavacos e quantificaram valores de 6357 kcal kg⁻¹ para lodo a partir do coagulante cloreto férrico e 6602 kcal kg⁻¹ para lodo a partir de coagulante orgânico. Meneghini e Proinelli (2015) determinaram um PCS de 4800 kcal kg⁻¹ para o lodo frigorífico e avaliando-se a viabilidade técnica e econômica da co-combustão de lodo primário de frigorífico com lenha para geração de vapor, concluíram um percentual ideal de queima de 15% de lodo à lenha. Pasquini (2014), em seu trabalho de uso potencial de lodo

proveniente de esgoto doméstico e industrial, determinou PCS de $5167 \text{ kcal kg}^{-1}$ para lodo frigorífico; $5308 \text{ kcal kg}^{-1}$ para lodo de esgoto; $4928 \text{ kcal kg}^{-1}$ para lodo de indústria têxtil; e $7153 \text{ kcal kg}^{-1}$ para lodo de indústria de galvanoplastia. Este último resultado está dentro da faixa determinada no presente estudo (6568 a $7594 \text{ kcal kg}^{-1}$).

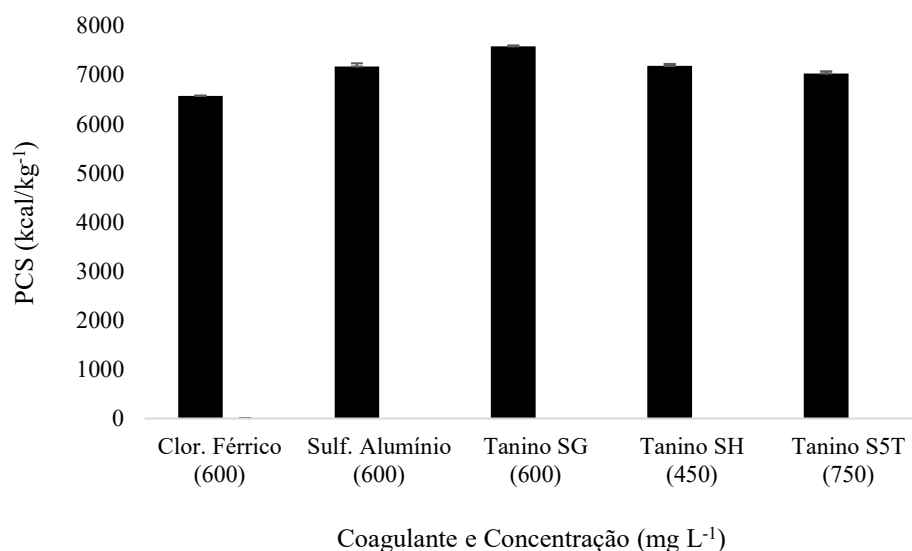


Figura 2. Poder calorífico superior dos lodos produzidos nos tratamentos com os cinco coagulantes na melhor condição experimental obtida no processo de coagulação/floculação

Na Tabela 4 são apresentados diversos resultados de caracterização de lodos de interesse para estudos, visando o aproveitamento energético. A composição imediata apresenta-se com valores variados, uma vez que se trata de fontes distintas. De maneira geral, elevados teores de material volátil apresentam relação direta com o potencial de combustão.

A utilização do lodo primário como fonte de energia térmica, a partir da co-combustão, mostra-se interessante em vários estudos, devido ao seu elevado poder calorífico e possibilidade de redução no consumo do combustível principal, que nas agroindústrias geralmente é a lenha ou o cavaco de madeira. No entanto, verifica-se a necessidade de estudo da proporção entre a biomassa lignocelulósica e o lodo devido a eficiência requerida em cada processo, bem como a ocorrência de problemas de fusão das cinzas e corrosão de equipamentos.

A partir dos resultados obtidos no tratamento de coagulação/floculação do efluente e na análise do lodo gerado, conclui-se que o melhor tratamento em relação aos parâmetros analisados foi utilizando o coagulante tanino SG na concentração de 600 mg L^{-1} . Este obteve eficiências elevadas na remoção de cor ($97,36 \pm 0,92 \%$), turbidez ($99,86 \pm 0,06 \%$) e DQO ($74,72 \pm 0,37 \%$). Além disso, alcançou baixa produção de lodo ($5,72 \pm 0,41 \text{ g L}^{-1}$), que apresentou alto teor de materiais voláteis ($86,97 \pm 0,43 \%$), baixos teores de carbono fixo e cinzas ($6,30 \pm 0,20$ e $6,74 \pm 0,23 \%$), respectivamente, com alto PCS ($7581,50 \pm 17,68 \text{ kcal kg}^{-1}$).

