

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

VAGNER RIBEIRO BRIZOLA

CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE LODOS ORIUNDOS DO ABATE E
PROCESSAMENTO DE CARNE: EFEITO DA DOSE DE LODO RICO EM
GORDURA

CASCADEL

2022

VAGNER RIBEIRO BRIZOLA

CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE LODOS ORIUNDOS DO ABATE E
PROCESSAMENTO DE CARNE: EFEITO DA DOSE DE LODO RICO EM
GORDURA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Bioenergia Setor de Palotina da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Bioenergia.

Orientador(a): Prof. Dr. Rodrigo Sequinel

Coorientador(a): Profa. Dra. Simone D. Gomes

CASCADEL

2022

Universidade Federal do Paraná. Sistemas de Bibliotecas.
Biblioteca UFPR Palotina.

B862 Brizola, Vagner Ribeiro
Codigestão anaeróbia de lodos oriundos do abate e processamento
de carne de frango: efeito da dose de lodo rico em gordura / Vagner
Ribeiro Brizola. – Palotina, PR, 2022.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná,
Setor Palotina, PR, Programa de Pós-Graduação em Bioenergia.
Orientador: Prof. Dr. Rodrigo Sequinel.
Coorientador: Profa. Dra. Simone D. Gomes.

1. Digestão anaeróbia. 2. Lodo flotado. 3. Resíduo
agroindustrial. I. Sequinel, Rodrigo. II. Gomes, Simone D.
III. Universidade Federal do Paraná. IV. Título.

CDU 620.9

Bibliotecária: Aparecida Pereira dos Santos – CRB 9/1653

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação BIOENERGIA - UEL - UEM - UEPG - UNICENTRO - UNIOESTE - UFPR da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de VAGNER RIBEIRO BRIZOLA intitulada: CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE LODOS ORIUNDOS DO ABATE E PROCESSAMENTO DE CARNE: EFEITO DA DOSE DE LODO RICO EM GORDURA, sob orientação do Prof. Dr. RODRIGO SEQUINEL, que após terem inquirido o aluno e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Palotina, 09 de Agosto de 2022.

Assinatura Eletrônica

09/08/2022 16:06:02.0

RODRIGO SEQUINEL

Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica

09/08/2022 20:46:18.0

ELIANE HERMES

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

15/08/2022 20:02:11.0

MARIA LUIZA FERNANDES RODRIGUES

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ)

Rua Pioneiro, 2153 - Palotina - Paraná - Brasil

CEP 85950-000 - Tel: (44) 3211-8529 - E-mail: ppgbioenergiaufpr@ufpr.br

Documento assinado eletronicamente de acordo com o disposto na legislação federal Decreto 8539 de 08 de outubro de 2015.

Gerado e autenticado pelo SIGA-UFPR, com a seguinte identificação única: 213924

Para autenticar este documento/assinatura, acesse <https://www.prppg.ufpr.br/siga/visitante/autenticacaoassinaturas.jsp> e insira o código 213924

Ao Deus Todo Poderoso, aos meus pais que hoje moram com Deus, Jussélia e José, meus irmãos Valter e Suelen, minha esposa Livia e minha cachorrinha Matilda, dedico.

AGRADECIMENTOS

Ao Deus triúno, Criador de todas as coisas, por ter me dado o dom da vida, e sempre me proteger;

Ao meu pai, José Brizola (*in memoriam*), pelo exemplo de honestidade e humildade. A minha mãe, Jussélia Ribeiro (*in memoriam*), por todo o amor, afeto e orações. A minha esposa Livia, por todo amor demonstrado a mim, apoio, carinho e compreensão. A toda minha família por terem compreendido todas as minhas ausências;

À Universidade Federal do Paraná (UFPR), campus Palotina, e ao Programa de Pós-Graduação em Bioenergia (PPGB), à Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), campus Cascavel, pela estrutura e professores, os quais foram fundamentais para o desenvolvimento dessa dissertação;

Ao professor e meu orientador, Rodrigo Sequinel. Serei eternamente grato pelos ensinamentos técnicos, científicos e humanos, pelas oportunidades, pela confiança em mim depositada, pelos puxões de orelhas e por não medir esforços pela formação de qualidade de seus alunos;

A minha coorientadora, Simone Damasceno Gomes, pela ideia inicial e pelos direcionamentos em minha dissertação, ajuda e todo conhecimento compartilhado;

À equipe do Laboratório de Análise de Resíduos Agroindustriais (LARA), pelos ensinamentos, auxílios no experimento e coleta de dados, pelo convívio e o companheirismo; aos colegas de mestrado.

Não temas, porque eu sou contigo; não te assombres, porque eu sou teu Deus; eu te fortaleço, e te ajudo, e te sustento com a destra da minha justiça.

Isaías 41:10

RESUMO

De acordo com os dados da Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO, 2019), na última década, o Brasil se destacou mundialmente como o maior consumidor da carne de frango, tendo consumo médio de 60,1 kg/hab/ano nesse período, além de ter se estabelecido como o maior exportador mundial desde 2015. A fim de atender essa crescente demanda, a produção da carne de frango brasileira foi intensificada, aumentando conseqüentemente a geração de efluente. A digestão anaeróbia é um processo de degradação da matéria orgânica por microrganismos anaeróbios que produz biogás e o biofertilizante. Sendo assim, o objetivo deste trabalho consistiu em estudar a codigestão anaeróbia do lodo do flotor e do lodo excedente de sistema de lodo ativado proveniente do tratamento de efluentes da indústria de abate e processamento de carne de frango. O experimento foi realizado utilizando reatores em batelada com 0,5 L, em sete tratamentos em duplicata, divididos em diferentes proporções (%) de lodo ativado e lodo de flotor (100:0, 80:20, 70:30, 60:40, 50:50, 40:60 e 0:100), analisando o efeito do aumento da concentração de lodo do flotor (20 a 100% v/v), na geração de metano, remoção de carga orgânica e estabilidade do reator. O experimento ocorreu por aproximadamente 12 semanas, onde a cada semana foi aberto um dos reatores destrutivos que foram montados no início da pesquisa, para ser realizada as análises de demanda química de oxigênio (DQO), pH, ácidos voláteis (AV)/alcalinidade total (AT). As variáveis respostas a serem calculadas a partir do monitoramento do reator serão: vazão de biogás (mL d^{-1}), remoção de DQO (%). Desta forma este trabalho buscou utilizar os resíduos do abatedouro como fonte de energia limpa visando contribuir com uma cadeia de produção de carne de frango mais sustentável. Por fim, conclui-se que a codigestão anaeróbia é uma alternativa interessante para a produção de energia limpa sobre as perspectivas ambiental e econômica.

Palavras-chave: Metano. Digestão Anaeróbia. Lodo Flotado. Resíduo Agroindustrial.

ABSTRACT

According to data from the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO, 2019), in the last decade, Brazil has stood out worldwide as the largest consumer of chicken meat, having an average consumption of 60.1 kg/hab/year in this period, besides having established itself as the largest world exporter since 2015. In order to meet this growing demand, the production of Brazilian chicken meat has been intensified, consequently increasing effluent generation. Anaerobic digestion is a process of degradation of organic matter by anaerobic microorganisms that produces biogas and biofertilizer. Thus, the objective of this study was to study the anaerobic co-digestion of floatator sludge and excess sludge from an activated sludge system from the treatment of effluents from the slaughterhouse and chicken meat processing industry. The experiment was performed using 0.5 L batch reactors, in seven treatments in duplicate, divided in different proportions (%) of activated sludge and floater sludge (100:0, 80:20, 70:30, 60:40, 50:50 40:60 and 0:100), analyzing the effect of increasing the concentration of floater sludge (20 to 100% v/v), on methane generation, removal of organic load and reactor stability. The experiment took place for approximately 12 weeks, where each week one of the destructive reactors that were set up at the beginning of the research was opened, in order to perform the analyses of chemical oxygen demand (COD), pH, volatile acids (VA)/total alkalinity (TA). The response variables to be calculated from the monitoring of the reactor will be: flow of biogas (mL d⁻¹), removal of COD (%). Thus this work sought to use the waste from the slaughterhouse as a source of clean energy aiming to contribute to a more sustainable chain of production of chicken meat. Finally, it is concluded that the anaerobic codigestion is an interesting alternative for the production of clean energy on the environmental and economic perspectives.

Keywords: Methane. Anaerobic digestion. Floating slime. Agroindustrial waste.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - ABATE DE FRANGO POR UNIDADE FEDERATIVA.....	19
FIGURA 2 - FLUXOGRAMA DO PROCESSO DE ABATE DE AVES.....	20
FIGURA 3 - ROTAS METABÓLICAS E GRUPOS MICROBIANOS ENVOLVIDOS NA DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	21
FIGURA 4 - FLUXOGRAMA DO PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL	29
FIGURA 5 - IMAGEM AÉREA DO COMPLEXO INDUSTRIAL ONDE OS RESÍDUOS FORAM COLETADOS.....	30
FIGURA 6 - ARMAZENAMENTO DOS SUBSTRATO.....	31
FIGURA 7 - PURGA DOS REATORES.....	32
FIGURA 8 - ESQUEMA DE MINI REATORES PARA MONITORAMENTO DOS REATORES DE MAIOR VOLUME (SAÍDA DE GÁS EM LÂMINA D'ÁGUA).....	34
FIGURA 9 - VALORES DE PH E AI/AP NO INÍCIO E FIM DO EXPERIMENTO.....	38
FIGURA 10 - VALORES DE ALCALINIDADE TOTAL E ACIDEZ VOLÁTIL NO INÍCIO E AO FIM DO EXPERIMENTO.....	40
FIGURA 11 - QUADRO DE VALORES DE ENTRADA E SAÍDA DO PH E REMOÇÃO DE DQO NO ENSAIO EM BATELADA.....	41
FIGURA 12 - GRÁFICO DA PRODUÇÃO ACUMULADA DE BIOGÁS DURANTE O EXPERIMENTO.....	44

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - DESCRIÇÃO DE AÇÕES CORRETIVAS PARA A RELAÇÃO AI/AP.....	26
TABELA 2 - PERCENTUAIS DE LODO ATIVADO E LODO FRESCO DO FLOTADOR DOS TRATAMENTOS DOS FRASCOS.....	33
TABELA 3 - PARÂMETROS PARA A CARACTERIZAÇÃO DOS SUBSTRATOS E MONITORAMENTO DOS REATORES, COM SUAS RESPECTIVAS METODOLOGIAS.....	35
TABELA 4 - CARACTERÍSTICAS DO INÓCULO UTILIZADO	36
TABELA 5 - VALORES RECOMENDADOS PARA OS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS NO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	38

LISTA DE ABREVIATURAS OU SIGLAS

ABPA - Associação Brasileira de Proteína Animal
AGCL – Ácidos graxos de cadeia longa
AGVs – Ácidos graxos voláteis
A/M – Relação alimento/microrganismo
CH₄ – Metano
CO₂ – Dióxido de Carbono
CNTP – Condições Normais de Temperatura e Pressão
CoA – Codigestão Anaeróbia
C/N – Relação Carbono Nitrogênio
DA – Digestão Anaeróbia
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO – Demanda Química de Oxigênio
ETE – Estação de Tratamento de Efluentes
G - Grama
gDQO - Grama de DQO
gSV - Grama de sólido volátil
LA – Lodo Ativado
LF – Lodo do Flotador
ST – Sólidos totais
STF – Sólidos totais fixos
STV – Sólidos totais voláteis
SS – Sólidos suspensos
SSF – sólidos suspensos fixos
SSV – sólidos suspensos voláteis
TDH ou HRT – tempo de detenção hidráulica (do inglês Hydraulic Retention Time)
TRH – Tempo de Retenção Hidráulica

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
2 OBJETIVOS	17
2.1.1 Objetivo geral	17
2.1.2 Objetivos específicos.....	17
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1 RESÍDUOS DO ABATE E PROCESSAMENTO DA CARNE DE FRANGO	18
3.2 DIGESTÃO ANAERÓBIA NO TRATAMENTO DE EFLUENTES INDUSTRIAIS	21
3.3 PARÂMETROS OPERACIONAIS DO PROCESSO DE PRODUÇÃO DO BIOGÁS E SUAS INTERFERÊNCIAS	24
3.3.1 pH.....	24
3.3.2 Alcalinidade	25
3.3.3 Temperatura.....	26
3.3.4 Relação C/N	27
3.4 CODIGESTÃO ANAERÓBIA.....	27
4 MATERIAL E MÉTODOS	29
4.1 LOCAL DE COLETA DAS AMOSTRAS UTILIZADAS NO EXPERIMENTO	30
4.2 CARACTERIZAÇÃO DOS SUBSTRATOS E INÓCULO.....	31
4.3 EFEITO DA DOSAGEM DO LODO FRESCO DO FLOTADOR NA CODIGESTÃO ANAERÓBIA COM O LODO ATIVADO	31
5 APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
5.1 CARACTERIZAÇÃO DOS SUBSTRATOS E INÓCULO.....	36
5.2 PH E RELAÇÃO AI/AP	37
5.3 ACIDEZ VOLÁTIL E ALCALINIDADE TOTAL.....	39
5.4 SÓLIDOS E DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO).....	41
5.5 PRODUÇÃO DE METANO	42
6 CONCLUSÕES	45
6.1 CONSIDERAÇÕES FINAIS	45
REFERÊNCIAS	46

1 INTRODUÇÃO

A produção de carne de frango possui uma enorme importância no Brasil e no mundo. Segundo a ABPA (2022) mesmo diante das dificuldades enfrentadas desde o início da pandemia, a produção e as exportações de carne de frango registraram crescimento e novamente bateram recordes em 2021. Os levantamentos da ABPA indicam que a produção brasileira totalizou em 2021 14,329 milhões de toneladas, ou seja, aproximadamente 3,5% de aumento se comparado a produção de 2020, com 13,845 milhões de toneladas. O aumento e expansão da atividade avícola e o processamento de carne geram como consequência grande quantidade de efluentes com elevado potencial poluidor.

