



Área: Tecnologia de Alimentos

ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DE UM FRIGORÍFICO DE SUÍNOS NO NOROESTE DO RIO GRANDE DO SUL

Luana Mendes Correa, Ramiro Pereira Bisognin, Divanilde Guerra, Fernanda Hart Weber*

Laboratório de Ciências, Curso de Gestão Ambiental, Universidade Estadual do Rio Grande do Sul, Três Passos, RS

**E-mail: fernanda-hart@uergs.edu.br*

RESUMO - O abate de suínos gera alta carga de efluentes líquidos que são resultantes das etapas do processo produtivo. Para evitar os impactos ambientais do lançamento dessas águas residuárias *in natura* em cursos hídricos, os frigoríficos são dotados de estação de tratamento de efluentes (ETE). No presente estudo objetivou-se verificar a eficiência do sistema de tratamento de efluentes utilizado em frigorífico de suínos no Noroeste do Rio Grande do Sul. A metodologia utilizada consistiu em quantificar o efluente gerado com base nos dados da calha Parshall da ETE e caracterizar o efluente gerado a partir dos laudos analíticos. No efluente bruto, foram avaliados os parâmetros DBO, DQO, P, N-NH₃, SST e óleos e graxas. Avaliou-se a eficiência de cada etapa do sistema de tratamento: preliminar, biodigestor, lagoas anaeróbias, lodos ativados, lagoa anóxica e decantador secundário. O efluente bruto apresentou oscilação na concentração dos parâmetros devido as cargas originárias do abate, processamento da carne e presuntaria e dos procedimentos de higienização e limpeza, tanto na área interna quanto externa do ambiente fabril. O efluente bruto apresenta elevada carga de matéria orgânica, SST e óleos e graxas, comparada a carga de nutrientes. O sistema mostrou-se eficiente na remoção de matéria orgânica (>98%), SST (97,51%) e óleos e graxas (100%), contudo não atende a legislação para nitrogênio amoniacal, que registrou um incremento de 465%. A concentração de fósforo foi reduzida em 85%, atendendo a legislação vigente por eficiência de remoção. A ETE é eficiente na remoção da carga poluidora exceto para o nitrogênio amoniacal.

Palavras-chave: Abatedouro de suínos. Águas residuárias. Biodegradabilidade

1 INTRODUÇÃO

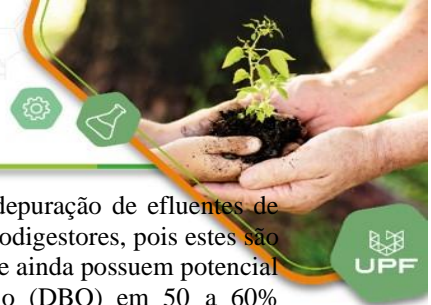
A carne suína é apreciada por muitas pessoas em diferentes países. Nos últimos dez anos, a produção mundial dessa proteína animal cresceu, em média, 1,6% ao ano, em relação aos outros tipos de carne, como bovina, pescado e frango (MILANEZ, 2018). No ano de 2019, a produção brasileira chegou a 3,98 milhões de toneladas, sendo 81% destinados ao mercado interno e 19% exportações (ABPA, 2020).

No entanto, existem entraves para um crescimento ainda maior, como o aumento do preço praticado no varejo e a persistência de uma imagem negativa para a saúde do consumidor por ser considerada uma carne excessivamente gordurosa (RAIMUNDO, BATALHA, 2015). Ainda que, informações contrárias descritas por Geesdorf (2010) destacam a carne suína como importante fonte de alimento no tratamento da hipertensão e anemia, uma vez que o alto nível de potássio encontrado na carne pode regular os níveis de sódio no corpo humano. De fato, a carne suína possui composição semelhante a outras carnes vermelhas, pois é rica em proteínas, carboidratos, ácidos graxos monoinsaturados, lipídios e vitaminas do complexo B (REZENDE, CAMPOS, 2015).

Para o atendimento da demanda mundial de carne, os frigoríficos/abatedouros são atividades essenciais para a produção de proteína animal. No entanto, as atividades desse ramo geram resíduos e efluentes a base de uma mistura complexa de substâncias proteicas, que contém elevadas cargas orgânicas, de nutrientes e de sólidos em suspensão, gerados por sangue, gorduras, resíduos do trato gastrointestinal, fragmentos de tecido dos animais, entre outros (KAZMIERCZAK *et al.*, 2017; ASSMENN, 2016).

Esses materiais conferem alto potencial poluidor aos efluentes de plantas frigoríficas, os quais devem ser submetidos a técnicas adequadas de tratamento, tendo em vista suas características físico-químicas que podem apresentar valores de até 20.000 mg L⁻¹ de sólidos totais, 30.000 mg L⁻¹ de Demanda Química de Oxigênio (DQO), 2.500 mg L⁻¹ de Nitrogênio total e 600 mg L⁻¹ de fósforo total (EMERICK, 2019), ou seja, muito acima dos valores orientadores para emissões de efluentes em corpos hídricos no país (BRASIL, 2011).

Os processos de tratamento são divididos em quatro níveis, a saber, tratamento preliminar que tem a finalidade de remoção de sólidos grosseiros e areia; primário que visa a remoção dos sólidos em suspensão, flutuantes e sedimentáveis; secundário destinado a remoção de matéria orgânica dissolvida ou em suspensão por meio de reações bioquímicas realizadas por microrganismos e; terciário que visa a remoção de compostos não biodegradáveis e tóxicos, bem como complementa a remoção de poluentes não biodegradados na etapa secundária. Os processos mais empregados a nível terciário são físico-químicos e/ou avançados de oxidação química, filtração e adsorção, cuja aplicação depende das características do efluente a ser tratado (VON SPERLING, 2005).



Nesse sentido, os processos de tratamento biológicos comumente empregados na depuração de efluentes de frigoríficos, em nível secundário, iniciam-se por processos anaeróbios, sejam por lagoas ou biodigestores, pois estes são menos sensíveis às altas cargas poluidoras, não necessitam de consumo de energia e oxigênio e ainda possuem potencial de gerar biogás (CHERNICHARO, 2007) e reduzir a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) em 50 a 60% (FERNANDES *et al.*, 2017). Já o sistema de lodos ativados, assim denominado pela formação de flocos biológicos em constante interação com o efluente, é o processo mais amplamente utilizado em indústrias quando se deseja maior qualidade do efluente tratado, porém é um processo mecânico que envolve maior consumo de energia para geração de oxigênio no tanque de aeração e manutenção dos flocos em suspensão, que posteriormente são encaminhados para o decantador secundário. Por isso, esse processo costuma ser empregado após sistemas anaeróbios (BATISTA, 2018).