Tabela 4. Características do lodo segundo diferentes autores

Lodo Primário	Coagulante	Carbono Fixo (%)	Material Volátil (%)	Cinzas (%)	PCS (kcal kg ⁻¹)	Referências
Abatedouro de bovinos	Cloreto Férrico Sulfato de Alumínio Tanino SG Tanino SH Acquapol S5T	2 - 12	75 - 90	5 - 12	6568 - 7594	Presente estudo
Abatedouro de aves	Cloreto Férrico	8.61	82.35	9.01	6357	Fagnani <i>et al.</i> (2019)
Abatedouro de aves	Coagulante orgânico	11.17	84.58	4.24	6602	
Indústria processadora de carne	Cloreto Férrico	-	-	-	4800	Meneghini; Proinelli (2015)
Indústria processadora de carne	-	9.58	85.29	12.30	6165	Virmond <i>et al.</i> (2011)
Abatedouro de aves e suínos	-	14.71	85.29	12.30	5820	Virmond <i>et al.</i> (2012)
Indústria de papel e celulose	-	25.50	48.32	16.32	-	Pandey; Thakur (2020)
Tratamento de esgoto	-	19	58.9	15.9	4887	Jayaraman; Gökalp (2015)

4 CONCLUSÃO

Os coagulantes de origem orgânica atingiram maiores eficiências com destaque para o coagulante tanino SH, com valores acima de 90% de remoção de cor e turbidez, em todas as concentrações testadas. Já para a DQO, a maior remoção (85,50%) foi obtida com o uso do coagulante tanino Acquapol S5T, na concentração de 750 mg L⁻¹. Com relação aos lodos obtidos no tratamento do efluente, todos apresentaram alto teor de voláteis (entre 80 e 90%). Para o PCS, o lodo que apresentou o maior valor foi obtido no tratamento com tanino SG 600 mg L⁻¹ (7581,50±17,68 kcal kg⁻¹), com média de produção de cinzas de 6,73%, valor baixo, sendo positivo do ponto de vista energético. Visto o alto teor de materiais voláteis e poder calorífico, além do baixo teor de cinzas, constata-se que o lodo gerado no tratamento de efluente de abatedouro de bovinos possui elevado potencial energético.

5 AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi realizado com o apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq/Brasil) – Processo: 422354/2016-3 (Universal 01/2016).

REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 10004:2004. Resíduos Sólidos - Classificação**. Rio de Janeiro. 71 p. 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 8633: 1984. Método de determinação do alto poder calorífico do carvão vegetal a volume constante em bomba calorimétrica adiabática, isotérmica ou estática**. Rio de Janeiro. 1984.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard Methods of the Examination of Water and Wastewater**. 21 ed. APHA, Washington, 2012.
- ASHRAF, S. N.; RAJAPAKSE, J.; DAWES, L. A.; MILLAR, G. J. Coagulants for removal of turbidity and dissolved species from coal seam gas associated water. **Journal of Water Process Engineering**, v. 26, pg. 187-199, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.10.017>.
- ASHEKUZZAMAN, S. M.; FORRESTAL, P.; RICHARDS, K. G.; DALY, K.; FENTON, O. Grassland Phosphorus and Nitrogen Fertiliser Replacement value of Dairy Processing Dewatered Sludge. **Sustainable Production and Consumption**, v. 25, p. 363-373, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.spc.2020.11.017>.
- BRAND, M. A. **Energia de biomassa vegetal**. Rio de Janeiro: Interciência, 2010.
- BELTRÁN-HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; JIMÉNEZ-GILES, M. Tannin-based coagulants in the depuration of textile wastewater effluents: elimination of anthraquinonic dyes. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 222, p. 53-64, 2011. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-011-0803-z>.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e os padrões para o lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2011.
- CORTEZ, L. A. B.; LORA, E. E. S.; GOMEZ, E. O. **Energia da Biomassa**. Campinas: Editora UNICAMP, 2008.
- CUI, H.; NINOMIYA, Y.; MASUI, M.; MIZUKOSHI, H.; SAKANO, T.; KABAOKA, C. Fundamental behaviors in combustion of raw sewage sludge. **Energy Fuels**, v. 20, p. 77-83, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1021/ef050188d>.
- DELA JUSTINA, M.; MUNIZ, B. R. B.; BRÖRING, M. M.; COSTA, V. J.; SKORONSKI, E. Using vegetable tannin and polyaluminium chloride as coagulants for dairy wastewater treatment: A comparative study. **Journal of Water Process Engineering**, v. 25, p. 173-181, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.08.001>.