A região oeste do estado do Paraná é uma das protagonistas na produção e processamento de carne de frango, e, por isso essa atividade utiliza uma enorme quantidade de água, e em virtude disso gera efluentes com carga orgânica muito alta e que necessitam de tratamento específico.

Dentre os resíduos do abate de frango, o lodo de flotor precisa ser melhor estudado, pois suas características dificultam a sua transformação em outros produtos (YOON et al., 2014). De acordo com Fagnani (2017) o lodo gerado no sistema de flotação físico-químico é rico em óleos e graxas, sólidos dissolvidos e suspensos oriundos do efluente frigorífico, em razão da existência de resquícios de carne, frações de sangue e gordura, derivados da higienização pré-operacional da indústria, bem como porções de detergentes e sanitizantes.

O lodo de flotor é um dos resíduos gerados através de uma das etapas do tratamento físico-químico do efluente oriundos das fases do abate de frangos denominada “linha vermelha” que são a sangria, depenamento por escalda, evisceração e preparação das carcaças, (DAMACENO et al., 2019), e também da denominada “linha verde” que são os demais locais que geram efluente dentro do frigorífico. Os flotores injetam ar em difusores, produzindo microbolhas que, através do fluxo ascendente, são responsáveis por conduzir uma parte dos sólidos contidos na água residuária até a superfície do tanque. Após essa etapa, um raspador mecânico conduz o material flotado até um tridecanter centrífugo, que faz a separação da água, do óleo e do lodo flotado.

Mesmo sendo realizado um amplo processo de desidratação a indústria gera um grande volume de lodo, necessitando uma destinação ambientalmente adequada para o mesmo.

A digestão anaeróbia é vista por muitos como um processo ambientalmente correto e vem tendo um papel significativo nos processos de tratamento de lodos. Diante disso, a digestão anaeróbia pode ser um processo favorável, porque permite a estabilização e a reciclagem dos nutrientes contidos nos resíduos orgânicos biodegradáveis, por meio da obtenção do biogás e biofertilizante (EBNER et al., 2016; MAZARELI et al., 2016).

2 OBJETIVOS

2.1.1 Objetivo geral

Avaliar o processo de codigestão anaeróbia do lodo de flotador e do lodo excedente do sistema de lodos ativados proveniente do abate e processamento de carne de frango.

2.1.2 Objetivos específicos

- I. Caracterizar o lodo flotado in natura gerado no processo de flotação físico químico do tratamento primário de efluente e o lodo excedente de sistema de lodo ativado do tratamento secundário do efluente de abate e processamento de carnes
- II. Avaliar a eficiência do processo de remoção de DQO e sólidos.
- III. Avaliar a produção de metano a partir da variação da porcentagem de lodo flotado e do lodo ativado em reatores em batelada;

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

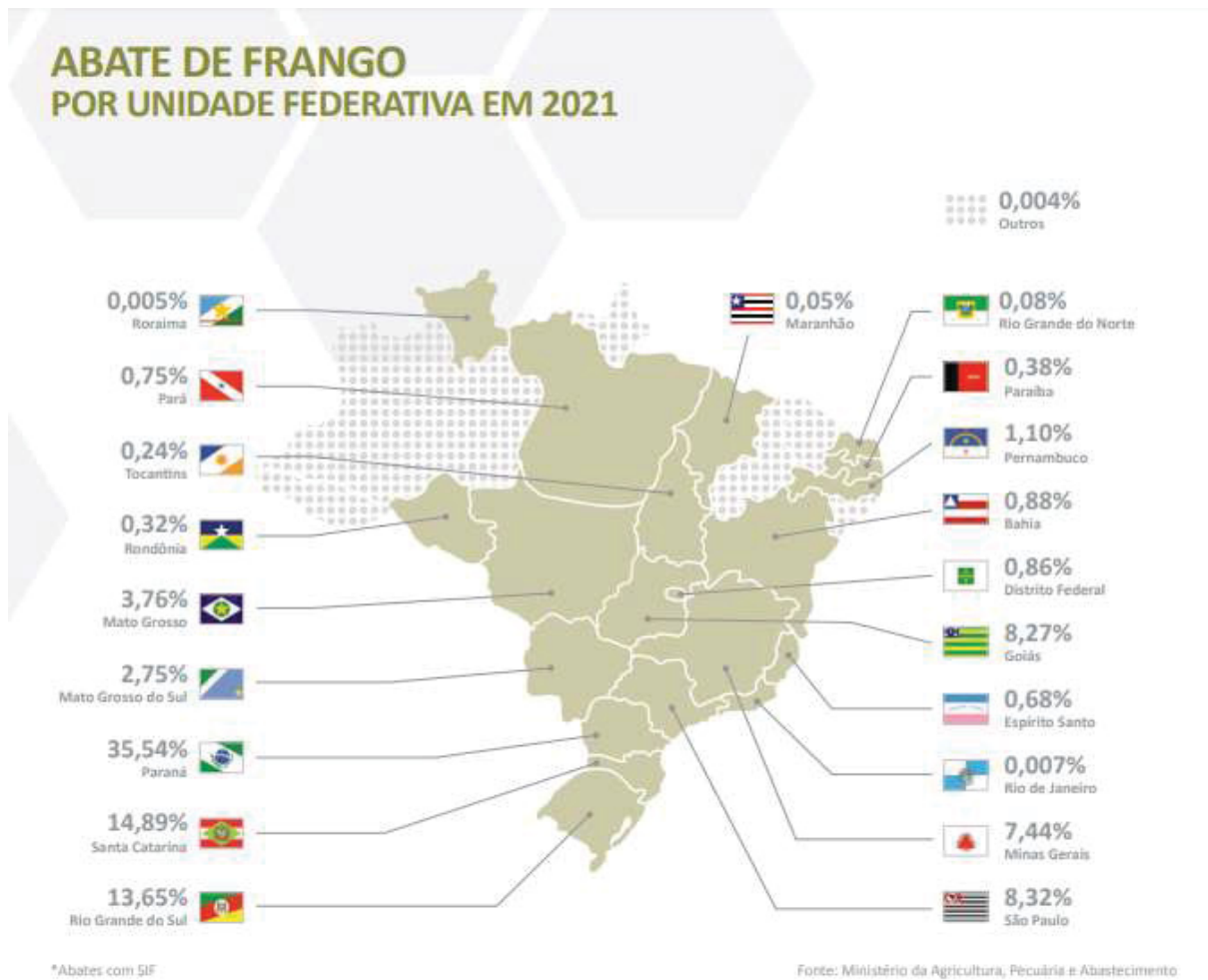
3.1 RESÍDUOS DO ABATE E PROCESSAMENTO DA CARNE DE FRANGO

Dentre as atividades agroindustriais, a indústria de abate e corte de aves tem um destaque como uma das mais importantes, sendo uma atividade significativa na economia brasileira e na geração de empregos diretos e indiretos, com aproximadamente 3,5 milhões de trabalhadores em plantas industriais, no comércio e no campo (MENDES, 2014).

Segundo a ABPA (2022) mesmo diante das dificuldades enfrentadas desde o início da pandemia, a produção e as exportações de carne de frango registraram crescimento e novamente bateram recordes em 2021. Os levantamentos da ABPA indicam que a produção brasileira totalizou em 2021 14,329 milhões de toneladas, ou seja, aproximadamente 3,5% de aumento se comparado a produção de 2020, com 13,845 milhões de toneladas. Este foi até hoje o maior volume de produção já registrado pela avicultura nacional. Deste montante, 9,719 milhões de toneladas foram destinadas ao mercado interno aproximadamente 2% superior ao destinado em 2020, com total de 9,614 milhões de toneladas. Dessa forma, o consumo de proteína de frango foi de 45,56 kg per capita, um aumento de 0,7% em relação ao registrado no ano anterior, com 45,27 kg. Já as exportações de carne de frango totalizaram entre 4,609 milhões de toneladas, aproximadamente 9% maior que as 4,231 milhões de toneladas embarcadas em 2020. Este é um novo recorde histórico para a avicultura nacional.

A indústria brasileira de carne de aves está instalada nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do país, onde o Paraná, produziu no ano de 2021, o correspondente a 35,54 % de todo o volume de frangos abatidos no país, ou seja, o estado com maior volume abatido seguido pelos estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul (ABPA,2022). Na Figura 1 estão descritos os dados do abate de aves correspondente a cada estado brasileiro em 2021.

Figura 1 Abate de frango por Unidade Federativa em 2021.



Fonte: Relatório anual 2021, ABPA.

Este crescimento constante na produção de carne de frango no Brasil contribui para a geração de efluentes, onde temos a água usada no processo, as águas geradas na higienização pré-operacional da planta, equipamentos e máquinas que compõem o processo. Um abatedouro de aves consome entre 20 e 30 L de água por ave abatida.

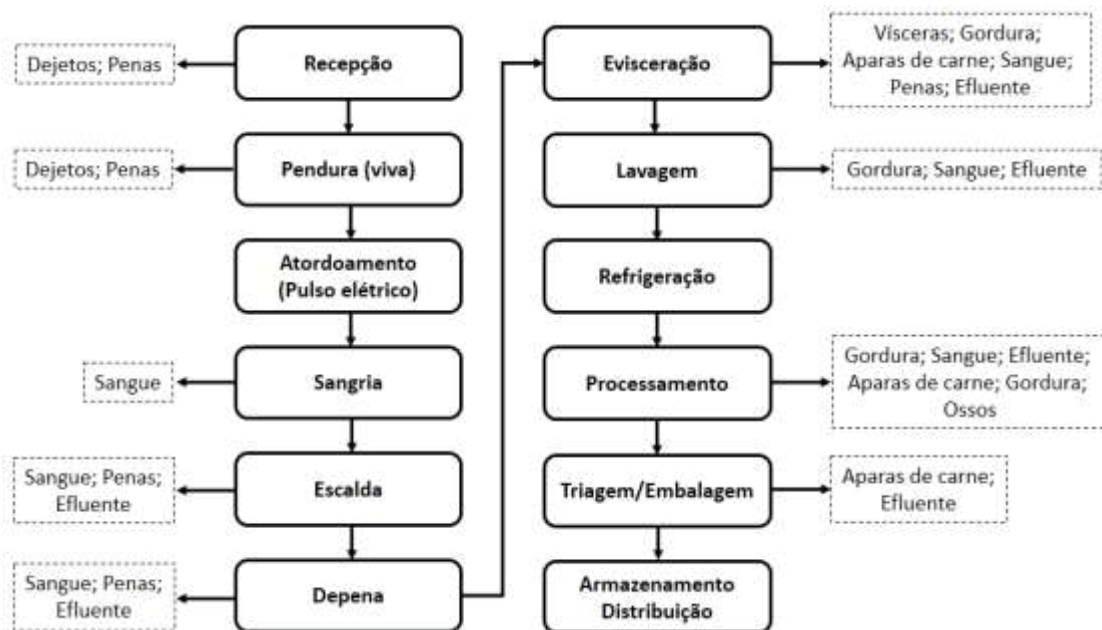
As fases da cadeia produtiva de aves (incubatório, crescimento/engorda e abate) são responsáveis por produzir alguns tipos particulares de resíduos e efluentes que podem ser compostos por sangue, eviscerações, carcaças, ovos/cascas e penas, entre outros (SCHILLING et al., 2014; BLEVINS et al., 2018). Estes grandes volumes de efluentes gerados apresentam heterogeneidade, sendo formados por matéria orgânica, nutrientes, sólidos e óleos e graxas (KUSHWAHA et al., 2010; THEBALDI et al., 2011, DALLAGO et al., 2012)

O derrame desses rejeitos in natura em nosso ambiente tem como consequência o aumento das concentrações de nitrogênio, proteínas, lipídios, fósforo, entre outros, visto que a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) desses efluentes é muito alta, estando entre 800 e 32.000 mg. L⁻¹ o que indica a necessidade de tratamento (ASSIS, 2016; DAMACENO et al., 2019).

Em toda a cadeia de produção deve-se pensar e priorizar o gerenciamento de resíduos sólidos visando garantir a gestão de resíduos apropriada, os aspectos sócios econômicos e ambientais envolvidos, elementos compostos na Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei 12.305 de 2010 (BRASIL, 2010).

Na Figura 3 consta o fluxo com as principais etapas do abate e processamento de Aves e sua respectiva geração de resíduos

Figura 2 Fluxograma do processo de abate de aves.



Fonte: Adaptado de Jeon et al. (2013) e Arshad et al. (2018).

Notas: Contorno preenchido: etapas do processo de abate; Contorno tracejado: resíduos e efluentes provenientes do abate.

As normas e a legislação brasileira não determinam qual tratamento deve ser utilizado para ajustar os resíduos e efluentes gerados, contudo, temos a incineração, a compostagem, a vermicompostagem e a digestão anaeróbia como os processos de tratamento e estabilização mais conhecidos, sendo que a digestão anaeróbia é a que se destaca dentre as outras, porque torna possível o reaproveitamento energético através da geração de biogás e biofertilizante.

