

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ**

**CAMPUS CASCAVEL**

**CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA**

**CODIGESTÃO ANAERÓBIA DO LODO FRESCO DO FLOTADOR E EFLUENTE BRUTO  
DE UM ABATEDOURO DE AVES E POTENCIAL DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS**

**THAYS MAJARA SILVA ARAUJO**

**Cascavel – PR**

**Novembro – 2021**

**THAYS MAJARA SILVA ARAUJO**

**CODIGESTÃO ANAERÓBIA DO LODO FRESCO DO FLOTADOR E EFLUENTE BRUTO  
DE UM ABATEDOURO DE AVES E POTENCIAL DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), em cumprimento aos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Simone Damasceno Gomes  
Coorientador: Prof. Dr. Thiago Morais de Castro

**Cascavel – PR**

**Novembro – 2021**

Araujo, Thays Majara Silva  
Codigestão anaeróbia do lodo fresco do flotador e efluente  
bruto de um abatedouro de aves e potencial da produção de  
biogás / Thays Majara Silva Araujo; orientadora Simone  
Damasceno Gomes; coorientador Thiago Morais de Castro. --  
Cascavel, 2022.  
73 p.

Dissertação (Mestrado Acadêmico Campus de Cascavel) --  
Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Centro de Ciências  
Exatas e Tecnológicas, Programa de Pós-Graduação em Engenharia  
Agrícola, 2022.

1. Agroindústria. 2. Tratamento de efluentes. 3. Metano.  
4. Digestão Anaeróbia. I. Gomes, Simone Damasceno, orient.  
II. Castro, Thiago Morais de, coorient. III. Título.

## **BIOGRAFIA RESUMIDA**

Thays Majara Silva Araujo, filha de José Firmino Araujo e Antonia Maria Silva Araujo, nascida em 17 de novembro de 1992, natural de Imperatriz do Maranhão. Graduada em Engenharia Ambiental em 2018, pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus de Francisco Beltrão. No mesmo ano realizou estágio na Cooperativa Central Aurora Alimentos, tendo como atividade principal o acompanhamento dos setores de Estação de tratamento de água e efluentes. Participou de atividades de iniciação científica relacionadas a coleta e tratamento de dados climatológicos da Estação Meteorológica da UTFPR, campus de Francisco Beltrão. Em 2019 iniciou o mestrado em Engenharia Agrícola na Universidade Estadual do Oeste do Paraná, campus de Cascavel, área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, orientada pela Professora Dra. Simone Damasceno Gomes.

“Mas, como está escrito: as coisas que olhos não viram, nem ouvidos ouviram, nem penetraram no coração do homem, são as que Deus preparou para os que o amam.”

I Coríntios 2:9

## DEDICATÓRIA

À minha incrível mãe,  
dedico essa dissertação.

## AGRADECIMENTOS

Ao Criador de todas as coisas, nosso Grande Deus;

Aos meus pais, Cleonice e Firmino, por todo o amor e o apoio, mesmo a distância sempre vibrando com as minhas conquistas, amo vocês. Às minhas irmãs, Bruna, Bárbara e Lays, e de quebra a todos os meus sobrinhos que tornam minha vida mais feliz a cada dia! Saudade sem fim;

Ao meu esposo, João, que virou especialista em operar reator AnSBBR, que em cada pepino do experimento estava me ajudando: obrigada, amor;

Aos meus amigos do Laboratório de Reatores – LAREB e do Laboratório de Saneamento Ambiental, aprendi tanto com vocês: Tati, Diane, Luiz Felipe, Julia, Aru, Tamiris, Gabriel, Mari, Eliandra, Luana. A Diane, que junto comigo tentava manter o laboratório organizado na tentativa de não surtar e fazer o experimento dar certo, gracias, amiga. Aos melhores vizinhos, Aru e Fernando, pelas comidas, mudanças, fofocas e passeios. A Kauanna, que mesmo de longe me ensinou a utilizar o reator e tirava minhas dúvidas em cada fase da operação;

Aos amigos de experimento: Guilherme, Kátia e mais recentemente Vagner, trabalhar com lodo de flotador não foi fácil, e vocês me ajudaram nisso. O experimento se faz com muitas “mãos”, sem o apoio direto ou indireto do grupo nada teria acontecido: meu muito obrigada;