Como processo anaeróbio, os biodigestores possuem a função de tratar os resíduos sólidos e semissólidos provenientes do tratamento primário, ainda com alta carga orgânica (SOARES *et al.*, 2017; HALMEMAN *et al.*, 2014), transformando-os, principalmente, em biogás e biofertilizante (KLEINSTEUBER, 2014). Por isso, o processo tem despertado interesse em diversos setores para autonomia energética, tanto no âmbito rural quanto no meio industrial, proporcionando o aproveitamento do biogás (ANTUNES, 2019). Este é basicamente composto por dióxido de carbono (CO₂) e metano (CH₄), entre outros gases em menor concentração, como sulfídrico (H₂S) e nitrogênio (N). Todavia, o CH₄ é o principal gás a ser gerado e corresponde entre 60 a 80% da mistura (COSTA, SOTO, 2018).

Contudo, a eficiência dos processos biológicos é dependente das características do efluente, como concentração de matéria orgânica, nutrientes, relação carbono/nitrogênio, pH, alcalinidade (KARLSSON, 2014; SANTOS *et al.*, 2014), bem como de fatores ambientais, a exemplo da temperatura que é imprescindível para o rendimento do processo, uma vez que a atividade microbiana aumenta com a elevação da temperatura ambiente (KUNZ, OLIVEIRA, 2006). Por esse motivo, os sistemas físico-químicos são empregados complementarmente aos sistemas biológicos para ampliar a redução da carga orgânica e de nutrientes em frigoríficos, uma vez que os processos físico-químicos com coagulantes e floculantes possibilitam a aglutinação de colóides e a separação de sólidos não biodegradáveis presentes nos efluentes, reduzindo a carga de poluentes na fase aquosa (ZANELLA *et al.*, 2018).

Considerando o elevado volume de efluentes gerados em frigoríficos e seu alto potencial poluidor, é evidente a necessidade do adequado tratamento desses efluentes com a máxima eficiência nos processos. Por isso, no presente estudo objetivou-se verificar a eficiência do sistema de tratamento de efluentes utilizado em um frigorífico de suínos.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O frigorífico de suínos onde o estudo foi realizado está localizado na área urbana de um município da região noroeste do Rio Grande do Sul (RS). Neste empreendimento são abatidos e desossados, diariamente, 2.600 suínos, o que gera, em média, 863 m³ de efluente.

Os efluentes líquidos gerados na unidade são provenientes de duas linhas, a linha verde que contempla todo o volume de dejetos oriundos da pocilga e lavagem dos caminhões utilizados no transporte e a linha vermelha, composta basicamente por todos os efluentes gerados no abate e no processamento das carnes, ou seja, esta linha é caracterizada pela presença de sangue.

O sistema de tratamento adotado pela empresa é composto pelos níveis preliminar, primário e secundário. A etapa preliminar inicia-se no interior do ambiente fabril, onde calhas recolhem o sangue e direcionam para ralos distribuídos pela produção. Nesses ralos são recolhidos fragmentos de tecido animal, que eventualmente acompanham o efluente. No exterior da fábrica o efluente é direcionado para duas peneiras, uma rotativa e outra hidrostática, seguida por flotor físico por ar dissolvido, constituindo o sistema primário de tratamento. Desse ponto, o efluente passa para o tratamento secundário, composto por um biodigestor que recebe o efluente da linha verde e 25% do efluente da linha vermelha. Ao sair do biodigestor, o efluente passa, em série, por duas lagoas anaeróbias, seguidas por uma lagoa aerada (no sistema de lodos ativados) e outra anóxica (baixa concentração de O₂), apenas com um misturador hidráulico para manter o lodo em suspensão. Por fim, o efluente é direcionado para um decantador secundário, de onde é realizado o retorno de parte do lodo ativado à lagoa aerada e a remoção do lodo excedente, sendo o efluente tratado lançado em curso hídrico.

A quantificação do efluente gerado no frigorífico realizou-se com base nos dados de leitura da Calha Parshall existente na Estação de Tratamento de Efluente (ETE), considerando a mistura das linhas verde e vermelha. A caracterização foi realizada a partir dos resultados dos laudos analíticos do efluente, realizados por laboratório credenciado junto a Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler - RS (FEPAM), seguindo diretrizes e protocolos do *Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2012). Os parâmetros considerados foram DBO, DQO, fósforo total, nitrogênio amoniacal, óleos e graxas, pH, sólidos suspensos totais e coliformes termotolerantes.

As verificações de eficiência das diferentes etapas do sistema de tratamento foram determinadas pela redução dos parâmetros físico-químicos e biológico analisados (item 3.2).

Após análise das eficiências das etapas do sistema, aquelas que apresentaram percentuais muito divergentes dos indicados na literatura foram estudadas para indicação de possíveis alterações.



3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CARACTERIZAÇÃO QUALI-QUANTITATIVA DO EFLUENTE

Na Tabela 1 são apresentadas as médias mensais resultantes de análises semanais dos parâmetros solicitados pelo órgão ambiental para a caracterização do efluente bruto gerado no frigorífico.