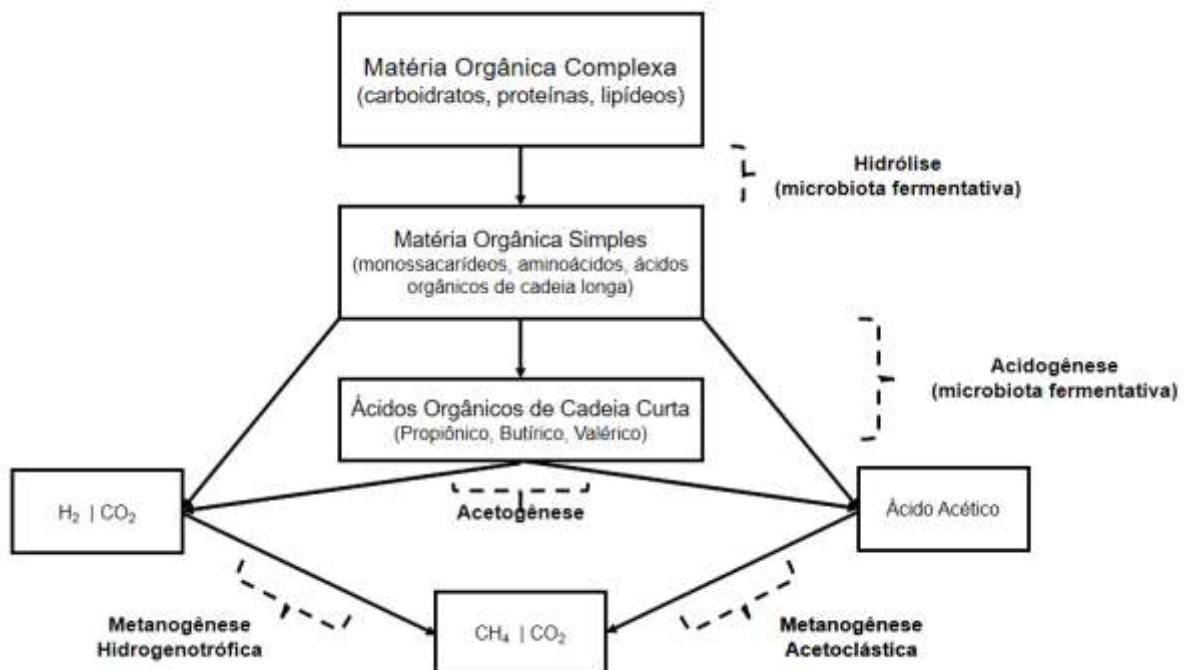
3.2 DIGESTÃO ANAERÓBIA NO TRATAMENTO DE EFLUENTES INDUSTRIAIS

A digestão anaeróbia consiste em um bioprocesso resultante da atividade metabólica derivada de um complexo simbiótico de microrganismos capazes de transformar parcialmente a matéria ou substratos orgânicos em biogás e num efluente estabilizado (biofertilizante ou digestato). Suas reações bioquímicas geralmente advêm de ambientes anaeróbios ou com deficiência em oxigênio, como estações de tratamento de água e efluentes, tratos gastrointestinais de ruminantes, aterros sanitários, pântanos. Os substratos mais conhecidos utilizados durante a digestão anaeróbia são dejetos animais, frações orgânicas de resíduos sólidos municipais, resíduos da agricultura e da agroindústria, culturas energéticas e efluentes em geral, dentre outros (CHERNICHARO, 1997; VASCO-CORREA et al., 2018).

A digestão anaeróbia é composta por quatro etapas principais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese que acontecem em sequência através da atividade de bactérias fermentativas (acidogênicas), bactérias sintróficas (acetogênicas) e arqueas metanogênicas (ZHANG et al., 2014; KHAN et al., 2016; JHA; SCHMIDT, 2017).

Na Figura 3, são evidenciadas as etapas de síntese do biogás e a transformação do material orgânico, assim como os seus respectivos microrganismos.

Figura 3 Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.



FONTE: Adaptado de Chernicharo (1997) e Hagos et al. (2016).

A hidrólise é a primeira fase do processo e é muito importante. Ocorre em ambiente com reduzida quantidade de oxigênio livre. Desta forma lipídios, proteínas, carboidratos e outros polímeros grandes são enzimaticamente degradados em moléculas orgânicas menores como ácidos graxos, açúcares e aminoácidos, pela ação de um consórcio bacteriano anaeróbico obrigatório ou facultativo, incluindo *Cellulomonas Clostridium*, *Bacillus Thermomonospora*, *Ruminococcus Baceriodes*, *Erwinia*, *Acetovibrio Microbispora* e *Streptomyces* (TABATABAEI et al., 2010; LIMA, 2020). Ela tem uma duração que depende das características dos resíduos, sendo os açúcares hidrolisados em horas e as proteínas e os lipídios em dias ou semanas. Como alguns resíduos possuem maior recalcitrância, tais como gorduras, celulose e lignina, é comum realizar pré-tratamentos para melhorar a eficiência e reduzir o tempo da hidrólise (HARRIS et al., 2015; JAIN et al., 2015; MENG et al., 2017; ZEYNALI et al., 2017).

Na acidogênese os monômeros formados na fase da hidrólise são usados como substratos por bactérias anaeróbias e facultativas, sendo degradados a ácidos orgânicos de cadeia curta (de dois a seis carbonos) como: ácidos butírico, propiônico e acético, álcoois, gás carbônico, hidrogênio, amoníaco e sulfeto de hidrogênio (CHERNICHARO, 2007).

Na acetogênese as bactérias acetogênicas atuam nos compostos gerados pela hidrólise e acidogênese, através da oxidação (CHERNICHARO, 2007). Quando são oxidados, o propionato e o butirato formam compostos que servem como substrato para as bactérias metanogênicas, como acetatos, hidrogênio (H₂) e dióxido de carbono (CO₂) (AMARAL et al., 2019).

Nesta etapa é muito importante que a pressão parcial do hidrogênio esteja controlada, pois a alta concentração de H₂ impede a formação do acetato (EDWIGES, 2017) resultando no acúmulo de matéria orgânica que irá dificultar a formação do metano. Dessa maneira, é indispensável a associação das bactérias acetogênicas com os as arqueas metanogênicas que são microrganismos que possuem características distintas das bactérias, tendo em vista que as arqueas irão consumir o H₂ e CO₂ para a formação do metano. O acúmulo de acetato ajuda na metanogênese acetoclástica, o que aumenta a produção de CO₂, mas diminui na produção de CH₄ (SUN et al., 2016).

Os microrganismos que participam da metanogênese estão inseridos no domínio *Archea* e estão presentes na última fase do processo de degradação

anaeróbia, por meio das Metanogênicas hidrogenotróficas, que produzem o metano a partir do dióxido de carbono e do hidrogênio e das Metanogênicas acetoclásticas que são capazes de produzir o metano a partir da degradação do acetato ou do metanol (CHERNICHARO, 2007).

Algumas variáveis como parâmetros de controle e monitoramento, manejo e condicionamento da microbiota podem auxiliar tanto na estabilidade das reações durante o processo quanto no aumento da eficiência de conversão energética. O ambiente controlado e monitorado, com condições ideais de desenvolvimento microbiano, pode ser fornecido por meio de biodigestores de diferentes configurações (LI et al., 2018).

Em plantas digestoras dispostas em batelada, a alimentação do reator é realizada uma única vez até que se encerre o processo. Uma vez finalizado, todo o digestato tratado e estabilizado é retirado da câmara digestora e uma nova alimentação é realizada. Pode-se dizer ainda que cada tipo de resíduo e cossustrato degradado necessita de um tipo reator específico adequado às suas características físico-químicas e biológicas (JAIN et al., 2015).

Em contrapartida, digestores semicontínuos são alimentados regularmente enquanto o bioprocessamento ocorre continuamente em seu interior. Depois de realizada a alimentação, o mesmo volume de entrada é expelido na saída do digestor como efluente ou digestato estabilizado. Sua abertura só é realizada para manutenção ou limpeza (SHAH et al., 2015).

Como visto, a digestão anaeróbia é um processo bioquímico complexo e que ocorre sequencialmente por meio de relações sintróficas entre os grupos de microrganismos mencionados. Fatores operacionais ou ambientais que impeçam ou reduzam a fisiologia deles interferem diretamente na eficiência da produção de biogás.

Para Chernicharo (2007), os principais fatores ambientais que influenciam o desempenho deste processo no tratamento de efluentes são: presença de nutrientes, temperatura, pH, alcalinidade, ácidos voláteis e os materiais tóxicos que podem estar presentes nos efluentes.

3.3 PARÂMETROS OPERACIONAIS DO PROCESSO DE PRODUÇÃO DO BIOGÁS E SUAS INTERFERÊNCIAS

O processo de biodigestão pode ser afetado por muitos fatores ambientais ou por alterações na sua operação, o que pode também prejudicar a estabilidade e impossibilitar o processo. São vários os parâmetros que podem aumentar ou diminuir a eficiência de digestão, retardando o potencial da produção de biogás, isto é, aumentando o tempo para que se produza o máximo de biogás por dia, dentre os fatores, pode-se citar: a temperatura, o pH, a alcalinidade, a relação carbono-nitrogênio, o tempo de retenção hidráulica, a carga orgânica, a inibição da metanogênese, os nutrientes, o teor de sólidos e a mistura acrescentada ao processo (ZAHER et al., 2007).

3.3.1 pH

Segundo Chernicharo et al. (2019), para que se tenha o perfeito crescimento de organismos capazes de produzir metano é preciso que o pH esteja entre 6,6 e 7,4, conseguindo operar com estabilidade entre 6,0 e 8,0.

O pH é um parâmetro muito importante durante o processo de digestão anaeróbia, pois ele pode inibir ou favorecer grupos específicos de bactérias caso ela reduza ou aumente e por isso tem alta relevância na digestão anaeróbia porque é capaz de afetar o metabolismo dos microrganismos bem como alterar o equilíbrio químico das reações enzimáticas e a integridade das enzimas (Damasceno, 2018).

A quantidade volátil de ácidos graxos que são produzidos na biodegradação de efluentes gordurosos como é o caso dos advindos da indústria de abate de frangos de corte, tem potencial para afetar a faixa de pH, porque caso ocorra a inibição das arqueas metanogênicas, os ácidos graxos continuarão sendo produzidos pelas bactérias acidogênicas e irão acumular, vindo a comprometer o tamponamento do meio. (JIANG et al., 2013).

Quando se inicia a fase fermentativa, formando ácidos, o pH do meio é reduzido a 6 ou menos, o que causa uma grande produção de CO₂. Passando aproximadamente três semanas, o pH tende a começar a aumentar na medida que os ácidos voláteis vão sendo degradados a CH₄ (SUTARYO et al., 2012; ZONTA et al., 2013).

As bactérias acidogênicas se adaptam bem a oscilações de pH e, por esse motivo, conseguem se desenvolver em faixas de 4 a 8,5. Já as arqueas metanogênicas são muito sensíveis a variações de pH e apresentam melhor atuação com pH entre 6,7 a 7,5. Faixas de pH inferiores a 6,5 inibem o crescimento das arqueas produtoras de metano, e as produtoras de ácidos voláteis ficam ativas até o pH 4,0. Por conta da maior resiliência das acidogênicas pode ocorrer instabilidade nos reatores por acúmulo de ácidos, pois a taxa de produção de ácidos voláteis aumenta e a taxa de produção de metano (ou degradação dos ácidos) não acompanha, devido principalmente à limitação do pH sobre as metanogênicas (KUNZ; AMARAL; STEINMETZ, 2016).

Segundo Foresti et al. (1999), quando as fases acidogênica e metanogênica estão equilibradas, o pH é mantido próximo da neutralidade. Valores de pH mais altos (acima de 7) fazem com que o CO₂ da fase gasosa seja dissolvido na fase líquida na forma de íons carbonato e bicarbonato, o que atribui efeito tamponante ao sistema e garante um biogás com uma maior concentração de metano.

3.3.2 Alcalinidade

A alcalinidade é um fator que está intimamente relacionada com o pH e os ácidos voláteis, tendo a mesma importância para o controle e a operação adequada do processo anaeróbio. Chernicharo (2007) recomenda que a alcalinidade do meio seja mantida elevada a fim de evitar quedas acentuadas do pH em virtude da geração de ácidos voláteis.

A alcalinidade é definida como a capacidade de tamponamento, parâmetro indicativo de acumulação de ácidos orgânicos voláteis mais eficiente que o pH, pois esse aumento de concentração, primeiro consome a alcalinidade e, posteriormente, influi na mudança do potencial hidrogeniônico (BOE, 2006).

A análise dos ácidos produzidos durante os ensaios é dada por meio da relação alcalinidade intermediária/alcalinidade parcial (AI/AP), uma vez que a AP infere na medida indireta da acumulação de AGV's (Ácidos Graxos Voláteis) (BJÖRNSSON et al., 2001). Na Tabela 1, visualiza-se as situações e as ações corretivas durante os testes de digestão anaeróbia que são aplicados a resíduos alimentícios e agrícolas.

Tabela 1 Descrição de ações corretivas para a Relação AI/AP

Relação AI /AP	Situações	Ações Corretivas
> 0,6	Adição de elevadas cargas de substrato	Parar imediatamente a alimentação do reator
0,5 – 0,6	Entrada excessiva de substrato	Adicionar quantidade menor de substrato
0,4 -0,5	Indício de saturação do reator	Monitoramento cuidadoso do reator
0,3 – 0,4	Máxima produção de biogás	Manter entrada de substrato constante
0,2 – 0,3	Substrato insuficiente	Aumentar lentamente a adição de substrato
<0,2	Falta de substrato	Aumentar rapidamente a adição de substrato

Fonte: Adaptado de Mézes et al. (2011).

3.3.3 Temperatura

A temperatura é um dos parâmetros mais importantes no processo de digestão anaeróbia, no que diz respeito ao metabolismo dos microrganismos. Quando ocorre aumento na temperatura ocorre também o aumento na velocidade de crescimento, maior dinâmica populacional dentro de um biodigestor e, também maior taxa de redução de agentes patogênicos. Dessa forma, se a faixa de temperatura for a ideal para o desenvolvimento, os microrganismos podem ser classificados em: psicrófilicos (< 25°C), mesófilicos (25°C a 45°C) e os termófilicos (45°C a 60°C) (MENEZES et al., 2015; KUNZ; AMARAL; STEINMETZ, 2019).

Na etapa de metanogênese e acetogênese estão presentes os microrganismos mais sensíveis às variações de temperatura, porque apresentam ótimas condições de digestão para produção de metano nas faixas mesófilas (30 °C a 35 °C) e termófilas (50 °C a 55 °C) (CHERNICHARO, 2007).