Aos meus amigos de Cascavel: Laura, que me ajudou quando eu não tinha onde morar, felicidades para você e o Paulo. Aos meus amigos missionários Karina, Nelson, David, Cirineu, Fabi (Vini e Samuel), mãe Solange, vó Teresinha, Eveline e Mauricio (a Manu), e todos os nossos estudantes da Bíblia, que Deus continue guiando vocês! Nossas amigas do grupo “Unidas em Oração”, pelos conselhos e por tanto amor. A Thauany e os amigos do grupo “Forasteiros”, pelos nossos encontros virtuais que recarregavam minhas energias, obrigada;

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola PGEAGRI, profa. Monica, por estar sempre disposta a ajudar, prof. Marcio Vilas Boas, pelas muitas conversas nos corredores, prof. Divair, pela ajuda em estatística, a profa. Cristiane Andreani, pelo auxílio nas correções e sugestões na discussão dos dados;

Ao prof. Thiago Castro, da UTFPR de Campo Mourão, por ter me ajudado na modelagem de Gompertz e por ter aceitado ser meu coorientador. Ao professor Rodrigo Sequinel, por ter feito parte da banca, pelas sugestões e correções durante a arguição;

Aos amigos do PGEAGRI pelo companheirismo e a colaboração: Leticia, Andressa, Jamerson e Karine, pelos papos e compartilhamento de sofrimentos em meio ao caos das pesquisas. Nós conseguimos!

Aos técnicos de laboratório Euro e Edison: vocês foram incríveis, mil vezes obrigada;

À técnica Cleuciane, que me auxiliou nas análises de cromatografia gasosa, ensinou como funcionava o CG e que se tornou uma amiga, nossos diálogos sobre a vida e a dependência de Deus fortaleceram minha fé e me ajudaram a continuar, obrigada;

Um agradecimento especial a minha orientadora, professora Simone, que me proporcionou bem mais que um direcionamento técnico, mas uma oportunidade de aprender e de desenvolver minha vida na pesquisa científica. Obrigada por acreditar em mim;

À C.Vale Cooperativa Agroindustrial, pelo disponibilização dos resíduos necessários para os ensaios do experimento;

E, finalmente, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela disponibilização da bolsa de estudos, fundamental para a realização desta pesquisa.



## RESUMO

Araujo, Thays Majara Silva. **Codigestão anaeróbia do lodo fresco do flotador e efluente bruto de um abatedouro de aves e potencial da produção de biogás**. Orientadora: Simone Damasceno Gomes; Coorientador: Thiago Morais de Castro. 2022. 73 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel – Paraná, 2022.