Tabela 1 – Média mensal dos parâmetros de caracterização do efluente bruto gerado no frigorífico de abate de suínos, de novembro de 2019 a outubro de 2020, RS

Mês/Ano	DBO	DQO	P	N-NH ₃	SST	Óleos e graxas
Novembro/19	2037,50	3918,75	163,60	26,83	823,25	126,73
Dezembro/19	1512,50	3340,00	108,50	22,11	694,25	75,00
Janeiro/20	1755,00	3895,00	121,37	17,23	486,18	165,20
Fevereiro/20	1815,50	3429,13	93,70	23,67	679,63	619,75
Março/20	1668,75	3278,50	117,96	14,10	878,64	210,20
Abril/20	2656,25	4435,00	112,11	18,30	625,83	174,75
Mai/20	3168,75	4878,75	105,55	18,62	876,25	247,67
Junho/20	1818,75	3317,50	52,24	20,55	957,93	252,00
Julho/20	2568,75	3664,75	77,22	16,07	1154,73	382,75
Agosto/20	3693,75	4985,75	76,66	21,16	1848,43	385,25
Setembro/20	2745,00	3911,60	36,80	34,22	1127,00	262,67
Outubro/20	2809,38	4373,25	80,64	15,96	972,43	159,60
Média	2354,16	3952,33	95,53	20,74	927,05	255,13
Dev. Padrão	656,35	572,34	32,39	5,33	336,65	141,69

Os resultados da Tabela 1 revelam variações nas concentrações dos parâmetros entre os meses, conforme desvio padrão médio, devido a heterogeneidade e a composição do efluente. Apesar de não apresentados, os resultados das análises semanais também apresentam elevada variação, para todos os parâmetros. Tais oscilações na composição do efluente bruto são decorrentes dos níveis de carga poluidora afetados pelo número de animais abatidos, diferentes insumos utilizados nas variadas receitas de presunto e até mesmo em virtude dos produtos utilizados na higienização da fábrica. Também contribuiu para as variações dos valores, a inexistência de um tanque de equalização compatível com o volume de efluente gerado que possibilitasse a homogeneização.

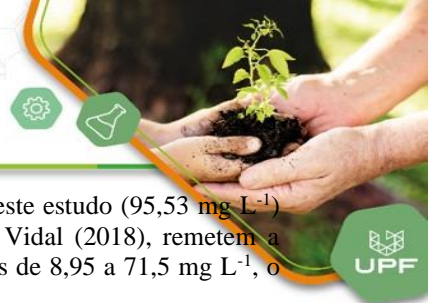
A concentração média de DBO verificada no efluente bruto do presente estudo é inferior a encontrada por Hossa (2015), de 2802 mg L⁻¹ em abatedouro de suínos, e superior a média informada por Sena (2005), de 1760 mg L⁻¹, em abatedouro misto de suínos e aves. Isto denota a maior carga orgânica presente em efluentes de abatedouros exclusivamente de suínos, para o qual o valor médio verificado no presente estudo mais se assemelha.

Para fins de comparação, Vidal (2018) compilou dez estudos de caracterização de efluentes brutos gerados em abatedouros/frigoríficos no processamento de carnes, contemplando suínos, bovinos e aves, dos quais sete informaram os valores de DBO, entre 600 a 5500 mg L⁻¹, e média de 3234 mg L⁻¹. Ao considerar o valor de referência média, verifica-se que o efluente gerado no presente estudo possui menor concentração de matéria orgânica, porém está dentro da faixa de valores mínimos e máximos compilados por Vidal (2018).

Quanto a DQO, a concentração média obtida no presente estudo também foi inferior as médias apresentadas por Hossa (2015), de 8857 mg L⁻¹, para efluente bruto de frigorífico de suínos, e por Biassi (2014), de 4730 mg L⁻¹. Contudo, foi superior ao valor médio de 3230 mg L⁻¹ para efluente misto gerado no abate de suínos e aves SENA (2005). Comparando a concentração média de DQO do efluente bruto no presente estudo apresentou-se inferior à concentração média de nove estudos compilados por Vidal (2018), no valor de 5324 mg L⁻¹, que contempla abatedouros de diferentes animais.

Considerando que a relação DQO/DBO obtida para o efluente em estudo foi de 1,68, esta indica, segundo Von Sperling (2005) e Metcalf e Eddy (2016), uma boa biodegradabilidade do efluente, podendo, portando, ser tratado por processos biológicos.

Entretanto, para a relação ideal de DQO/N/P (no mínimo de 350:7:1 para processos anaeróbios), a concentração de nitrogênio existente (ainda que não tenha sido analisado o nitrogênio orgânico) é baixa em relação a concentração DQO, enquanto que a concentração de fósforo é alta, o que denota desequilíbrio entre a concentração de nutrientes e a presença de matéria orgânica no efluente bruto (350:1,84:8,46). Compete informar que se fosse analisada a relação DQO:N:P com nitrogênio total Kjeldahl (NTK), o qual não foi analisado neste estudo, o valor de nitrogênio mudaria, mas a concentração de fósforo se manteria elevada.



As informações acima são corroboradas ao se comparar o valor médio de fósforo deste estudo ($95,53 \text{ mg L}^{-1}$) com a média relatada por Hossa (2015), de $75,87 \text{ mg L}^{-1}$. Cinco estudos compilados por Vidal (2018), remetem a concentração média de fósforo no efluente bruto de frigoríficos de $42,65 \text{ mg L}^{-1}$, com valores de $8,95$ a $71,5 \text{ mg L}^{-1}$, o que mais uma vez reforça a elevada concentração de fósforo no efluente estudado.

Isto pode ser explicado pela utilização de compostos de fosfatos alimentícios, a exemplo do Tripolifosfato de Sódio (STP), utilizado na produção de presunto das diferentes marcas da empresa, com a função emulsificante, entre outros produtos (SPS, 2014). Também contribuiu o uso dos produtos de limpeza a base de fósforo, como detergentes, utilizados nas lavagens das salas de produção (VIDAL, 2018).

Quando as concentrações de nitrogênio amoniacal do efluente bruto são comparadas a valores de literatura, verifica-se que esses estão abaixo da média descrita por Hossa (2015), de $59,93 \text{ mg L}^{-1}$.

Ainda com base nos dados da Tabela 1, verificou-se aumento na concentração de sólidos suspensos totais e óleos e graxas a partir de maio de 2020 no efluente bruto, em relação aos meses anteriores, com exceção do mês de fevereiro que apresentou a maior concentração de óleos e graxas de todos os meses. O aumento em ambos os parâmetros pode estar associado à passagem de tecido animal, contendo gordura, pelos ralos localizados no interior do frigorífico, como relatado por colaboradores do setor de evisceração. Tal fato pode ser também responsável pela elevação dos valores de DBO e DQO.

O aumento na concentração de óleos e graxas afeta a digestão anaeróbia pela elevação da toxicidade aos microrganismos (RINZEMA *et al.*, 1994), o que por sua vez reduz a biodegradabilidade do efluente interferindo na redução de outros parâmetros ao longo do tratamento biológico e na eficiência do processo, haja vista que a fração da carga inerte permanece praticamente inalterada (VON SPERLING, 2014).