A faixa de temperatura mais indicada para a digestão anaeróbia é a mesofílica, porque uma maior diversidade de microrganismos metanogênicos

presentes nessa faixa e porque é menos susceptível às inibições biogás (CHERNICHARO, 2007; DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2011; KANGLE et al., 2012). É indicado que não haja alterações bruscas na temperatura nos reatores, isto é, que não exceda 2°C de variação, para que exista maior estabilidade no processo de digestão anaeróbia, porque alterações de temperatura em ± 2 ou 3°C podem reduzir o desempenho dos microrganismos metanogênicos, impactando na produção de biogás (KUNZ; AMARAL; STEINMETZ, 2016).

3.3.4 Relação C/N

Uma relação ideal de Carbono/Nitrogênio (C/N) para o processo de Digestão Anaeróbica (DA) é na faixa de 20 a 35. Relações altas indicam baixa concentração de amônia e nitrogênio amoniacal total, podendo reduzir os problemas relacionados a inibições que as elevadas concentrações de amônia livre podem causar. Porém, a falta de nitrogênio no sistema poderá dificultar a assimilação da biomassa celular, e também pode resultar em uma produção muito baixa de biogás (WANG et al., 2012; JAIN et al., 2015; MAO et al., 2015).

Deve-se observar que cada tipo de substrato irá apresentar uma relação C/N ideal diferente. Uma das soluções para corrigir a relação C/N e atingir uma estabilidade durante o processo que se realize a codigestão anaeróbia, ou seja, inserir um substrato para compensar o déficit de carbono ou de nitrogênio (ZHANG et al., 2013).

3.4 CODIGESTÃO ANAERÓBIA

A codigestão anaeróbia é realizada quando se mistura dois ou mais substratos: biomassa ou resíduo, que se complementam sinergicamente, de modo a aprimorar ou aperfeiçoar a geração de biogás. A codigestão anaeróbia tem vantagens em relação a digestão de resíduos individuais (monodigestão) como a diluição de componentes altamente tóxicos ou a adição de nutrientes ao meio. (MATA-ALVAREZ et al., 2014).

Para que a DA seja ainda mais eficiente ou otimizada, a literatura traz algumas estratégias técnicas como o pré-tratamentos físico-químicos e biológicos do resíduo, o manejo adequado do inóculo, o estudo de diferentes configurações de reatores, a

manipulação das variáveis de controle do sistema ou realizar a DA baseada em misturas de dois ou mais substratos (codigestão) (MAO et al., 2015; KHAN et al., 2016).

Estes substratos, comumente são escolhidos para que suas características se complementem sinergicamente. Por exemplo, as escolhas podem ser feitas com a finalidade de: regular a relação C/N; diluir compostos potencialmente tóxicos; ajustar o teor de umidade do digestato; regular o pH e a capacidade tamponante da mistura; aumentar o conteúdo de matéria biodegradável; melhorar a adaptabilidade da microbiota envolvida. Essas decisões podem otimizar a produção de metano e estabilizar o digestato em estudo (MATA-ALVAREZ et al., 2014; PELLERA; GIDARAKOS, 2017).

Cestonaro et al. (2015) fizeram a mono e a co-digestão de cama de ovinos com dejetos bovinos (DB) através de testes de batelada de bancada, com proporções de 0:100 (DB100), 25:75 (DB75), 50:50 (DB50), 75:25 (DB25) e 100:0 (DB0). As misturas \geq 25% de dejetos bovinos (DB100, DB75, DB50 e DB25) exibiram as maiores produções de biogás de acordo com os $SV_{adc.}$, quando comparadas à monodigestão, com apenas a cama de ovinos (DB0).

Restrepo (2019) realizou avaliação da codigestão do lodo de flotador desidratado acrescentando quantidades volumétricas crescentes de caldo de cana-de-açúcar, o tratamento que recebeu 2% caldo-de-cana-de-açúcar obteve os maiores valores de produção ($0,09 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$), produtividade de metano ($0,94 \text{ m}^3 \text{ N CH}_4 / \text{m}^3 \text{ reator dia}$) e rendimento ($0,58 \text{ m}^3 \text{ N CH}_4 / \text{kg SV adc.}$).

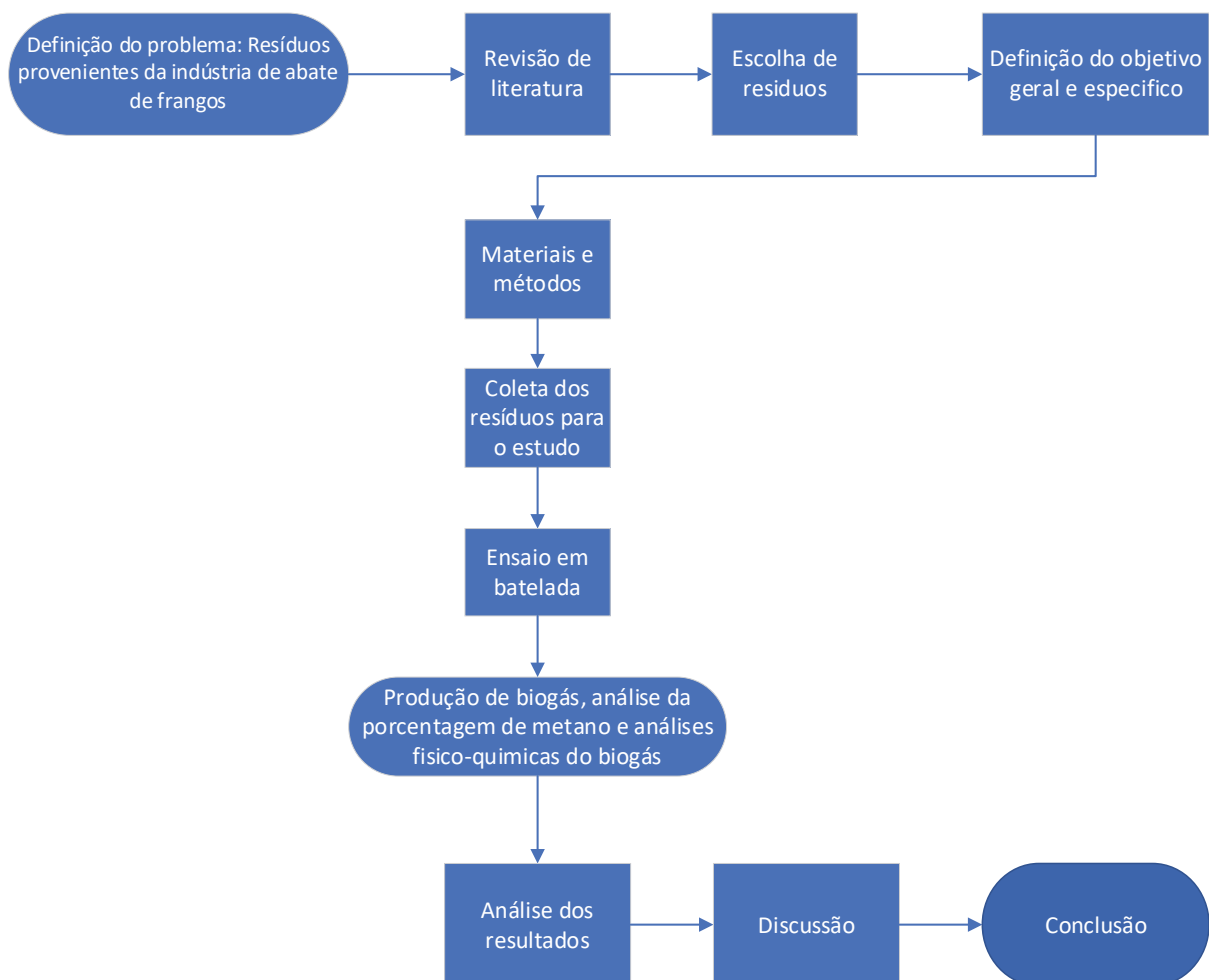
O resíduo sob estudo (lodo de flotador) gerados nas agroindústrias da avicultura de corte, tem uma composição rica em lipídeos e proteínas e se a sua digestão não for manejada e conduzida de forma adequada pode causar inibições do processo, tanto nos digestores configurados em batelada por inibição total da atividade metanogênica, provavelmente pelo acúmulo de ácidos graxos de cadeia longa (PAGÉS-DÍAZ et al., 2014; PAGÉS-DÍAZ et al., 2017) quanto nos reatores semicontínuos, possivelmente, devido ao acúmulo de ácido propiônico e amônia (ALVAREZ; LIDÉN, 2008; PAGÉS-DÍAZ et al., 2015).

Durante o processo de digestão anaeróbia, pode acontecer de componentes do lodo dificilmente serem degradados pelos microrganismos devido à sua recalcitrância ou à baixa acessibilidade do material intracelular (ELALAMI et al., 2019).

4 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo realizado teve como objetivo avaliar a codigestão anaeróbia de lodo fresco de flotador e lodo excedente do tratamento de lodo ativado, a fim de verificar o efeito da dosagem do lodo fresco do flotador na produção de metano e remoção de matéria orgânica. Na Figura 4 é apresentado o fluxograma de atividades desenvolvidas ao longo do desenvolvimento do projeto.

Figura 4 Fluxograma de atividades do procedimento experimental.



FONTE: O autor.

O experimento foi realizado no Laboratório de Reatores Biológicos (LAREB) e o monitoramento e a realização de análises físico-químicas foram realizados no Laboratório de Saneamento Ambiental, ambos localizados no bloco H da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), campus de Cascavel.

4.1 LOCAL DE COLETA DAS AMOSTRAS UTILIZADAS NO EXPERIMENTO

As amostras de resíduos foram coletadas em complexo agroindustrial localizado na região oeste do estado do Paraná. a planta é composta por um Abatedouro de Aves com capacidade de abate de 600 mil aves/dia, uma unidade de industrialização e processamento de carnes e um Abatedouro de Peixes com capacidade de abate de 75 mil peixes/dia.

Abaixo a imagem aérea do complexo agroindustrial na Figura 5.

Figura 5 Imagem aérea do complexo industrial onde os resíduos foram coletados.



FONTE: Google Maps.

Todo o efluente da indústria passa pelo processo de peneiramento através de peneiras rotativas de fluxo interno, para a remoção de sólidos presentes no efluente. Após esta etapa o efluente segue para o tanque de equalização para ser homogeneizado. Antes de entrar nos flotadores, o efluente recebe o coagulante e o floculante. Quando o efluente bruto já está no flotador ele é agitado por injeção de microbolhas de ar, a fim de facilitar a suspensão do lodo formado. Após esta etapa o lodo flotado é separado do efluente clarificado, que segue para o tratamento secundário.

Neste estudo foi coletado o lodo fresco do Flotador, logo após sua geração no processo de flotação físico-química. O efluente líquido após separação no flotador é enviado para o sistema de tratamento secundário (biológico) que é formado por três lagoas anaeróbias que operam em paralelo e pelo sistema de lodos ativados, composto por lagoa anóxica, lagoa aerada e decantador secundário.

A indústria acima utiliza cerca de 22 L de água por ave abatida e 12 L por peixe abatido, produzindo uma vazão de efluente de aproximadamente $500\text{m}^3\text{h}^{-1}$.

4.2 CARACTERIZAÇÃO DOS SUBSTRATOS E INÓCULO

O objetivo do uso do lodo ativado como substrato foi diluir a concentração de sólidos, óleos e graxas e nitrogênio amoniacal presentes no lodo flotado. De acordo com MATA ALVAREZ et al (2014), lodos ativados possuem uma relação C/N muito baixa e capacidade de efeito tampão alta, sendo utilizados em codigestão com substratos contendo grandes quantidades de matéria orgânica facilmente degradável e baixos valores de alcalinidade.

Cada substrato foi homogeneizado e acondicionado em frascos plásticos com volume de 2L, mantidos em freezer com temperatura de $-4\text{ }^\circ\text{C}$ até seu uso e caracterizados por meio de análises físico-químicas, conforme Figura 6.

Figura 6 Armazenamento dos substratos.



FONTE: O autor.

4.3 EFEITO DA DOSAGEM DO LODO FRESCO DO FLOTADOR NA CODIGESTÃO ANAERÓBIA COM O LODO ATIVADO

Os testes de avaliação do efeito da porcentagem do lodo fresco do flotador na codigestão anaeróbia com o lodo ativado do abatedouro de aves foram realizados em 7 reatores em batelada, em escala de laboratório (500 mL de volume total e 300 mL de volume útil) onde os 200 mL faltantes seriam o headspace. Cada um dos 7 reatores teve uma duplicata. Destes 7 reatores, 1 era frasco de controle que possuía apenas o

inóculo, e 1 continha somente com lodo ativado. Foi realizado a purga do oxigênio através de borbulho de nitrogênio em gás por 5 minutos cronometrados antes deles serem vedados, para que fosse retirado todo o oxigênio contido dentro do frasco e assegurar a anaerobiose dentro do reator (Figura 7) (SILVA, 2009). Estes reatores foram homogeneizados de forma manual uma vez por dia, visando aumentar o contato entre os microrganismos e o substrato.

Figura 7 Purga dos reatores.



FONTE: O autor.

Para cada um dos reatores foi estipulado uma proporção de lodo ativado x lodo fresco do flotador para evidenciar qual porcentagem atingiria melhor produção de metano. Assim, na Tabela 2 são apresentados os percentuais do lodo ativado e do lodo fresco do flotador para cada um dos tratamentos. A relação alimento/microrganismo (A/M) em 1,0 foi estipulada de acordo com valores abordados em estudos de Ning et al. (2018) e Latifi et al. (2019).

Tabela 2 Percentuais de lodo ativado e lodo fresco do flotador dos tratamentos dos frascos

Tratamentos	Relação A/M	Lodo Ativado (%)	Lodo Flotado (%)
R1	1,0	80	20
R2*	1,0	80	20
R3	1,0	70	30
R4*	1,0	70	30
R5	1,0	60	40
R6*	1,0	60	40
R7	1,0	50	50
R8*	1,0	50	50
R9	1,0	40	60
R10*	1,0	40	60
R11	1,0	100	0
R12*	1,0	100	0
R13	1,0	0	0
R14*	1,0	0	0

Legenda: A: alimento; M: microrganismo.