As indústrias de abate e processamento de aves configuram-se como geradoras de grandes volumes de efluentes com alto teor de matéria orgânica e lipídios. Esses efluentes são gerados principalmente na etapa de tratamento físico-químico, que tem a finalidade de remover parcialmente a matéria orgânica para posterior tratamento biológico. Entre as alternativas disponíveis, a digestão anaeróbia proporciona a transformação desses efluentes em biogás, pois substratos com essas características possuem alto potencial na geração de metano. O presente trabalho tem como objetivo avaliar a codigestão anaeróbia do lodo fresco do flotador e do efluente bruto de um abatedouro de aves. Na primeira etapa do trabalho foi adotado um planejamento experimental do tipo Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR), compreendido por um fatorial  $2^2$  com quatro ensaios nos níveis +1 e -1, quatro ensaios nos níveis dos pontos axiais (-1,414 e +1,414) e mais uma triplicata no ponto central (0). As variáveis respostas foram: produção acumulada de  $\text{CH}_4$  (L) e rendimento  $\text{CH}_4$  (L  $\text{CH}_4$ /g SV adicionado). Os reatores foram operados em batelada em condições mesofílicas ( $30 \pm 1$  °C), em escala de laboratório com tempo de incubação de 108 dias, testados cinco níveis de adição de lodo fresco do flotador (v/v) (15,9; 20; 30; 40 e 43,5%) e cinco níveis de relação alimento/microrganismo (A/M) (0,3; 0,5; 1,0; 1,5 e 1,7). Na segunda etapa, foi utilizado um reator anaeróbio em bateladas sequencial com biomassa imobilizada (AnSBBR), operado em temperatura mesofílica ( $30 \pm 1$  °C), por aproximadamente 150 dias, durante os quais foi submetido a diferentes cargas orgânicas volumétricas aplicadas (1,80; 0,9 e 1,57 g/L.d) implementadas em função da variação na concentração afluente (3590,14; 2165,39 e 6378,61 mg/L) e do tempo de ciclo (24, 48 e 24 h), sendo avaliadas a remoção de matéria orgânica e a produção de metano. A eficiência do processo de codigestão anaeróbia foi avaliada por meio da caracterização do afluente e efluente, a produção acumulada de  $\text{CH}_4$  e a estimativa da produção máxima de  $\text{CH}_4$  utilizou-se o modelo de Gompertz modificado, considerando intervalo de confiança de 95% ( $p < 0,05$ ). Os resultados obtidos no efeito da dosagem do lodo fresco e da relação A/M na codigestão anaeróbia não indicaram efeito significativo para as variáveis respostas: rendimento acumulado de  $\text{CH}_4$  e produção acumulada de  $\text{CH}_4$ . Somente o efeito da dosagem de lodo fresco na codigestão em batelada demonstrou a combinação de 20% de lodo fresco do flotador adicionado ao efluente bruto apresentou-se como a mais favorável para a realização do ensaio de codigestão anaeróbia no reator AnSBBR. Os melhores resultados no desempenho do processo no reator anaeróbio em batelada sequencial com biomassa imobilizada (AnSBBR) foram obtidos na condição III, em que foi utilizada proporção de 20% do lodo fresco do flotador com 80% de efluente bruto. Os indicadores de desempenho do AnSBBR também demonstraram estabilidade operacional, biogás com 75% de metano, vazão volumétrica de  $\text{CH}_4$  797,00 mL $\text{CH}_4$ .d<sup>-1</sup> e remoção de 90,43% para a DQO total e 82,53% para a DQO filtrada. Os ajustes na modelagem de Gompertz foram satisfatórios para os reatores R1, R7 e R11.

**PALAVRAS-CHAVE:** Agroindústria; Tratamento de efluentes; Metano; Digestão Anaeróbia.

## ABSTRACT

Araujo, Thays Majara Silva. **Anaerobic co-digestion of fresh sludge from a flotation unit and poultry slaughterhouse wastewater and its potential for biogas production.** Orientadora: Simone Damasceno Gomes; Coorientador: Thiago Morais de Castro. 2022. 73 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel – Paraná, 2022.

The poultry slaughtering and processing industries are generators of large volumes of effluents with high content of organic matter and lipids. These effluents are generated mainly in the physical-chemical treatment stage, which has the purpose of partially removing the organic matter for further biological treatment. Among the possible alternatives, anaerobic digestion provides the transformation of these effluents into biogas, since substrates with these characteristics present high potential for methane generation. The present work aims to evaluate the anaerobic co-digestion of fresh sludge from a flotation unit and raw wastewater (effluent) from a poultry slaughterhouse. In the first stage of the work, an experimental design of the Central Composite Rotational Design (DCCR) type was adopted, comprising a  $2^2$  factorial with four tests at levels +1 and -1, four tests at the levels of the axial points (-1.414 and +1.414) and one more triplicate at the central point (0). The response variables were: cumulative  $\text{CH}_4$  production (L) and  $\text{CH}_4$  yield (L  $\text{CH}_4/\text{g}$  SV added). The reactors were operated in batch under mesophilic conditions ( $30 \pm 1$  °C), on a laboratory scale with an incubation time of 108 days, testing five levels of fresh sludge from the flotation unit (v/v) (15.9; 20; 30; 40 and 43.5%) and five levels of food/microorganism ratio (A/M) (0.3; 0.5; 1.0; 1.5 and 1.7). In the second stage, an anaerobic sequential batch reactor with immobilized biomass (AnSBBR) was used, operated at mesophilic temperature ( $30 \pm 1$  °C), for approximately 150 days, during which it was subjected to different applied volumetric organic loads (1.80; 0.9 and 1.57 g/L.d) implemented depending on the variation in influent concentration (3590.14; 2165.39 and 6378.61 mg/L) and cycle time (24, 48 and 24 h), in which the removal of organic matter and the production of methane were evaluated. The efficiency of the anaerobic digestion process was evaluated through the characterization of the influent and effluent, the accumulated production of  $\text{CH}_4$  and the estimation of the maximum production of  $\text{CH}_4$ , using the modified Gompertz model, considering a confidence interval of 95% ( $p < 0.05$ ). The results obtained on the effect of fresh sludge dosage and A/M ratio on anaerobic co-digestion did not indicate a significant effect for the response variables: cumulative  $\text{CH}_4$  yield and cumulative  $\text{CH}_4$  production. Only the effect of fresh sludge dosage on batch co-digestion showed that the combination of 20% fresh sludge from the flotation unit added to the raw effluent (v/v) was the most favorable for carrying out the anaerobic co-digestion test in the reactor AnSBBR. The best results in the performance of the process in the anaerobic sequential batch reactor with immobilized biomass (AnSBBR) were obtained in condition III, in which a proportion of 20% of fresh sludge from the flotation unit with 80% of raw wastewater was employed. AnSBBR performance indicators also demonstrated operational stability, biogas with 75% methane, volumetric flow of  $\text{CH}_4$  797.00 mL $\text{CH}_4 \cdot \text{d}^{-1}$ , and removal of 90.43% for total COD and 82.53% for filtered COD. The adjustments in the Gompertz modeling were satisfactory for reactors R1, R7, and R11.