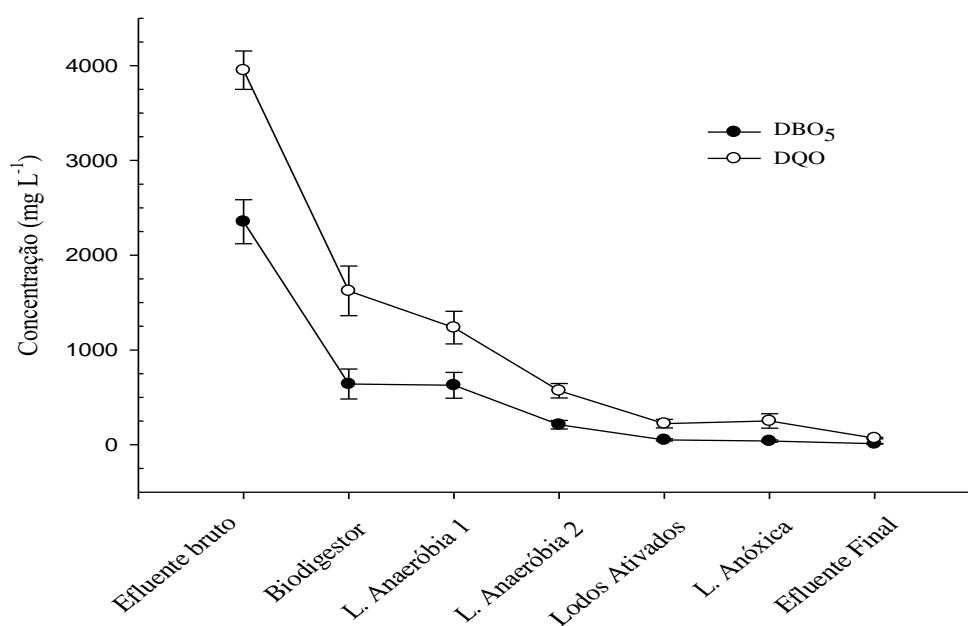
Com relação à vazão, a média diária de efluente bruto registrada no frigorífico é de 720 m^3 , o que corresponde a $30 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$. Este ponto necessita ser revisto para o melhor gerenciamento do efluente, uma vez que a vazão é registrada como valor constante ($30 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$), e não representa o consumo real de água no frigorífico tampouco o volume de efluente tratado.

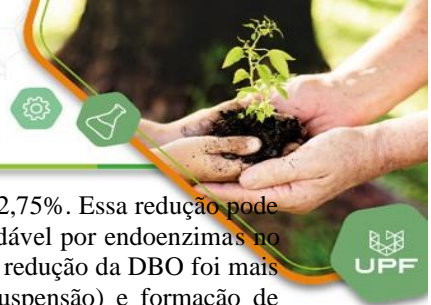
Dessa forma, os dados registrados representam consumo médio de 300 litros de água por animal abatido, enquanto que a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do estado de São Paulo (CETESB) reporta valores de 500 a 1500 litros de água por cabeça, quando há abate e industrialização da carne (PACHECO; YAMANAKA, 2008), como no presente estudo. Portanto, esses valores podem não representar a realidade de efluente gerado e tratado.

4.2 EFICIÊNCIA DAS DIFERENTES ETAPAS DO PROCESSO DE TRATAMENTO

Na Figura 1 são apresentadas as concentrações dos parâmetros DBO e DQO nas diferentes etapas do tratamento que compõe a ETE do frigorífico estudado. Os valores referem-se às médias dos resultados das análises semanais no período de janeiro a outubro de 2020, e o erro padrão.

Figura 1 - Redução média e erro padrão das concentrações de DBO e DQO a cada etapa do processo de tratamento de efluente do frigorífico de suínos, de janeiro a outubro de 2020, RS





A redução de DBO pelo biodigestor, que é a primeira etapa do tratamento, foi de 72,75%. Essa redução pode ser atribuída à remoção da matéria orgânica solúvel ou dissolvida que é facilmente biodegradável por endoenzimas no metabolismo bacteriano. Nas etapas anaeróbias subsequentes, compostas pelas lagoas 1 e 2, a redução da DBO foi mais branda, o que pode estar associada a presença de matéria orgânica particulada (ou em suspensão) e formação de substâncias complexas desencadeada pela degradação inicial da matéria orgânica, portanto, menos acessíveis aos microrganismos. O processo de lodos ativados possibilitou a redução média da concentração de DBO de 211,60 para 51,60 mg L⁻¹, chegando ao final do processo, pós lagoa anóxica e decantador secundário, a 11,00 mg L⁻¹, o que representa uma eficiência média de redução desse parâmetro de 99,53%. A concentração de 11 mg L⁻¹ de DBO está de acordo os valores de referência da Resolução CONSEMA n° 355/2017 para o lançamento de efluentes líquidos em cursos hídricos superficiais no Estado do Rio Grande do Sul, com vazões entre 500 e 1000 m³ d⁻¹, cujo valor máximo permitido é de 80 mg L⁻¹.

A DQO apresentou comportamento similar a DBO, porém com redução mais gradual entre as lagoas anaeróbias e o sistema de lodos ativados. A explicação para a queda acentuada na concentração da DQO no biodigestor, de 3952,33 para 1623,40 mg L⁻¹ é a mesma descrita para a DBO, porém neste caso a concentração se manteve mais elevada pela presença de substâncias complexas, que são gradativamente reduzidas por precipitação e/ou oxirredução nas etapas posteriores. Ao final do processo, a redução média de DQO no período analisado foi de 98,23%, uma vez que a concentração final foi de 70 mg L⁻¹, o que também atende a Resolução CONSEMA n° 355/2017, para a mesma faixa de vazão, cujo valor máximo permitido de DQO é de 300 mg L⁻¹.