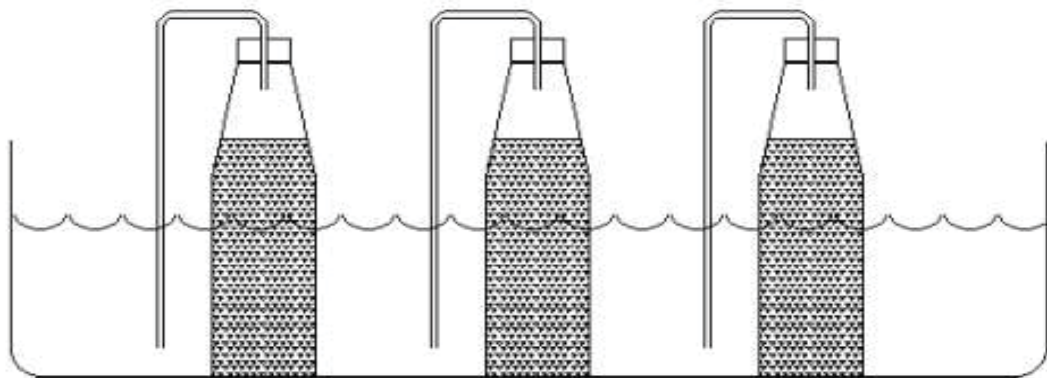
FONTE: O autor.

Cada uma das amostras colocadas nos reatores de 1 a 7 e em suas repetições foram calculadas com base na DQO dos substratos e diluídas com base na DQO da mistura dos substratos (LF+LA), onde cada tratamento representava uma adição do lodo fresco do flotador diferente (Tabela 2). Os reatores foram inoculados com 10% de inóculo (0,03L gSSV). O pH das misturas que inicialmente estava em 6,28 foi ajustado em 0,5 gNaHCO por gDQO afluyente e o ensaio teve duração de 78 dias.

A medição de volume de produção diária de biogás foi realizada utilizando um manômetro digital (modelo HT-1890; pressão máxima de 7030,7 mmH₂O) e seringas de plástico. O manômetro digital foi utilizado para mensurar a pressão no interior do reator e o volume coletado na seringa foi obtido quando se equalizava esta pressão com a pressão atmosférica.

Por se tratar de processo anaeróbio, em que o contato com o ar atmosférico poderia prejudicar o desempenho da produção do Biogás, optou-se por não abrir os reatores para a retirada de amostras, mas sim utilizar vários reatores para cada condição, sendo um correspondente a cada período de coleta. Para cada um dos tratamentos R1 a R12 (lembrando que os reatores pares são duplicatas), foram instalados 4 reatores de menor volume totalizando 24 minis reatores. Para os tratamentos R13 e R14 não foram instalados pois são os reatores de controle. Estes reatores tiveram suas saídas de gás diretamente em lâmina d'água a fim de que os gases não fossem liberados diretamente na atmosfera e se mantivesse a anaerobiose. O propósito dos minis reatores foi monitorar o sistema através de análises físico-químicas sem medir gases, uma vez que os reatores maiores foram abertos somente quando a produção de biogás cessou. Os minis reatores foram submetidos às mesmas condições experimentais que os outros reatores e serviram de “amostras destrutivas” sendo avaliado um reator por tratamento a cada semana.

Figura 8 Esquema de mini reatores para monitoramento dos reatores de maior volume (saída de gás em lâmina d'água).



Fonte: Malmann (2013).

Os reatores foram mantidos em Biochemical Oxygen Demand (BOD) com temperatura fixa de 32°C (Figura 10), o mais próximo possível dos valores descritos por Cirne et al. (2007) e Ning et al. (2018) e foram agitados manualmente, uma vez ao dia, visando o aumento do contato entre os microrganismos e o substrato. Na tampa do reator destrutivo foi instalada uma mangueira para permitir a saída do gás gerado no processo. A extremidade externa da mangueira foi mergulhada em uma bandeja com água, para manter a anaerobiose no reator.

Os parâmetros que foram determinados em cada amostragem dos reatores foram: alcalinidade total, parcial e intermediária, acidez volátil, DQO e pH.

As metodologias de determinação dos parâmetros utilizados na caracterização dos substratos, como no monitoramento dos reatores são estão na Tabela 3.

Tabela 3. Parâmetros para a caracterização dos substratos e monitoramento dos reatores, com suas respectivas metodologias.

Parâmetros	Metodologia Análise	Nº do método	Fonte
pH	Potenciômetro	4500_H+	APHA (2005)
Alcalinidade	Titulométrico	-	RIPLEY <i>et al.</i> (1986)
Acidez	Titulométrico	-	RIPLEY <i>et al.</i> (1986)
DQO total	Colorimétrico	5220_D	APHA (2005)
Sólidos Totais	Gravimétrico	2540_B	APHA (2005)
Sólidos Voláteis	Gravimétrico	2540_B	APHA (2005)

DQO: Demanda Química de Oxigênio.; COT – Carbono Orgânico Total.

FONTE: *APHA (2012).

Tanto as amostras iniciais como as finais foram caracterizadas quanto à DQO filtrada (filtrada em membrana 1,22 µm ou centrifugada a 3400 rpm durante 20 min), pH, alcalinidade total (AT) e acidez volátil (AV) foram realizadas com um pHmetro (TECNAL®, modelo TEC-3MP) e a série de sólidos determinada segundo metodologia de APHA, AWWA e WEF (2012). As determinações da alcalinidade parcial e alcalinidade intermediária foram baseadas no protocolo apresentado por Ripley *et al.* (1986), por titulometria potenciométrica.

A avaliação qualitativa do biogás em termos de dióxido de carbono (CO₂) e metano (CH₄) foi efetuada em cromatógrafo gasoso GC 2010 (Shimadzu®), equipado com uma coluna capilar Supelco Carboxen® 1010 Plot (30 m comprimento, diâmetro interno de 0,53 mm e espessura da coluna de 0,30 µm) equipado com detector de condutividade térmica, utilizando argônio como gás de arraste (5,66 mL/min). As temperaturas do injetor e do detector são de 220°C e 230°C, respectivamente. A rampa de aquecimento da coluna de 130°C a 135°C, a 46°C/min (PERNA *et al.*, 2013).

De posse dos resultados foram calculados os valores das relações Acidez/alcalinidade e Alcalinidade Intermediária/alcalinidade parcial. As remoções de DQO e de e Sólidos totais fixos e voláteis também foram determinadas.

5 APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CARACTERIZAÇÃO DOS SUBSTRATOS E INÓCULO

Na Tabela 4 estão representadas as características do lodo flotado e do lodo excedente do sistema de lodos ativados. As coletas dos lodos foram realizadas no dia 09/08/2021. A coleta do lodo flotado, ocorreu após a etapa de flotação físico-química, tendo cloreto férrico como coagulante e um polímero aniônico como floculante. O resíduo do lodo excedente do sistema de lodos ativados foi coletado no descarte de lodo excedente do sistema biológico de tratamento de efluentes de lodos ativados.

Tabela 4 Características do lodo flotado e lodo excedente do sistema de lodos ativados gerado na indústria de abate e processamento de carnes

Parâmetros	Unidade	Lodo Flotado	Lodo Ativado
DQO	g L ⁻¹	157,02692	140,1802
Fósforo	g L ⁻¹	0,5349	n.a
Nitrogênio Amoniacal	g L ⁻¹	1,7986	n.a
Nitrogênio Total	g L ⁻¹	5,8519	0,59
Óleos e Graxas	g L ⁻¹	18,214	n.a
pH	-	5,25	7,82
Sólidos Totais	g L ⁻¹	43,5902	5,5505
Sólidos Totais Fixos	g L ⁻¹	9,3819	1,719
Sólidos Totais Voláteis	g L ⁻¹	39,4125	3,9503
COT	g L ⁻¹	2,42	2,16

Legenda: n.a: não avaliado.

Fonte: O autor.

Os reatores foram inoculados com lodo de reator anaeróbio de estação de tratamento de esgoto urbano. Após a coleta do inóculo, foi realizada a sua caracterização em função dos sólidos totais (ST), fixos (STF) e voláteis (STV), sólidos suspensos (SS), suspensos fixos (SSF) e suspensos voláteis (SSV), conforme as metodologias descritas em APHA (2012) (Tabela 3).

Ao analisar a Tabelas 6, pode-se observar que o lodo de flotador proveniente do abate de frangos é a principal fonte de lipídios, nitrogênio e fósforo nos tratamentos. De acordo com Cuetos et al., (2017) estes fatores são explicados pelo fato de que este substrato é rico em triglicerídeos, ácidos graxos de cadeias longas, proteínas, aminoácidos e substâncias fosforadas (RUNHO, 2001), contidos no sangue das aves abatidas.

Na Tabela 4 é apresentada a caracterização do inóculo.

Tabela 4. Características do inóculo utilizado

Parâmetro	Valor
pH	6,83
Sólidos Totais	50 g. L ⁻¹
Sólidos Totais Voláteis	0,0377 g. L ⁻¹
Sólidos Totais Fixos	0,0123 g. L ⁻¹
Sólidos Suspensos	50,8 g. L ⁻¹
Sólidos Suspensos Voláteis	0,0351 g. L ⁻¹
Sólidos Suspensos Fixos	0,0157 g. L ⁻¹

Fonte: O autor.

Nordell et al. (2016) dizem que oligoelementos como ferro, cobre e zinco atuam como co-fatores enzimáticos auxiliares na solubilidade de substâncias orgânicas. Segundo Park e Novak (2013), o ferro presente na digestão anaeróbia tem a capacidade de reduzir o gás sulfídrico no biogás em até 65%, devido a precipitação de FeS.

5.2 PH E RELAÇÃO AI/AP

Foi realizado a caracterização físico-química dos 6 tratamentos distintos, do frasco de controle, das duplicatas dos tratamentos e da duplicata do frasco de controle, demonstrados na tabela 4 visando observar o andamento e a evolução do processo de codigestão anaeróbia do experimento.

Na verificação das condições do processo de codigestão anaeróbia, os valores obtidos para os parâmetros pH, alcalinidade, acidez e relação AI/AP foram comparados com as faixas de valores recomendadas por alguns autores, conforme apresentado na Tabela 5.

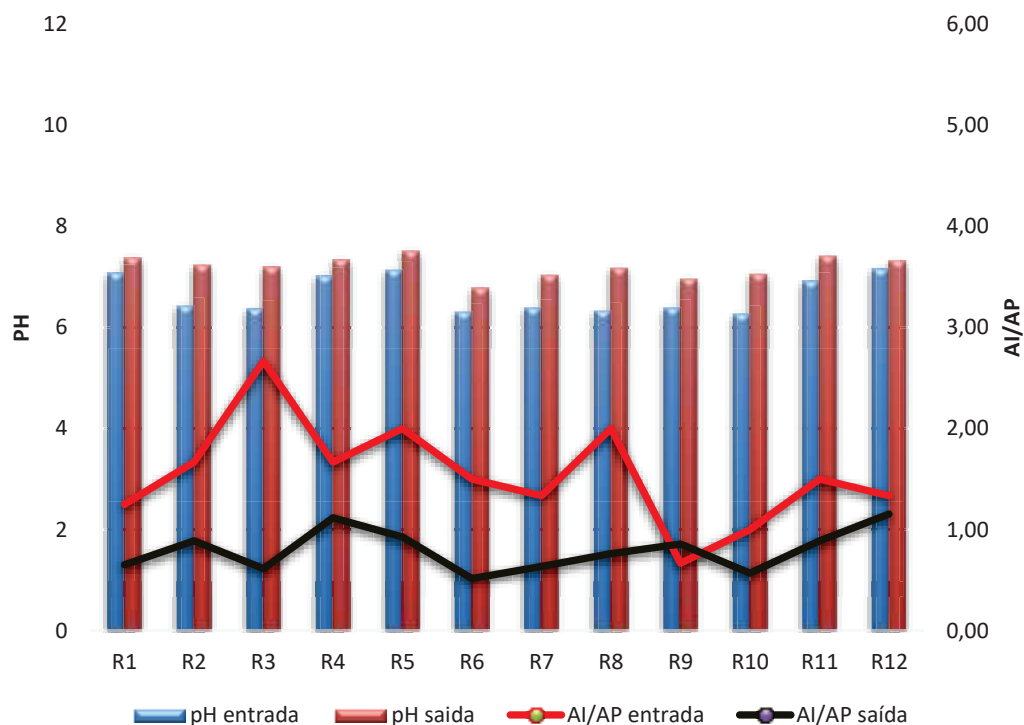
Tabela 5. Valores recomendados para os parâmetros físico-químicos no processo de digestão anaeróbia.

pH	Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	Acidez volátil (mgCH ₃ COOH/L)	Relação AI/AP
6,3 – 7,9	1000 a 5000	500 a 2000	< 0,4

Fonte: Adaptado de Pecora (2006), Amani *et al.* (2010), Perovano & Formigoni (2011) e Cabbai *et al.* (2013). Legenda: AI = Alcalinidade intermediária; AP = Alcalinidade parcial.

Na Figura 9 estão representados os valores dos parâmetros pH e relação alcalinidade intermediária/alcalinidade parcial (AI/AP) no início e no final do período de avaliação do processo de codigestão anaeróbia (12 semanas).

Figura 9. Valores de pH e AI/AP no início e fim do experimento.



FONTE: O autor.

O pH esteve na faixa de recomendação da literatura (Tabela 7), variando entre 7,51 e 6,30. Em nenhuma condição de saída observou-se pH inferior a 6,7, limite relacionado ao início da inibição das arqueas metanogênicas microrganismos responsáveis pela produção de metano (DEUBLIN e STEINHAUSER, 2008).