**KEY-WORDS:** Agroindustry; Wastewater treatment; Methane; Anaerobic digestion.

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE TABELAS</b> .....	xii
<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	xiii
<b>LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS</b> .....	xiv
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	8
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	10
2.1 Objetivo geral.....	10
2. 1 Objetivos específicos .....	10
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	11
3.1 Resíduos provenientes da produção avícola.....	11
3.2 Digestão anaeróbia para tratamento de efluentes.....	13
3.3 Aspectos limitantes da digestão anaeróbia .....	16
3.3.1 Temperatura .....	16
3.3.2 pH, Alcalinidade e Acidez .....	16
3.3.3 Relação Carbono: Nitrogênio .....	17
3.4 Codigestão Anaeróbia do Lodo do Flotador .....	19
3.5 Óleos e graxas e o tratamento anaeróbio .....	22
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	25
4.1 Local de realização do experimento.....	27
4.2 Substratos e inóculo .....	27
4.3 Ensaio da codigestão anaeróbia do lodo fresco do flotador com o efluente bruto em batelada: efeito da dosagem do lodo fresco e da relação A/M.....	29
4.3.1 Ensaio da codigestão anaeróbia do lodo fresco do flotador com o efluente bruto em batelada: efeito da dosagem do lodo fresco.....	30
4.4 Ensaio da codigestão anaeróbia do lodo fresco do flotador e do efluente bruto no Reator Anaeróbio em Batelada Sequencial com Biomassa Imobilizada (AnSBBR).....	31
4.4.1 Condições de operação do reator AnSBBR .....	33
4.5 Análises estatísticas .....	35
4.5.1 Análises estatísticas aplicadas ao ensaio em batelada (DCCR) .....	35
4.5.2 Modelagem cinética .....	35
4.6 Métodos Analíticos.....	36
4.7 Avaliação do desempenho do AnSBBR .....	36
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	39
5.1 Caracterização: substratos e inóculo .....	39
5.2 Efeito da dosagem do lodo fresco e da relação A/M na codigestão anaeróbia do lodo fresco do flotador com o efluente bruto em batelada .....	40

5.2.1 Efeito somente da dosagem de lodo fresco na codigestão do lodo fresco do flotador com o efluente bruto em batelada .....	45
5.2.2 Modelagem da produção de metano.....	49
5.3 Desempenho do reator .....	52
5.3.2 Remoção de matéria orgânica .....	53
5.3.3 Produção de biogás e metano .....	54
<b>6 CONCLUSÕES .....</b>	<b>57</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>59</b>