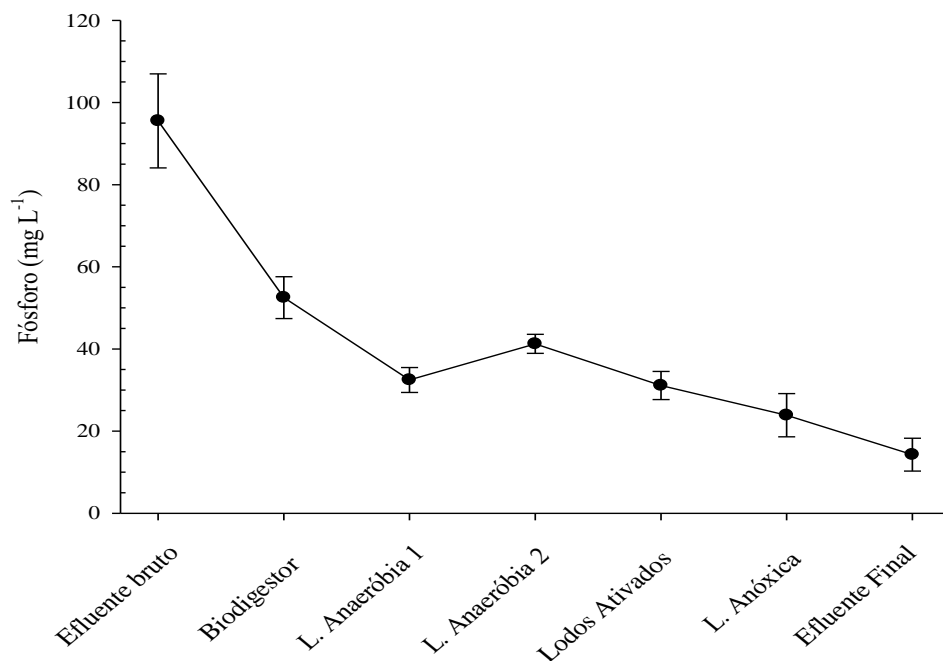
As reduções de DBO e DQO indicam que o sistema de tratamento possibilita a remoção da carga orgânica presente no efluente do frigorífico estudado, a níveis de lançamento em corpos hídricos do Estado do RS.

Estudos em estações de tratamento de efluentes de frigoríficos reportam elevadas eficiências, superiores a 90%, nas remoções de DBO e DQO do efluente bruto, em sistemas compostos por etapas anaeróbias, aeróbias e anóxicas (RASOOL *et al.*, 2014; BOERI, 2019). Januário (2012) descreve remoção média de 94% na concentração de DQO após tratamento secundário do efluente, percentual semelhante ao verificado no presente estudo, que foi de 98%.

A redução da carga orgânica pelas estações de tratamento de efluentes é fundamental para evitar o lançamento de elevadas concentrações de DBO e DQO que reduzem as concentrações de oxigênio dissolvido nos cursos hídricos (OLIVEIRA, 2016).

A Figura 2 apresenta a redução média da concentração de fósforo nas diferentes etapas do tratamento.

Figura 2 - Redução média e erro padrão da concentração de Fósforo a cada etapa do processo de tratamento de efluente do frigorífico de suínos, de janeiro a outubro de 2020, RS



A concentração de fósforo foi reduzida de 95,33 para 52,50 mg L⁻¹ logo após a saída do biodigestor, sendo reduzida para 32,50 na saída da primeira lagoa anaeróbia. Na saída da segunda lagoa anaeróbia foi observada a elevação para 41,30 mg L⁻¹. Elevações nas concentrações de nutrientes pós-sistemas anaeróbios são comuns, seja pela conversão e disponibilização de diferentes formas de fósforo, arraste de biomassa (lodo) junto ao efluente, e/ou liberação de fosfatos à fase líquida por bactérias acumuladoras de fósforo, que utilizam essa energia para sequestrar substratos



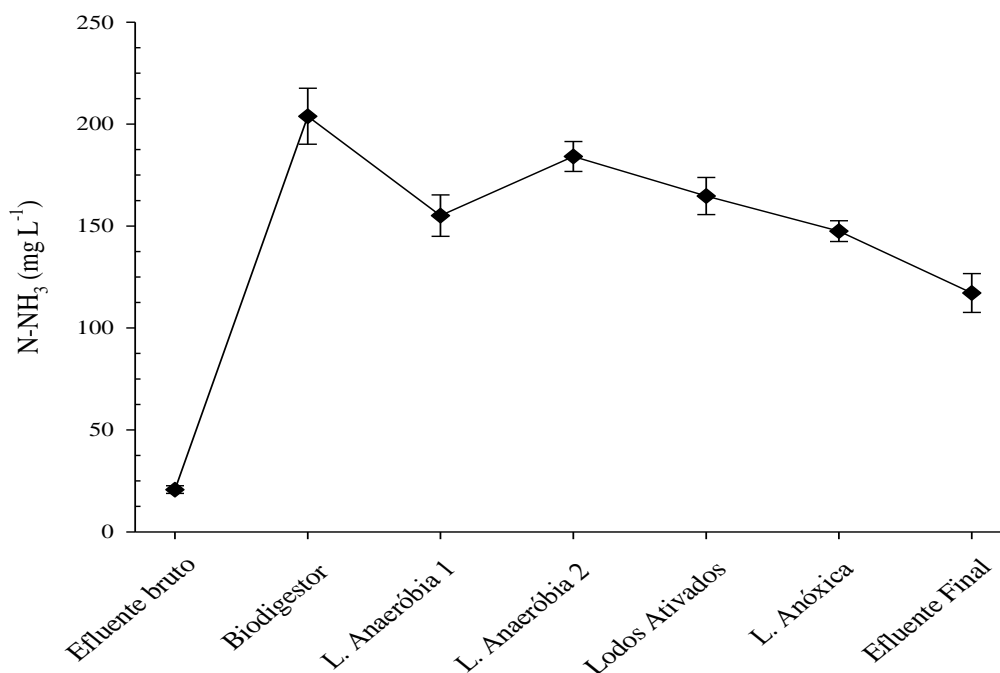
orgânicos de fácil degradação e mais tarde, em condições aeróbias, a energia proveniente do metabolismo dos substratos é usada para acumulação de polifosfato no interior da célula. Também contribuem para a elevação de P, o pH inferior a 7 que não possibilita a precipitação dos fosfatos e do fósforo solúvel (VON SPERLING, 2005; BISOGNIN *et al.*, 2019).

Após a segunda lagoa anaeróbia, a concentração de fósforo foi reduzida nas demais etapas subsequentes, possibilitando eficiência média de 85% e valor final de 14,3 mg L⁻¹. Este supera, praticamente, 5 vezes o valor limite recomendado para a faixa de vazão da ETE, segundo a Resolução CONSEMA n°. 355/2017. No entanto, a mesma Resolução estabelece que o efluente final deva atender aos valores de concentração estabelecidos ou a eficiência mínima fixada, conforme as faixas de vazão, que para esse caso é de 3 mg L⁻¹ ou 75% de eficiência. Logo, a ETE em questão atende a legislação por eficiência e não por concentração.