O R4 e o R5 apresentaram o maior pH e a maior relação AI/AP de saída. É possível notar também que a capacidade de tamponamento do sistema está de acordo com o que preconiza Mézes et. al (2011). Os valores obtidos para essa variável variaram entre 0,55 e 1,16.

Durante o início da operação dos reatores 4 e 5 foi verificada uma variação na relação AI/AP entre os dias 6º e 12º, com valores entre 1,11 e 0,93 estes acima do recomendado pela literatura. Ripley et al. (1986) recomendaram que um sistema de digestão anaeróbia para ser considerado estável deve operar com razão AI/AP inferior a 0,7. Este aumento pode ser explicado pelo estudo apresentado por Latifi et al. (2019) que ao avaliarem a codigestão anaeróbia de resíduos de abatedouro de aves com o lodo excedente do sistema de lodos ativados, verificaram que o aumento da alcalinidade durante o processo de digestão anaeróbia pode se dar pelos altos níveis de compostos proteicos e ricos em nitrogênio presentes em resíduos de abatedouro, o que facilita a conversão de aminoácidos em amônia e bicarbonato durante a hidrólise, viabilizando assim a alcalinidade do sistema.

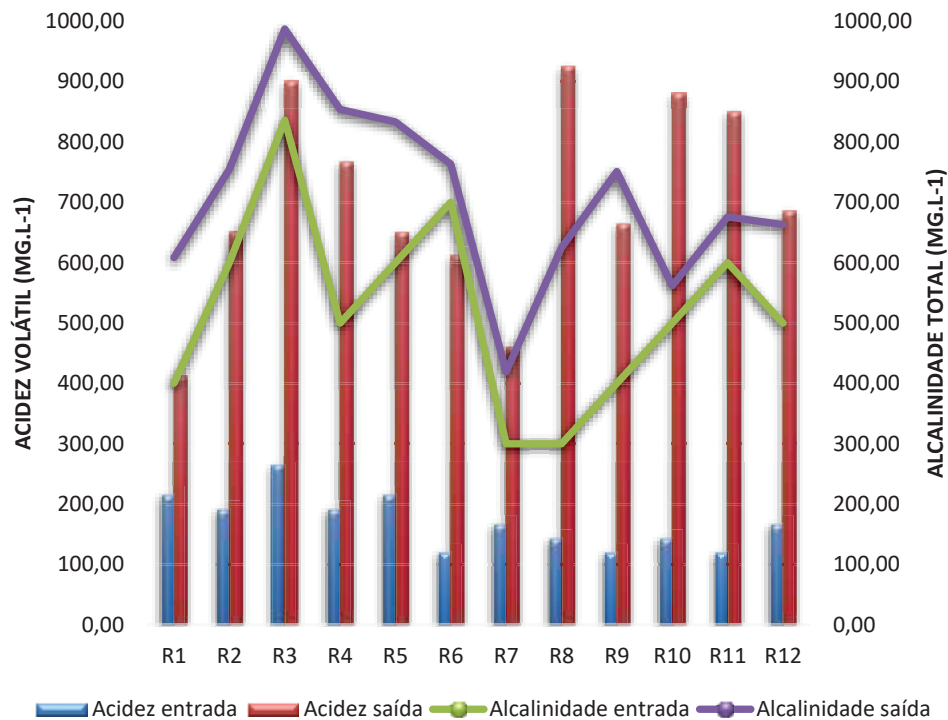
Sánchez et al. (2011) sugerem que, para manter a estabilidade do reator, a razão AV/AT deve ter valores inferiores a 0,5. Enquanto Chernicharo (2007) diz que o limite da relação AV/AT deve ser verificado em cada caso particular.

De maneira geral, foi observado que apesar do aumento na dosagem de lodo fresco de flotador na alimentação do reator, o sistema foi capaz de se restabelecer.

5.3 ACIDEZ VOLÁTIL E ALCALINIDADE TOTAL

Para a acidez volátil e alcalinidade total, os valores obtidos ao fim do experimento estão apresentados na Figura 10.

Figura 10. Valores de Alcalinidade Total e Acidez Volátil no início e ao fim do experimento.



FONTE: O autor.

Como mostrado na tabela 7 os valores ideais de acidez estão entre 500 e 2000 mg. L-1, para que não haja a diminuição do pH, inibição do acetato e consequentemente a queda na produção de biogás. Dessa forma, todas as amostras, exceto os reatores R1 e R7, obtiveram valores aceitáveis para esse parâmetro. Como mostra a Figura 11, o pH se manteve na faixa recomendada entre (6,7 – 7,5), favorecendo o desenvolvimento de microrganismos responsáveis pela produção de metano (arqueas metanogênicas) (KUNZ; AMARAL; STEINMETZ, 2019).

Sobre a alcalinidade total, nenhuma das condições de dosagem de lodo flotado influenciaram nos resultados de saída.

Ao final do período de avaliação dos reatores em batelada, houve um aumento da alcalinidade total para todos os tratamentos. Segundo Chernicharo (2007), é importante a manutenção de elevados níveis de alcalinidade, para que altas concentrações de ácidos voláteis sejam tamponadas sem causar a queda do pH.

5.4 SÓLIDOS E DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)

Na Figura 11 estão demonstrados os valores dos parâmetros ST e SV registrados na entrada e na saída de cada reator e os resultados de remoção de DQO.

Figura 11. Quadro de valores de entrada e saída do pH e remoção de DQO no ensaio em batelada.

Reator	Conc. LA+LF	DQO entrada (mg/L)	DQO saída (mg/L)	Remoção DQO (%)	pH entrada	pH saída	ST entrada (mg. L-1)	ST saída (mg. L-1)	Remoção ST (%)	SV entrada (mg. L-1)	SV saída (mg. L-1)	Remoção SV (%)
R1	80,00 + 20,00	1875,60	789,00	57,93%	7,08	7,38	13.200,00	9.560,00	27,58%	10.000,00	6.523,00	34,77%
R2*	80,00 + 20,00	3952,30	995,70	74,81%	6,42	7,23	10.620,00	4.365,00	58,90%	6.200,00	2.764,00	55,42%
R3	70,00 + 30,00	4256,20	2965,40	30,33%	6,37	7,21	6.000,00	5.926,00	1,23%	7.000,00	6.842,00	2,26%
R4*	70,00 + 30,00	5962,10	1324,80	77,78%	7,02	7,34	6.200,00	2.662,00	57,06%	6.000,00	3.004,00	49,93%
R5	60,00 + 40,00	3564,20	1819,60	48,95%	7,13	7,51	4.200,00	4.123,00	1,83%	3.800,00	3.689,00	2,92%
R6*	60,00 + 40,00	1558,40	802,50	48,50%	6,32	6,78	5.800,00	5.579,00	3,81%	5.400,00	5.248,00	2,81%
R7	50,00 + 50,00	6879,60	3987,40	42,04%	6,38	7,03	5.200,00	4.180,00	19,62%	4.800,00	2.448,00	49,00%
R8*	50,00 + 50,00	3541,30	1256,30	64,52%	6,34	7,17	8.200,00	7.990,00	2,56%	7.600,00	6.634,00	12,71%
R9	40,00 + 60,00	4105,70	796,30	80,61%	6,38	6,95	6.200,00	3.004,00	51,55%	5.600,00	2.660,00	52,50%
R10*	40,00 + 60,00	3256,40	1281,60	60,64%	6,26	7,05	9.000,00	8.732,00	2,98%	6.800,00	6.763,00	0,54%
R11	100,00 + 0,00	6102,30	4323,80	29,14%	6,92	7,41	6.800,00	6.644,00	2,29%	7.200,00	5.344,00	25,78%
R12*	100,00 + 0,00	5412,80	3789,40	29,99%	7,16	7,32	3.200,00	3.123,00	2,41%	8.220,00	4.638,00	43,58%

Legenda: LA = Lodo ativado; LF- lodo fresco do flotador; DQO = Demanda química de oxigênio; ST = Sólidos Totais; SV = Sólido Voláteis; * = Duplicata.

FONTE: O autor.

Os tratamentos que apresentaram maior eficiência de remoção de DQO e remoção de sólidos totais, foram R2 e R4* contendo as menores adições de lodo fresco do flotador (as misturas com 20,0% e 30,0%, v/v) e o tratamento R9 com a maior porcentagem de lodo fresco do flotador adicionada a mistura (60,0%, v/v). De acordo com (Le; Stuckey, (2017) em seu trabalho com batata doce os carboidratos, como o amido/açúcares presentes na batata-doce, são materiais orgânicos considerados como fonte primária de energia aos microrganismos porque possuem biodegradabilidade muito rápida. Diferentemente dos açúcares, que podem ser hidrolisados em horas ou minutos, os lipídios levam dias ou até mesmo semanas (JAIN et al., 2015). Esse período maior que os lipídios precisam para serem hidrolisados podem induzir atrasos na produção de metano e, visando sanar este entrave, estudos de pré-tratamentos enzimáticos, químicos, termobáricos, termoquímicos, ultra-sônicos, entre outros, têm sido realizados com esses materiais (MENG et al., 2017; HARRIS et al., 2015; ZEYNALI et al., 2017).

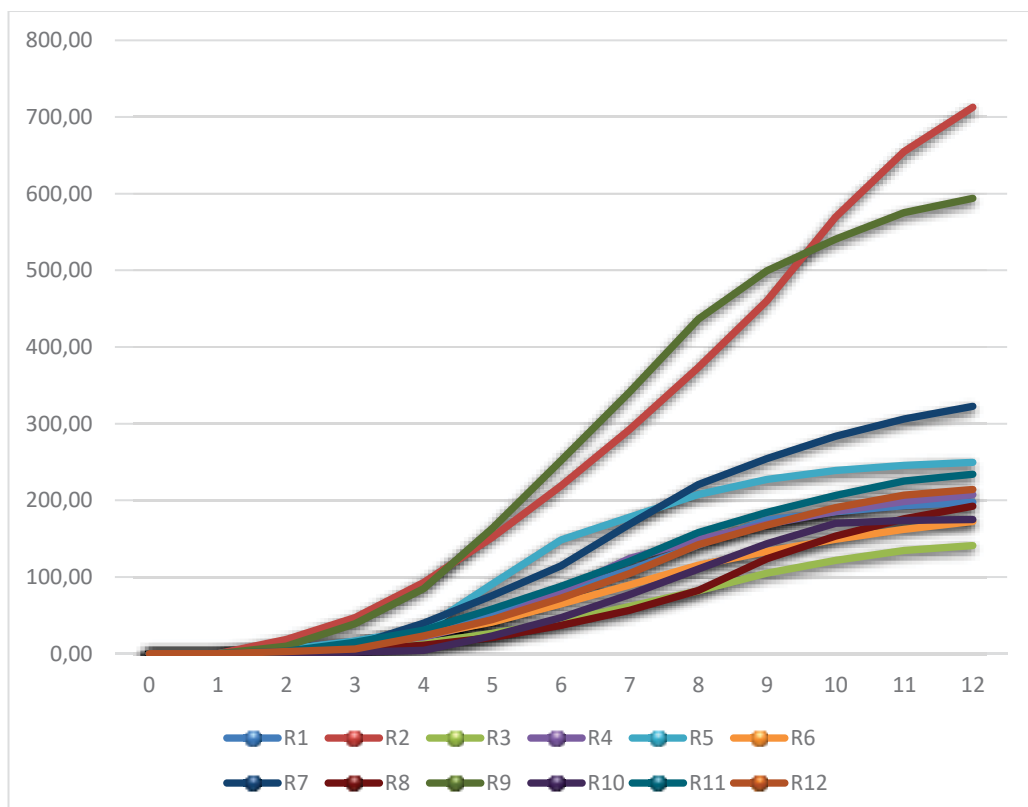
Em alguns ensaios foi verificado o aumento de sólidos totais e voláteis. Os sólidos voláteis fazem parte dos sólidos totais suscetíveis a serem biodegradados e convertidos em biogás dentro de um reator, isso responde por que as menores produções acumuladas de CH₄ (L) foram registradas para esses reatores (GUERI, 2017).

Entre os substratos relatados na literatura, resíduos de abatedouros são interessantes na codigestão anaeróbia Ning et al. (2018), avaliaram a produção de metano em reatores anaeróbios a partir de resíduos de abatedouro de suínos, em um biodigestor de 20L foram verificados os rendimentos de biogás e metano de 0,402 m³ /kg-SV adicionado. Enquanto Yoon et al. (2014), ao avaliarem a codigestão de resíduos de um abatedouro de aves observaram que o volume de metano de 35,4 N m³, no processamento de 1000 aves e concentração de até 88,1% de metano.

5.5 PRODUÇÃO DE METANO

Os valores de produção acumulada de metano (mL), obtidos durante o período de experimento, estão demonstrados na Figura 12.

Figura 12. Gráfico da produção acumulada de biogás durante o experimento.



FONTE: O autor.

A produção de biogás máxima foi de 712,85 mL, para o tratamento R2, e o R9 com 593,96 mL.

Os maiores volumes de produção de metano foram nos reatores em que a remoção de sólidos totais e voláteis foram maiores (Tabela 8). Essa maior produção de metano no R2 pode ser entendida como um efeito sinérgico da codigestão da mistura de 80% lodo excedente do sistema de lodos ativados com 20% lodo fresco do flotador (HUANG et al., 2016).

Latifi et al. (2019) comenta que as condições ideais para a codigestão de resíduos de abatedouro de aves com lodo excedente do sistema de lodos ativados em ensaios em batelada foi uma relação A/M de 4, de 5% de sólidos totais em um e período de codigestão de 50 dias.

Palatsi et al. (2011) dirigiram ensaios de codigestão anaeróbia na fase mesófila (35 °C) de resíduos de abatedouro suíno e bovinos com 92,4% e 85,6%, respectivamente adotando relação A/M de 0,7, utilizando reatores com volume útil de 500 mL. Os autores concluíram que os tratamentos com um valor inferior para a mistura rica em proteínas também tinham um menor rendimento de metano (301,7 e 273,6 (LCH₄ por kg de DQO adicionada).