DOS SANTOS, J. D.; VEIT, M. T.; JUCHEN, P. T.; GONÇALVES, G. C.; PALÁCIO, S.M.; FAGUNDES-KLEN, M. Use of different coagulants for cassava processing wastewater treatment. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 6, p. 1821-1827, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.02.039>.

GRAHAM, N.; FANG, G.; GEOFFREY, F.; MARK, W. Characterisation and coagulation performance of a tannin-base d cationic polymer: A preliminar assessmentt. Colloids and Surfaces. **Physicochemical Engineering Aspects**, v. 3, p. 9–16, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2008.05.045>.

GUTIÉRREZ, A.S.; ERAS, J. J. C.; HENS, L.; VANDECASTEELE, C. The energy potential of agriculture, agroindustrial, livestock, and slaughterhouse biomass wastes through direct combustion and anaerobic digestion. The case of Colombia. **Journal of Cleaner Production**, v. 269, p. 122317, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122317>.

FAGNANI, K. C.; ALVES, H. J.; DE CASTRO, L. E. N.; KUNH, S. S.; COLPINI, L. M. S. An alternative for the energetic exploitation of sludge generated in the physico-chemical effluent treatment from poultry slaughter and processing in Brazilian industries. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, p. 1-9, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.102996>

FERREIRA, L. R. A.; OTTO, R. B.; SILVA, F. P.; DE SOUZA, S. N. M.; DE SOUZA, S. S.; ANDO JUNIOR, O. H. Review of the energy potential of the residual biomass for the distributed generation in Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 94, p. 440-455, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.06.034>.

HANAUER, T. V.; ANDERLE, G. A.; DA COSTA, J. C.; DOLINE, J.; DA SILVA, A. H. C.; HERMES, E. Aplicação de coagulantes químicos e orgânicos no tratamento de efluentes de matadouros avícolas. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v. 8, p. 480-493, 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/rber.v8i2.65661>.

HAO, Z.; YANG, B.; JAHNG, D. Combustion characteristics of biodried sewage sludge. **Waste Management**, v. 72, p. 296-305, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.11.008>.

HASELROTH, K. J.; WILKE, P.; DALLA COSTA, I. M.; ROTTA, V. M. L.; ROSADO, A. F.; HERMES, E. Effectiveness of Aeromonas hydrophila for the removal of oil and grease from cattle slaughterhouse effluente. **Journal of Cleaner Production**, v. 287, p. 125533, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125533>

HILARES, R. T.; ATOCHE-GARAY, D.F; PAGAZA, D. A. P.; AHMED, M. A.; ANDRADE, G. J. C.; SANTOS, J. C. Promising physicochemical technologies for poultry slaughterhouse wastewater treatment: A critical review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, p. 105174, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105174>.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ - IAP. **Resolução SEMA nº 029, de 6 de fevereiro de 2018**. Critérios para o Licenciamento Ambiental da pecuária leiteira confinada e semiconfinada e da pecuária de corte confinada, com benefício econômico, nos termos especificados. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2018.

IBRAHIM, A.; YASER, A. Z. Colour removal from biologically treated landfill leachate with tannin-based coagulant. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, p. 103483, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103483>.

IBRAHIM, A.; YASER, A. Z.; LAMAMING, J. Synthesising tannin-based coagulants for water and wastewater application: A review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, p. 105007, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.105007>.

JAYARAMAN, K.; GÖKALP, I. Pyrolysis, combustion and gasification characteristics of miscanthus and sewage sludge. **Energy Conversion and Management**, v. 89, p. 83-91, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2014.09.058>.

LIN, J.; COUOERTHWAITE, S. J.; MILLAR, G. J. Applicability of iron based coagulants for pre-treatment of coal seam water. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 5, p. 1119-1132, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.01.041>.

LOGANATH, R.; MAZUMDER, D. Performance study on organic carbon, total nitrogen, suspended solids removal and biogas production in hybrid UASB reactor treating real slaughterhouse wastewater. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 6, p. 3474-3484, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.05.031>.

LOGANATH, R.; SENOPHIYAH-MARY, J. Critical review on the necessity of bioelectricity generation from slaughterhouse industry waste and wastewater using different anaerobic digestion reactors. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 134, p. 110360, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110360>.