Em estudo com sistema de lodos ativados de fluxo contínuo e aeração intermitente, Koser (2012) relata remoção de 88% da concentração de fósforo, enquanto que Von Sperling (2002) descreve eficiência entre 70 e 80% para sistemas secundários similares aos empregados no presente estudo. Portanto, a combinação de sistemas anaeróbios, seguido de sistemas aeróbios, com adequada desnitrificação dos efluentes, promove a remoção de fósforo via acúmulo do mesmo na biomassa ativa. Desta forma, com a correta separação de fases entre sobrenadante e lodo decantado, é possível alcançar elevadas taxas de eficiência na remoção de fósforo (VON SPERLING, 2002).

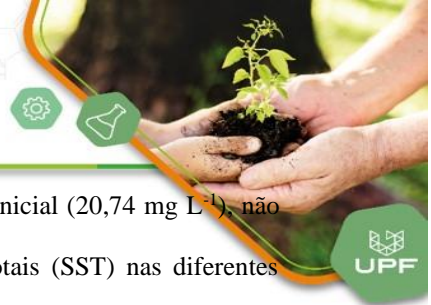
O comportamento da concentração de nitrogênio amoniacal (N-NH₃) nas diferentes etapas do sistema de tratamento estudado é apresentado na Figura 3.

Figura 3- Concentração média e erro padrão de N-NH₃ a cada etapa do processo de tratamento de efluente do frigorífico de suínos, de janeiro a outubro de 2020, RS



O N-NH₃ apresentou elevação de 20,74 para 203,80 mg L⁻¹ após passar pelo biodigestor e novo acréscimo após passar pela segunda lagoa anaeróbia (de 155,10 para 184,10 mg L⁻¹). Elevações nas concentrações de nutrientes em etapas anaeróbias são comuns ao longo do tratamento. Neste caso, pelo menos três fatores podem explicar os incrementos nas concentrações de N-NH₃, o primeiro é que em condições anaeróbias ocorre uma intensa mineralização do nitrogênio orgânico, que somado à hidrólise de proteínas e da ureia durante a decomposição da matéria orgânica eleva as concentrações de nitrogênio amoniacal. O segundo fator pode estar relacionado à degradação de estruturas complexas contendo nitrogênio, que passa ser liberado junto ao efluente (CHERNICHARO, 2007; BISOGNIN *et al.*, 2019). E o terceiro fator está relacionado ao arraste de biomassa junto com o efluente, como pode ser confirmado pela Figura 4, principalmente na saída do biodigestor.

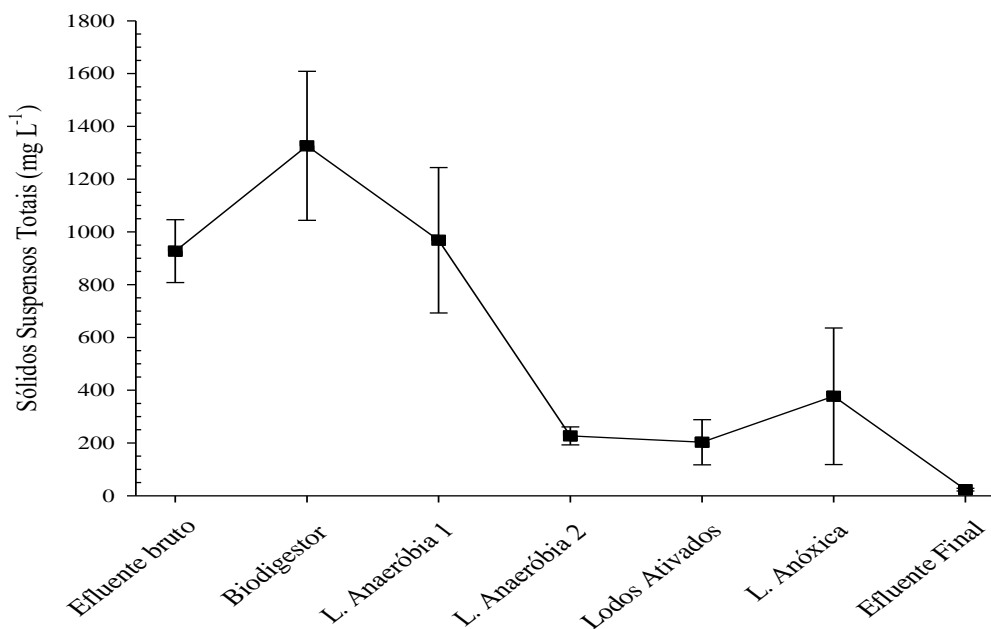
As maiores taxas de remoção de N-NH₃ foram observadas após a etapa de lodos ativados, lagoa anóxica e decantador secundário, em condições que favorecem a nitrificação parcial do efluente, na etapa de lodos ativados, seguida da desnitrificação na lagoa anóxica e no decantador secundário. Ressalta-se que a desnitrificação no decantador não é desejada pois pode provocar o arraste de biomassa no efluente de descarte e assim, comprometer outros parâmetros. Contudo, é evidente que o N-NH₃ é o parâmetro mais crítico da ETE, uma vez que se observou um



incremento de, aproximadamente, 465% na concentração final (117,2 mg L⁻¹) em relação a inicial (20,74 mg L⁻¹), não atendendo a Resolução CONSEMA n°. 355/2017, cujo valor limite é de 20 mg L⁻¹.

A Figura 4 apresenta o comportamento da concentração de sólidos suspensos totais (SST) nas diferentes etapas da ETE estudada.