Girault et al. (2012) estudaram a codigestão anaeróbia de descarte de lodo ativado proveniente de tratamento de esgoto municipal e lodo gorduroso de um processo de flotação tratando águas residuais da indústria de abate e processamento de suínos, e fizeram a comparação de dados de experimento em batelada e experimentos CSTR contínuo. Nos resultados para os experimentos em batelada observaram a inibição na proporção de 30% de DQO na alimentação com lodo gorduroso.

Em comparação a utilização do lodo do flotador desidratado em codigestão anaeróbia Restrepo (2019) verificou que a adição de 2% de caldo de cana de açúcar surtiu um efeito sinérgico no processo, vindo a equilibrar os nutrientes deficitários no lodo do flotador desidratado, resultando em rendimento de 0,58 m³ de metano por kg de SV adicionados. O método utilizado obteve melhores resultados em comparação a produção de metano nos estudos de Damaceno et al (2019), em que observaram maiores produções de metano 0,33 a 0,34 m³ kg SV-1 d⁻¹ nas proporções de batata-doce variando de 40 até 60% junto ao lodo proveniente do abate de frangos.

A codigestão de resíduos de lodo com uma segunda fonte de carbono, é recomendada com o intuito de aumentar a estabilidade e eficiência do processo. A diluição de lodos pode permitir a redução de carga orgânica e maior produção de biogás, aumento no percentual de produção de metano, conforme reportado no presente estudo em que a condição III na adição de 20% do lodo fresco do flotador, permitiu as maiores concentrações de CH₄ em 75% e eficiência de remoção 90,43% gDQO (CUETOS et al., 2008; PALATSI et al., 2011 e ZHU et al., 2016)

6 CONCLUSÕES

Considerando os resultados obtidos, em relação ao potencial da produção de metano na codigestão do lodo fresco do flotador e lodo ativado de um abatedouro de aves em reatores em batelada, pode-se concluir que:

Ao término do ensaio em batelada foi verificado que a mistura de 20% do lodo fresco do flotador com 80% do lodo ativado (v/v) apresentou-se como a mais favorável para a realização do ensaio de codigestão anaeróbia.

Através deste estudo é possível dizer que o lodo fresco do flotador tem potencial do ponto de vista ambiental e que atribui valor ao resíduo, bem como sua transformação em fonte renovável de energia, tendo em vista que a codigestão anaeróbia pode ser uma alternativa interessante para a reciclagem dos nutrientes e da energia resultantes dos resíduos dos abatedouros (lodo fresco do flotador).

6.1 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Sugere-se que se realizem testes utilizando o lodo flotado advindo de processo de coagulante orgânico a base de tanino para que possa avaliar a eficiência de remoção de DQO.

Realizar uma análise de viabilidade econômico-financeira que abranja todo o ciclo de gerenciamento do resíduo gerado (LF), desde a geração, tratamento, produção de biogás, à disposição do biofertilizante estabilizado. Testando diferentes cenários (tratamentos estudados neste trabalho), e encontrando os cenários mais viáveis, sugere-se finalmente desenvolver projetos de aplicação de plantas de biogás em escala plena.

REFERÊNCIAS

- ABPA. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. **Relatório anual de 2017**. Associação Brasileira de Proteína Animal, São Paulo, 2017.
- ABPA. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. **Relatório anual 2021**. Associação Brasileira de Proteína Animal, 2022. São Paulo: ABPA, 2022. 48 p.
- ABPA. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL **Relatório anual da associação brasileira de proteína animal**. 2017. São Paulo: ABPA, 2018. 68 p.
- ALONSO, R. M.; RÍO, R. S. del; GARCÍA, M. P. Thermophilic and mesophilic temperature phase anaerobic co-digestion (TPAcD) compared with single-stage co-digestion of sewage sludge and sugar beet pulp lixiviation. **Biomass and Bioenergy**, n. 93, p.107-115, 2016.
- ALVAREZ, R.; LIDÉN, G. Semi-continuous co-digestion of solid slaughterhouse waste, manure, and fruit and vegetable waste. **Renewable Energy**, v. 33, n. 4, p. 726–734, 2008.
- AMANI, T., NOSRATI, M., SREEKRISHNAN, T. R. (2010). **Anaerobic digestion from the viewpoint of microbiological, chemical, and operational aspects - a review**. *Environmental Reviews* 18, 255-278.
- AMARAL, A. C. do; STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A.; **O processo de biodigestão**. Capítulo em livro científico. IN: Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato. Embrapa Suínos e Aves (CNPISA), 2019.
- APHA /AWWA/WEF. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association American Water Works Association, Water Environmental Federation. Washington, 23º ed. 2017
- ARSHAD, M.; BANO, I.; KHAN, N.; SHAHZAD, M. I.; YOUNUS, M.; ABBAS, M.; IQBAL, M. Electricity generation from biogas of poultry waste: an assessment of potential and feasibility in Pakistan. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 81, n. September 2016, p. 1241–1246, 2018.
- ASSIS, T. M.; SCHILICHTING, M.V.; LOPES, L.C.; KUNZ, A.; GOMES, S.D. Stability of partial nitrification of poultry slaughterhouse wastewater in a sequential batch reactor. **Engenharia Agrícola**, v. 37, n.2, p-323-332, 2017.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL - ABPA**. Disponível em: <https://abpa-br.org/producao-e-exportacoes-da-avicultura-e-da-suinocultura-em-2021/>. Acesso em: 11 out. 2021
- BJÖRNSSON, L., MURTO, M., JANTSCH, T. G., MATTIASSON, B.; Evaluation of new methods for the monitoring of alkalinity, dissolved hydrogen and the microbial community in anaerobic digestion. **Water Research**, v. 35, n. 12, p. 2833-2840, 2001.

BLEVINS, R. E.; KIM, S. A.; PARK, S. H.; RIVERA, R.; RICKE, S. C. Historical, current, and future prospects for food safety in poultry product processing systems. [s.l.] In: RICKE, S. C. et al. **Food and Feed Safety Systems and Analysis, USA**: Elsevier Inc., 2018. p. 309-321,

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília – DF, p. 2. 03 de agosto de 2010, 2010.

BOE, Kanokwan. Online monitoring and control of the biogas process. **Technical University of Denmark**, p. 25-28, 2006.

CABBAI, V., BALLICO, M., ANEGGI, E., GOI, D. (2013). BMP tests of source selected OFMSW to evaluate anaerobic codigestion with sewage sludge. **Waste management** 33, 1626–1632.

CAMMAROTA, M.C.; FREIRE, D.M.G. A review on hydrolytic enzymes in the treatment of wastewater with high oil and grease content. **Bioresource Technology**, v. 97, p. 2195-2210, 2006.

CESTONARO, T.; COSTA, M. S. S. M.; COSTA, L. A. M.; ROZATTI, M. A. T.; PEREIRA, D. C.; LORIN, H. E. F.; CARNEIRO, L. J. The anaerobic co-digestion of sheep bedding and $\geq 50\%$ cattle manure increases biogas production and improves biofertilizer quality. **Waste Management**, v. 46, p. 612–618, 2015.

CHEN, Y., CHENG, J.J., CREAMER, K. S. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. **Bioresource Technology**. v.99, p.4044–64. 2008.

CHEN, G.; LIU, G.; YAN, B.; SHAN, R.; WANG, J.; LI, T.; WU, W. Experimental study of co-digestion of food waste and tall fescue for biogas production. **Renewable Energy**, v. 88, p. 273-279, 2016.

CHEN, X.; Yan, W.; Sheng, K.; Sanati, M. Comparison of high-solids to liquid anaerobic co-digestion of food waste and green waste. **Bioresource Technology**, v. 154, p. 215-221. 2014.

CHEN, Ye; CHENG, Jay J.; CREAMER, Kurt S. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. **Bioresource technology**, v. 99, n. 10, p. 4044-4064, 2008.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 2. ed. Belo Horizonte – MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFGM, 1997. v. 5.

CHERNICHARO, C. A. L. de; **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, v. 5, p. 379, 2007.

CHERNICHARO, C. A. L. de; **Anaerobic reactors**. IWA publishing, 2007.

CHERNICHARO, C.A.L.; BRESSANI-RIBEIRO, T.; VON SPERLING, M.; **Introduction to anaerobic sewage treatment.** In: Anaerobic Reactors for Sewage Treatment: Design, Construction and Operation; Chernicharo, C.A.L., Bressani-Ribeiro, T., Eds.; IWA Publishing: London, UK, 2019.

COSTA, L. de S.; GARCIA, L. A. F.; BRENE, P. R. A. A indústria de frango de corte no mundo e no Brasil e a participação da indústria avícola paranaense neste complexo. **Ciências Sociais em Perspectiva**, v.14, n. 27, p. 319- 341, 2015.

CUETOS, M. J.; MARTINEZ, E. J.; MORENO, R.; GONZALEZ, R.; OTERO, M.; GOMEZ, X. Enhancing anaerobic digestion of poultry blood using activated carbon. **Journal of Advanced Research**, v. 8, n. 3, p. 297-307, 2017.

DALLAGO, R., DAMASCENO, S., MEES, J. B. R., ASSIS, T. M., HASAN, S. D. M., KUNZ, A. Nitrification and desnitrification of a poultry slaughterhouse wastewater according to cycle time and ammoniacal nitrogen concentration using surface response methodology. **International Journal of Food, Agriculture and Environment**, v. 10, p. 856-860, 2012.

DAMACENO, F. M. **Codigestão anaeróbia do lodo obtido em abatedouros de frangos e batata-doce: valorização energética e agrônômica.** 2018, 94f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2018.

DAMACENO, F. M.; CHIARELOTTO, M.; RESTREPO, J. C. P. S.; BULIGON, E. L.; MENDONÇA COSTA, L. A.; LUCAS JUNIOR, J.; COSTA, M. S. S. M. Anaerobic co-digestion of sludge cake from poultry slaughtering wastewater treatment and sweet potato: Energy and nutrient recovery. **Renewable Energy**, v. 133, p. 489-499, 2019.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from waste and renewable resources.** Weinheim: Wiley-VCH, 2008. 450 p.

EBNER, J. H.; LABATUT, R. A.; LODGE, J. S.; WILLIAMSON, A. A.; TRABOLD, T. A. Anaerobic co-digestion of commercial food waste and dairy manure: Characterizing biochemical parameters and synergistic effects. **Waste Management**, n. 52, p.286-294, 2016.

EDWIGES, T.; SAROLLI, M.; TRIOLO, J. M. Renewable energy in Brazil: a study about the potential for biogas production. In: **Europe-Korea Conference on Science and Technology.** 2017.

ELALAMI, D. et al. Pretreatment and co-digestion of wastewater sludge for biogas production: Recent research advances and trends. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 114, p. 109287, 2019.

FAGNANI, K. C. **Comparação do potencial energético do lodo gerado no tratamento físico-químico de efluentes provenientes do abate de aves utilizando diferentes coagulantes.** 2017, 142f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias de Bioprodutos Agroindustriais). Universidade Federal do Paraná, Palotina, 2017.

FRIEHE, J.; WEILAND, P.; SCHATTAUER, A. **Guia prático do Biogás – Geração e Utilização**. 5. ed. Cap. 2 - Fundamentos da fermentação anaeróbia. p. 20-30. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR), 2010.

FAOSTAT. **Food and Agriculture Data 2020**. 2020. Rome: Food Agric. Organ. In: <<http://www.fao.org/statistics/en/> (acessado em 21 de abril de 2022).>

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VAN HAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. F. Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. Cap. 2, p. 29-52.

GIRAULT, R., BRIDOUX, G., NAULEAU, F., POUILLAIN, C., BUFFET, J., PEU, P., SADOWSKI, F.; BÉLINE, F.; Anaerobic co-digestion of waste activated sludge and greasy sludge from flotation process: batch versus CSTR experiments to investigate optimal design. **Bioresource Technology**, 105, 1-8, 2012.

GUERI, Matheus Vitor Diniz. **Avaliação do processo de digestão anaeróbia de resíduos alimentares em reatores batelada e semi-contínuo**. 2017, 82f. Dissertação (Mestrado em Bioenergia). Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo.

HAGOS, K.; ZONG, J.; LI, D.; LIU, C.; LU, X. Anaerobic co-digestion process for biogas production: Progress, challenges and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 76, n. March, p. 1485–1496, 2016.

HARRIS, P. W.; McCABE, B. K. Review of pre-treatments used in anaerobic digestion and their potential application in high-fat cattle slaughterhouse wastewater. **Applied Energy**, v.155, p.560-575, 2015.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ - IAPAR. **Cartas climáticas do Paraná: Classificação climática**. 2018. Disponível em: <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=930>>. Acesso em: 13 dez. 2021.

JAIN, S.; JAIN, S.; WOLF, I. T.; LEE, J.; TONG, Y. W. A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.52, p.142-154, 2015.

JENDE, O.; PLATZER, C.; CABRAL, C. B. G.; HOFFMANN, H.; ROSENFELDT, S.; COLTURATO, L. F. DE D. B.; THILO BURKARD, T.; LINNENBERG, C.; STINNER, W.; ZÖRNER, F.; SCHRÖDER, E. S. **Tecnologias de digestão anaeróbia com relevância para o Brasil: substratos, digestores e uso de biogás**. Probiogás, Ministério das Cidades, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit GmbH. Brasília, DF, Ministério das Cidades, 2015.

JEON, Y. W.; KANG, J-W.; KIM, H.; YOON, Y-M.; LEE, D-H. Unit mass estimation and characterization of litter generated in the broiler house and slaughter house. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 85, p. 592–597, 2013.

JHA, P.; SCHMIDT, S. Reappraisal of chemical interference in anaerobic digestion processes. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 75, n. September 2016, p. 954–971, 2017.