MENEGHINI, C.; PROINELLI, R. F. Análise de viabilidade da queima de ácido azedo em caldeira a lenha. **Unoesc & Ciência**, Edição Especial, v. 7-14, 2015. DOI: <https://periodicos.unoesc.edu.br/acet/article/view/6858>

MITCHELL, J. M.; JONES, A. R.; WILLIAMS, A.; LAYDEN, P.; JOHNSON, R. The impact of fuel properties on the emissions from the combustion of biomass and other solid fuels in a fixed bed domestic stove. **Fuel Process Technology**, v. 142, p. 115-123, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2015.09.031>.

MODARESI, Z. K.; KARIMI, G.; MOWLA, D. Study of co-combustion of dried sewage sludge with coke: Thermogravimetric assessment and gaseous emissions. **Journal of Environmental Chemical Engineering** v. 7, p. 102871, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.102871>.

NOGUEIRA, M. F. M.; RENDEIRO, G. Caracterização Energética da Biomassa Vegetal. In: Barreto, E. J. F. **Combustão e Gaseificação de Biomassa Sólida: Soluções Energéticas para a Amazônia**. Brasília: Ministério de Minas e Energia, 52-63, 2008.

PANDEY, K.; SINGH, B.; PANDEY, A. K.; BADRUDDIN, I. J.; PANDEY, S.; MISHRA, V. K.; JAIN, P. A. Application of microbial enzymes in industrial wastewater treatment. **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences**, v. 6, p. 1243-1254, 2017. DOI: <https://doi.org/10.20546/ijcmas.2017.608.151>.

PANDEY, N.; THAKUR, C. Study on treatment of paper mill wastewater by electrocoagulation and its sludge analysis. **Chemical Data Collect**, v. 27, p. 100390, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cdc.2020.100390>.

PASQUINI, N. C. Potencial de uso de lodo de esgoto doméstico e industrial como fonte de energia. **Revista Ciências Exatas Naturais**, v. 16, p. 35-57, 2014. DOI: <https://doi.org/10.5935/RECEN.2014.01.03>.

PROTÁSIO, T. P.; BUFALINO, L.; TONOLI, G. H. D.; COUTO, A. M.; TRUGILHO, P. F.; GUIMARÃES JÚNIOR, M. Relação entre alto poder calorífico e componentes de biomassa elementar e mineral da planta. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 31, p. 122-133, 2011. DOI: <https://doi.org/10.4336/2011.pfb.31.66.113>.

ROSA, A. P.; CHERNICHARO, C. A. L.; MELO, G. C. B. Contribuição para a valorização energética de lodos de ETAR em processos termais. **Revista DAE**, v. 63, p. 55-62, 2015. DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2014.140>.

SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; GONZÁLEZ-VELASCO, M.; BELTRÁN-HEREDIA, J. Surface water treatment with tannin-based coagulants from Quebracho (*Schinopsis balansae*). **Chemical Engineering Journal**, v. 165, p. 851-858, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.10.030>.

SANCHÉZ, C. G. **Tecnologia de gaseificação de biomassa**. Campinas: Editora Átomo, 2010.

VIANNA, M. R. **Hidráulica aplicada em estações de tratamento de água**. Nova Lima: Imprimatur, 2014.

VILVERT, A. J.; JUNIOR, J. C. S.; BAUTITZ, I. R.; ZENATTI, D. C.; ANDRADE, M. G.; HERMES, E. Minimization of energy demand in slaughterhouses: Estimated production of biogas generated from the effluent. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 120, p. 109613, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109613>.

VIRMOND, E.; SCHACKER, R. L.; ALBRECHT, W.; ALTHOFF, C. A.; SOUZA, M.; MOREIRA, R. F.; JOSÉ, H. J. Organic solid waste originating from the meat processing industry as an alternative energy source. **Energy**, v. 36, p. 3897-3906, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2010.08.026>.

VIRMOND, E.; SENA, R. F.; ALBRECHT, W.; ALTHOFF, C. A.; MOREIRA, R. F. P. M.; JOSÉ, H. J. Characterisation of agroindustrial solid residues as biofuels and potential application in thermochemical processes. **Waste Management**, v. 32, p. 1952 – 1961, 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2012.05.014>.

ZHANG, Q.; YE, X.; LI, H.; CHEN, D.; XIAO, W.; ZHAO, S.; XIONG, R.; LI, J. Cumulative effects of pyrolysis temperature and process on properties, chemical speciation, and environmental risks of heavy metals in magnetic biochar derived from coagulation-flocculation sludge of swine wastewater. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8: p. 104472, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104472>.