Figura 4 - Redução média e erro padrão da concentração de Sólidos Suspensos Totais nas diferentes etapas do processo de tratamento de efluente do frigorífico de suínos, de janeiro a outubro de 2020, RS



O valor de SST representa um incremento de 399,05 mgL⁻¹ ao efluente após passagem pelo biodigestor. Esse fato se deve pelo arraste de biomassa, desencadeado pela própria dinâmica do efluente no reator, mas principalmente, pela geração e desprendimento constante de biogás originado na decomposição da matéria orgânica por microrganismos anaeróbios. Com a redução da matéria orgânica facilmente biodegradável nas etapas anaeróbias subsequentes e, conseqüentemente, menor atividade microbiana, assim como maior tempo de detenção hidráulica do efluente nas lagoas e menor velocidade ascensional, o arraste de biomassa é minimizado nessas etapas, permitindo a redução da concentração de SST. Novo incremento na concentração de SST é observado na lagoa anóxica, possivelmente devido à desnitrificação, que também é responsável pelo arraste de biomassa junto ao efluente. Contudo, ao final do processo, a ETE promoveu a redução de 93,87% da concentração de SST, deixando em 23,1 mg L⁻¹, ou seja, bem abaixo do valor limite de 100 mg L⁻¹ para a faixa de vazão da ETE.

Apesar de não ter sido analisada a concentração de coliformes termotolerantes nas diferentes etapas do sistema de tratamento, apenas no efluente final por determinação do órgão ambiental fiscalizador, a concentração média é de 46.500 Número Mais Provável (NMP) 100 mL⁻¹, o que atende ao valor máximo recomendado pela Resolução COMSEMA n°. 355/2017 para a faixa de vazão corresponde, que é de 10⁴ NMP 100 mL⁻¹. O parâmetro óleos e graxas não foi detectado no efluente final, o que indica remoção total pela ETE.

4 CONCLUSÃO

- A medição da vazão é feita a partir de valores fixos, mesmo possuindo Calha Parshall para medição.
- O efluente bruto gerado apresenta elevada oscilação em sua composição, com alta carga de matéria orgânica em relação à concentração de nutrientes, como nitrogênio e fósforo. Também apresenta altas concentrações de sólidos suspensos totais e óleos e graxas.
- O sistema de tratamento possibilita elevadas remoções de DBO e DQO, respectivamente, de 99,53% e 98,23%, atendendo a legislação para lançamento em corpos hídricos superficiais.
- A remoção de fósforo (85,06%) é superior à eficiência mínima exigida pela legislação, mesmo não atendendo ao valor limite em concentração.
- Os valores de nitrogênio amoniacal aumentam durante o tratamento, ao invés de reduzirem.



- Os demais parâmetros estão de acordo com a legislação vigente, o que comprova o compromisso da empresa com o atendimento da legislação ambiental para se manter em operação.

5 AGRADECIMENTOS

Agradecemos a empresa onde o estudo foi realizado pela oportunidade de desenvolver este trabalho, bem como à Uergs e à UPF, por possibilitar a divulgação dos resultados à comunidade.

6 REFERÊNCIAS

ANTUNES, M. **Viabilidade da produção de biogás a partir de dejetos animais**. 2019. 53 f. Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Maria - Curso de Engenharia Mecânica, Cachoeira do Sul. 2019.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22th Edition. Washington, DC, 1360 p., 2012.

ASSMENN, P. R. **Diagnóstico e prognóstico de um sistema de efluente de um frigorífico de suínos para a remoção de nitrogênio amoniacal**. 2016. 91 f. Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) Engenharia Ambiental – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. **Relatório anual**. ABPA, Disponível em: http://abpabr.org/wpcontent/uploads/2020/05/abpa_relatorio_anual_2020_portugues_web.pdf Acesso em: 23 mai. 2020.

BATISTA, N. AGUIAR, A. **Estudo de parâmetros físico-químicos e suas correlações para efluentes de laticínios do estado de minas gerais**. In: XXII Encontro Latino Americano de Iniciação Científica, XVIII Encontro Latino Americano de Pós-Graduação e VIII Encontro de Iniciação à Docência - Universidade do Vale do Paraíba Itajubá-MG. 2018. ITAJUBA- MG: UNIVAP, p. 01-06, 2018..

BIASSI, F.B. **Tratamento de efluente de matadouro e frigorífico de suínos em reator batelada de eletrofloculação**. 2014. Trabalho de Conclusão de Curso (Tecnologia em Gestão Ambiental), Universidade Tecnológica Federal Do Paraná, Medianeira, 2014.

BISOGNIN, R. P.; WOLFF, D. B.; CARISSIMI, E.; PRESTES, O. D.; ZANELLA, R. Occurrence and fate of pharmaceuticals in effluent and sludge from a wastewater treatment plant in Brazil, **Environmental Technology**. 2019. DOI: 10.1080/09593330.2019.1701561

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente Conselho Nacional do Meio Ambiente. **RESOLUÇÃO CONAMA N°357, DE MARÇO DE 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento[...]. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 24 maio.20.

BRASIL. Ministério Do Meio Ambiente Conselho Nacional do Meio Ambiente. **RESOLUÇÃO CONAMA N° 430, DE 13 DE MAIO DE 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes [...]. Disponível em: <http://www.mpf.mp.br/atuacao-tematica/ccr4/dados-da-atuacao/projetos/qualidade-da-agua/legislacao/resolucoes/resolucao-conama-no-430-de-13-de-maio-de-2011/view>. Acesso em: 24 mai. 2020.

BOERI, T. **Remoção biológica de DQO, DBO₅, fósforo e nitrogênio utilizando um sistema de lodos ativados**. 2019. 119 f. Trabalho de Conclusão do Curso de Engenharia Ambiental. Universidade do Vale do Taquari - UNIVATES, Lajeado. 2019

CHERNICHARO, C.A.L. **Biological Wastewater Treatment Series Anaerobic Reator**. v. 4. Minas Gerais. 190 p. ISBN: 1 84339 164 3. 2007.

COSTA. A.A; SOTO.M. R.F. Tratamento do dejetos de suíno por biodigestão anaeróbia. **Revista em agronegócio e meio ambiente em Maringá(PR)**. v.11, n.3. p. 801-823. 2018. DOI: <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2018v11n3p801-823>.