JIANG, J., ZHANG, Y., LI, K., WANG, Q., GONG, C., LI, M.; Volatile fatty acids production from food waste: effects of pH, temperature, and organic loading rate. **Bioresource technology**, v. 143, p. 525- 530, 2013.

KANGLE, K. M.; KORE, S. V.; KORE, V. S.; KULKAMI, G. S. Open access recent trends in anaerobic codigestion. **Universal journal of environmental research and technology**, v. 2, n. 4, p. 210–219, 2012.

KHAN, M. A.; NGO, H. H.; GUO, W. S.; LIU, Y.; NGHIEM, L. D.; HAI, F.I.; DENG, L. J.; WANG, J.; WU, Y. Optimization of process parameters for production of volatile fatty acid, biohydrogen and methane from anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 219, p. 738–748, 2016.

KRIEGER, E. I. F.; **Avaliação do Consumo de Água, racionalização do uso e reúso do efluente líquido de frigorífico de suínas na busca sustentabilidade socioambiental da empresa.** Tese (Doutorado) Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2007.

KUNZ, A.; AMARAL, A. C. do; STEINMETZ, R. L. R. **Operacionalização de Biodigestores:** Processos Bioquímicos na Digestão Anaeróbia. Foz do Iguaçu, PR: CIBiogs; Concórdia, SC: Embrapa, 2016. 22 p.

KUSHWAHA, J. P., SRIVASTAVA, V. C., MALL, I. D. Treatment of dairy wastewater by commercialactivated carbon and bagasse fly ash: Parametric, kinetic and equilibrium modelling, disposal studies. **Bioresource Technology**, v. 10, p. 3474-3483, 2010

LATIFI, P.; KARRABI, M.; DANESH, S. Anaerobic co-digestion of poultry slaughterhouse wastes with sewage sludge. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. v. 107 p. 288–296, 2019.

LE, C.; STUCKEY, D. C. Impact of feed carbohydrates and nitrogen source on the production of soluble microbial products (SMPs) in anaerobic digestion, **Water Research**, v. 122, p. 10-16, 2017.

LI, K.; LIU, R.; CUI, S.; YU, Q; MA, R. Anaerobic co-digestion of animal manures with corn stover or apple pulp for enhanced biogas production. **Renewable Energy**, v. 118, p. 335-342, 2018.

LI, L.; HE, Q.; WEI, Y.; HE, Q.; PENG, X. Early warning indicators for monitoring the process failure of anaerobic digestion system of food waste. **Bioresource Technology**, v. 171, p. 491–494, 2014.

MANSSOURI, M.; RODRIGUES, J. A. D.; RATUSZNEI, S. M.; ZAIAT, M. Effects of organic loading, influent concentration, and feed time on biohydrogen production in a mechanically stirred AnSBBR treating sucrose-based wastewater. **Biochemistry and Biotechnology**, v. 171, p. 1832-1854, 2013.

MAO, C.; FENG, Y.; WANG, X., REN, G.; Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. **Renewable and sustainable energy reviews**, v. 45, p. 540-555, 2015.

MARAÑÓN, E.; CASTRILLÓN, L.; QUIROGA, G.; FERNÁNDEZ-NAVA, Y.; GÓMEZ, L.; GARCÍA, M.M. Co-digestion of cattle manure with food waste and sludge to increase biogas production. **Waste Management**, n. 32, p.1821-1825, 2012.

MATA-ALVAREZ, J.; DOSTA, J.; ROMERO-GUIZA, M. S.; FONOLL, X.; PECES, M.; ASTALS, S.; A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. **Renewable and sustainable energy reviews**, 36, 412-427. 2014.

MAZARELI, R. C. da S.; DUDA, R. M.; LEITE, V. D.; OLIVEIRA, R. A. de. Anaerobic co-digestion of vegetable waste and swine wastewater in high-rate horizontal reactors with fixed bed. **Waste Management**, n.52, p.112-121, 2016.

MENDES, A.A.; CASTRO, de H. F; PEREIRA, E. B. Effect of the enzymatic hydrolysis pretreatment of lipids-rich wastewater on the anaerobic biodigestion. **Biochemical Engineering Journal**, v.32, p.185- 190, 2006.

MENEZES, J.M.C, LEITE, V.D., BARROS, A.J.M., LOPES, W.S., SOUSA, J.T de., Campos, A.R.C., Influence of temperature on the anaerobic stabilization of organic solid residues. **African Journal of Biotechnology**. v.14.p., 500-508, 2015.

MENG, Y.; LUAN, F.; YUAN, H.; CHEN, X.; LI, X. Enhancing anaerobic digestion performance of crude lipid in food waste by enzymatic pretreatment. **Bioresource Technology**, v. 224, p. 48-55, 2017.

MÉZES, L.; BIRÓ, G.; SÜLYÖK, E.; PETIS, M.; BORBÉLY, J.; TAMÁS, J. Novel Approach on the basis of FOS/TAC method. **Oradea**, v. 17, 2011.

NING, Z.; ZHANG, H.; Li, W.; ZHANG, R.; LIU, G.; CHEN, C.; Anaerobic digestion of lipid-rich swine slaughterhouse waste: Methane production performance, long-chain fatty acids profile and predominant microorganisms. **Bioresource Technology**, 269, 426-433, 2018.

NORDELL, E.; NILSSON, B.; PÅLEDAL, S. N.; KARISALMI, K.; MOESTEDT, J. Co-digestion of manure and industrial waste – The effects of trace element addition. **Waste Management**, n. 47, p. 21–27, 2016.

PAGÉS-DÍAZ J., PEREDA-REYES, I., SANZ, J. L., LUNDIN, M., TAHERZADEH, M. J., SÁRVÁRIHORVÁTH, I.; A comparison of process performance during the anaerobic mono-and co-digestion of slaughterhouse waste through diferente operational modes. **Journal of Environmental Sciences**, v. 64, p. 149-156, 2018.

- PAGÉS-DÍAZ, J., WESTMAN, J., TAHERZADEH, M. J., PEREDA-REYES, I., HORVÁTH, I. S.; Semicontinuous co-digestion of solid cattle slaughterhouse wastes with other waste streams: Interactions within the mixtures and methanogenic community structure. **Chemical Engineering Journal**, v. 273, p. 28-36, 2015.
- PAGÉS-DÍAZ, J., PEREDA-REYES, I., TAHERZADEH, M. J., SÁRVÁRI-HORVÁTH, I., LUNDIN, M.; Anaerobic co-digestion of solid slaughterhouse wastes with agro-residues: synergistic and antagonistic interactions determined in batch digestion assays. **Chemical Engineering Journal**, v. 245, p. 89-98, 2014.
- PAGÉS-DÍAZ, J.; PEREDA-REYES, I.; SANZ, J. L.; LUNDIN, M.; TAHERZADEH, M. J.; HORVÁTH, I. S. A comparison of process performance during the anaerobic mono- and co-digestion of slaughterhouse waste through different operational modes. **Journal of Environmental Sciences** (China), p. 1–8, 2017.
- Palatsi J, Viñas M, Guivernau M, Fernandez B, Flotats X (2011) Anaerobic digestion of slaughterhouse waste: main process limitations and microbial community interactions. **Bioresour Technol** 102(3):2219–2227.
- PARK, C.M.; NOVAK, J.T. The effect of direct addition of iron (III) on anaerobic digestion efficiency and odor causing compounds. **Water Science Technology**, n.68, p. 2391-2396, 2013.
- PECORA, V. (2006). **Implantação de uma unidade demonstrativa de geração de energia elétrica a partir do biogás de tratamento do esgoto residencial da USP** – Estudo de caso. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Energia, – Universidade de São Paulo.
- PELLERA, F. M.; GIDARAKOS, E. Anaerobic digestion of solid agroindustrial waste in semi-continuous mode: Evaluation of mono-digestion and co-digestion systems. **Waste Management**, v. 68, p. 103–119, 2017.
- PEROVANO, T. G., FORMIGONI, L. P. A. (2011). **Geração de energia a partir de subprodutos do tratamento de esgotos sanitários**. Monografia, Programa de Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade do Espírito Santo.
- RESTREPO, J. C. P. S.; **Codigestão anaeróbia de lodo de flotador do abate de frangos e caldo de cana-de-açúcar**. Dissertação (Mestrado). 64 p. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Campus Cascavel. Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas. Programa de Pós Graduação em Engenharia Agrícola. 2019.
- RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved Alkalimetric Monitoring for Anaerobic Digester of High-Strength Waste., **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 58, n. 5, p.406-411, 1986.
- RUNHO, R. C.; GOMES, P. C.; ROSTAGNO, H. S.; ALBINO, L. F. T.; LOPES, P. S.; POZZA, P. C. Exigência de Fósforo Disponível para Frangos de Corte Machos e Fêmeas de 1 a 21 Dias de Idade. **Revista Brasileira de Zootecnia**, n.30, v.1, p.187-196, 2001.

SALMINEN, E.; RINTALA, J. Anaerobic digestion of organic solid poultry slaughterhouse waste—a review. **Bioresource technology**, v. 83, n. 1, p. 13-26, 2002.

SÁNCHEZ, E.; BORJA, R.; TRAVIESO, L.; MARTÍN, A.; COLMENAREJO, M.F. Effect of organic loading rate on the stability, operational parameters and performance of a secondary up flow anaerobic sludge bed reactor treating piggery waste. **Bioresource Technology**, v. 96, n. 3, p. 335-344, 2005

SCHILLING, M. W.; VIZZIER-THAXTON, Y.; ALVARADO, C. Z. SLAUGHTER-LINE OPERATION | Poultry. **Encyclopedia of Meat Sciences**, v. 3, p. 303–308, 2014.

SENA, R.F. **Avaliação da biomassa obtida pela otimização da flotação de efluentes da indústria de carnes para geração de energia**. Dissertação (Mestrado). Engenharia Química. Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC, Florianópolis, SC, Brasil, 2005.

SENA, R. F.; CLAUDINO, A.; MORETTI, K.; BONFANTI, I. C.; MOREIRA, R. F. P. M.; JOSÉ, H. J. **Biofuel application of biomass obtained from a meat industry wastewater plant through the flotation process—A case study**. *Resources Conservation and Recycling*. 2007.

SENA, R. F., TAMBOSI, J. L., GENENA, A. K., MOREIRA, R. F.P.M., SCHRODER, H. F., JOSÉ, H. J.; Treatment of meat industry wastewater using dissolved air flotation and advanced oxidation processes monitored by GC–MS and LC–MS. **Chemical Engineering Journal**, v. 152, n. 1, p. 151-157, 2009.

SHAH, F. A.; MAHMOOD, Q.; RASHID, N.; PERVEZ, A.; RAJA, I. A.; SHAH, M. M. Co-digestion, pretreatment and digester design for enhanced methanogenesis. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 42, p. 627–642, 2015.

SUN, C., CAO, W., BANKS, C. J., HEAVEN, S.; LIU, R. Biogas production from undiluted Chicken manure and maize silage: a study of ammonia inhibition in high solids anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 218, p.1215-1223,2016.

SUTARYO, S.; WARD, A. J.; MØLLER, H. B. Thermophilic anaerobic co-digestion of separated solids from acidified dairy cow manure. **Bioresource Technology**, v. 114, p. 195-200, 2012.

TABATABAEI, M.; RAHIM, R.A.; ABDULLAH, N.; WRIGHT, A.D.G.; SHIRAI, Y.; SAKAI, K.; SULAIMAN, A.; HASSAN, M.A.; Importance of the methanogenic archaea populations in anaerobic wastewater treatments, *Process Biochem.*, 1214-1225, 2010.

THEBALDI, M. S., SANDRI, D., FELISBERTO, A. B., ROCHA, M. S., NETO, S. A. Qualidade da água de um córrego sob influência de efluente tratado de abate bovino. **Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, p. 302-309, 2011.

- VASCO-CORREA, J.; KHANAL, S.; MANANDHAR, A.; SHAH, A. Anaerobic digestion for bioenergy production: global status, environmental and techno-economic implications, and government policies. **Bioresource Technology**, v. 247, n. July 2017, p. 1015–1026, 2018
- WANG, X., YANG, G., FENG, Y., REN, G., HAN, X.; Optimizing feeding composition and carbon–nitrogen ratios for improved methane yield during anaerobic co-digestion of dairy, chicken manure and wheat straw. **Bioresource technology**, v. 120, p. 78–83, 2012.
- WEILAND, P. Biogas Production: current state and perspectives. **Applied Microbiology Biotechnology**.v.85, p.849-860, 2010.doi: 10.1007/s00253-009-2246-7.
- YOON, Y.-M.; KIM, S.-H.; OH, S.-Y.; KIM, C.-H. Potential of anaerobic digestion for material recovery and energy production in waste biomass from a poultry slaughterhouse. **Waste Management**, v.34, n.1, p. 204-209, 2014.
- YUAN, H.; ZHU, N. Progress in inhibition mechanisms and process control of intermediates and by-products in sewage sludge anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 58, p. 429–438, 2016.
- ZHANG, C.; SU, H.; BAEYENS, J.; TAN, T. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 38, p. 383–392, 2014.
- ZHANG, C.; XIAO, G.; PENG, L.; SU, H.; TAN, T. The anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure. **Bioresource Technology**, v. 129, p. 170–176, 2013.
- ZEYNALI, R.; KHOJASTEHPOUR, A.; EBRAHIMI-NIKM M. Effect of ultrasonic pre-treatment on biogas yield and specific energy in anaerobic digestion of fruit and vegetable wholesale market wastes. **Sustainable Environment Research**, 2017.
- ZHOU, M., YAN, B.; WONG, J. W. C.; ZHANG, Y. Enhanced volatile fatty acids production from anaerobic fermentation of food waste: A mini-review focusing on acidogenic metabolic pathways. **Bioresource Technology**, v. 248, p. 68–78, 2018.
- ZONTA, Z.; ALVES, M. M.; FLOTATS, X.; PALATSI, J. Modeling inhibitory effects of long chain fatty acid sinthean aerobic digestion process. **Water Research**, v.47, p.1369-1380, 2013.