- EMERICK, T. **Processo eletroquímico combinado com ultrassom: um tratamento alternativo para efluentes agroindustriais**. 104 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – UNISUL. Universidade do Sul de Santa Catarina, Palhoça, 2019.
- FERNANDES, A.; CIRÍACO, L.; LOPES, A. Effluents from Anaerobic Digestion of Organic Wastes: Treatment by Chemical and Electrochemical Processes. **Water, Air, & Soil Pollution**. Covilhã, Portugal. v.228, n. 441p. 01-08. 2017. DOI: /10.1007/s11270-017-3620-1.
- GEESDORF, C. **Benefícios da carne na alimentação humana**. Portal do dia do campo. 2010. Disponível em: <http://www.diadecampo.com.br/zpublisher/materias/Materia.asp?id=22990&secao=Colunas%20e%20Artigos> Acesso em: 11 abr. 2020.
- HALMEMAN, M. C. R.; STACISSINI, M. G.; DAMACENO, F. M.; GABRIEL FILHO, L. R. A.; CREMASCO, C. P.; PUTTI, F. F. The deployment of biodigester systems in rural properties. **Brazilian Journal of Biosystems Engineering**, v. 8, n. 4, p. 351-360, 2014. DOI: [10.18011/bioeng2014v8n4p351-360](https://doi.org/10.18011/bioeng2014v8n4p351-360).
- HOSSA, C. L. **Produção e Uso do Biogás em Frigorífico de Santa Cecília / SC - Estudo de Caso**. 2015. 129 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização em Economia e Meio Ambiente) – Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2015.
- JANUÁRIO, A.P.M. **Avaliação de desempenho de estações de tratamento de efluentes de três indústrias de abate de bovinos e suínos em minas gerais: estudo de caso**. 2012. 83 f. Monografia apresentada ao curso de Especialização em Saneamento e Meio Ambiente - Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais, 2012.
- KAZMIERCZAK, T, *et al*. Estimativa teórica da produção de biogás a partir de efluente procedente de abatedouro de suínos e aves no município de Videira -SC (estudo de caso). **Ings: periódico científico de arquitetura e urbanismo, engenharia e tecnologia da informação**. Caçador. v 5. n 1. p. 5 - 17., 2017.
- KARLSSON, T *et al*. Biogás. **Manual básico de biogás**. 1.ed. Lajeado: UNIVANTES, 2014. p. 69.
- KLEINSTEUBER, S. Special Issue on “Microbial Ecology of Anaerobic Digestion”. **Bioengineering**, v. 1, p. 111-112, jun. 2014. DOI: 10.3390/bioengineering1020111.
- KOSER. M. **Avaliação do desempenho do tratamento de efluente sanitário utilizando sistema de lodos ativados de fluxo contínuo e aeração intermitente**. 2012. 116 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Universidade da Região de Joinville, SC, 2012.
- KUNZ, A.; OLIVEIRA, V, P, A.de. Aproveitamento de dejetos de animais para a geração de biogás. **Revista de política agrícola**, concórdia, ano XV. n. 3, p. 28-35, 2006.
- METCALF; EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**, 5ed. Nova Iorque: McGraw Hill, 2016.
- MILANEZ, Y. A. *et al*. Biogás de resíduos agroindustriais: panorama e perspectivas. **BNDES setorial**, n. 47. p. 221-276. 2018.
- OLIVEIRA,S.C.*et al*. Avaliação da eficiência do tratamento de efluentes em um abatedouro do município de Passos-MG. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**. Minas Gerais, v. 4, n. 24, p18-27, 2016. DOI: 10.17271/2318847242420161321
- PACHECO, J. W.; YAMANAKA, H .T. Guia técnico ambiental de abates (bovino e suíno). Série P + L. CETESB, São Paulo, 98 p., 2008.
- RAIMUNDO, L.M.B. BATALHA, M.O. Mercado de carne suína na cidade de São Paulo: segmentos e estratégias. **Gest. Prod.**, v 22, n.2, 2015. p. 391-403. 2015. DOI: 10.1590/0104-530X1240-14.
- RASOOL, K.; AHN, D. H.; LEE, D. S. Simultaneous organic carbon and nitrogen removal in an anoxic–oxic activated sludge system under various operating conditions. **Bioresource Technology**, v.162, p 373-378, 2014.



REZENDE, DO C. M.C, CAMPOS. DE LEMES.M.R. Benefícios da carne suína na saúde do consumidor. Saúde, consumidor, suínos, carne, qualidade, produção. **Revista eletrônica nutritime Ltda.** Petrolina-PE, v. 12, n. 06, p. 01-07, 2015.

RINZEMA, A., BOONE, M., VAN KNIPPENBERG, K., LETTINGA, G. (1994). Bacterial effects of long chain fatty acids in anaerobic digestion. *Water Environ Res.* 66, 40-49

SANTOS, J. J. N.; SOUSA, I. C. S. BEZERRA, D. C. COIMBRA, V. C. S. CHAVES, N. P. Desafios da adequação à questão ambiental em frigoríficos na cidade de São Luís, Maranhão: diagnóstico da situação. **Arquivos do Instituto Biológico**, v. 81, n. 4, p. 315-321, 2014. DOI: 10.1590/1808-1657000062013.

SENA, R. F. **Avaliação da biomassa obtida pela otimização da flotação de efluentes da indústria de carnes para geração de energia.** 2005. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal de Santa Catarina- curso de Engenharia Ambiental, Florianópolis- SC, 2005.

SOARES, C. M. T.; FEIDEN, A.; TAVARES, S. G. Fatores que influenciam o processo de digestão anaeróbia na produção de biogás. **Revista Nativa**, Sinop, v 5, p. 509-514, 2017. DOI: 10.5935/2318-7670.v05nespa10.

SPS. Sustainable Phosphorus Summit. **Fosfatos alimentícios funções e aplicações.** September 2014 - Le Corum - Montpellier, France. Disponível em: https://aditivosingredientes.com.br/upload_arquivos/201605/2016050872587001463404533.pdf Acesso em: 23 nov. 2020.

VIDAL, M.P.C. **Caracterização do efluente de uma indústria de beneficiamento de carnes para auxiliar na concepção do sistema de tratamento e disposição final.** 2018, 21 f. Trabalho de Conclusão de Curso- Universidade Federal do Rio Grande do Norte Centro De Tecnologia Departamento De Engenharia Civil - Curso de Engenharia Civil, Natal- RN, 2018.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados.** Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Editora UFMG. 4ª ed. 461 p. 2016.

VON SPERLING, M. **Princípio do Tratamento Biológicos de Águas Residuárias.** v. 3: Lagoas de estabilização. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 196 p., 2002.

ZANELLA, C; LUZZI, D.; BARICHELLO, R.. Análise da gestão dos tratamentos de efluentes líquidos gerados pelos pequenos abatedouros de suínos de Chapecó – SC. **Revista Sistemas & Gestão**, v. 13, n. 1, 2018. Doi: <https://doi.org/10.20985/1980-5160.2018.v13n1.932>.