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Resíduos e subprodutos resultantes das etapas do processamento de aves.....	12
Tabela 2 Estudos sobre digestão anaeróbia de resíduos de abatedouros e produção de biogás .....	21
Tabela 3 Estudos sobre codigestão anaeróbia de lodos e produção de biogás .....	23
Tabela 4 Parâmetros para a caracterização dos substratos com os respectivos métodos...	28
Tabela 5 Níveis de planejamento do delineamento composto central rotacional (DCCR) ....	29
Tabela 6 Percentuais de lodo fresco do flotador e valores de A/M dos tratamentos do DCCR .....	30
Tabela 7 Resumo das condições experimentais aplicadas ao reator AnSBBR .....	33
Tabela 8 Parâmetros de monitoramento e frequência da coleta de amostras no reator AnSBBR .....	34
Tabela 9 Caracterização do efluente bruto e do lodo fresco do flotador utilizados na codigestão anaeróbia.....	39
Tabela 10 Caracterização do lodo anaeróbio utilizado na inoculação dos ensaios .....	39
Tabela 11 Matriz do planejamento (DCCR) com os fatores e os resultados obtidos para as variáveis respostas: produção acumulada de CH <sub>4</sub> (L) e rendimento de CH <sub>4</sub> (L CH <sub>4</sub> /g SV adicionado) .....	40
Tabela 12 Resumo da análise de variância (ANOVA) aplicada ao DCCR para as variáveis resposta ( $p < 0,10$ ).....	42
Tabela 13 Valores de entrada e saída do pH e remoção de DQO no ensaio em batelada (DCCR).....	44
Tabela 14 Concentração de compostos intermediários na entrada e saída do ensaio em batelada (DCCR) .....	45
Tabela 15 Valores de remoção de DQO, entrada e saída do pH, produção acumulada e rendimento de metano no ensaio em batelada .....	47
Tabela 16 Concentração de compostos intermediários na entrada e saída no ensaio em batelada.....	49
Tabela 17 Resumo dos indicadores de desempenho para as condições operacionais I, II e III no reator AnSBBR .....	55

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Fluxograma de um sistema de tratamento de efluentes utilizado em abatedouros de aves.....	13
Figura 2 Diagrama esquemático do processo de digestão anaeróbia e produção de biogás. ....	14
Figura 3 Fluxograma de atividades do procedimento experimental.....	26
Figura 4 Fluxograma do sistema de tratamento de efluentes da indústria e pontos de coleta dos substratos. ....	27
Figura 5 Armazenamento dos substratos. a) Lodo fresco do flotor. b) Efluente bruto. ....	28
Figura 6 Representação esquemática do reator anaeróbio em batelada sequencial com biomassa imobilizada.....	32
Figura 7 Aparato experimental. a) Reator AnSBBR em escala de bancada; b) Espuma de poliuretano, envolvida por anéis de polipropileno.....	32
Figura 8 Superfície de resposta para a variável produção acumulada de CH <sub>4</sub> em função da dose de lodo fresco e da relação A/M.....	41
Figura 9 Produção acumulada de metano no efeito da dosagem de lodo fresco e relação A/M na codigestão do lodo fresco do flotor com o efluente bruto no ensaio em batelada (DCCR). ....	43
Figura 10 Produção acumulada de metano no reator R1 (20% de lodo fresco) em função do tempo: dados reais e curva da regressão linear.....	46
Figura 11 Produção acumulada de metano no efeito da dosagem de lodo fresco na codigestão do lodo fresco do flotor com o efluente bruto no ensaio em batelada.....	48
Figura 12 Estimativas para ajuste do modelo de Gompertz modificado, obtidas na produção do metano a partir da codigestão do lodo fresco do flotor e efluente bruto no ensaio em batelada (DCCR) para os reatores R1 a R6.....	50
Figura 13 Estimativas para ajuste do modelo de Gompertz modificado, obtidas na produção do metano a partir da codigestão do lodo fresco do flotor e efluente bruto no ensaio em batelada (DCCR) para os reatores R7 a R11.....	51
Figura 14 Variação do pH e das relações entre alcalinidade intermediária e parcial (AI/AP) e, acidez volátil e alcalinidade total (AV/AT). ....	52
Figura 15 Desempenho do reator AnSBBR na remoção de matéria orgânica nas condições de operação avaliadas. Legendas: (A) Concentração da DQO; (B) Desempenho do reator na remoção de DQO.....	54
Figura 16 Variação da produção diária mL/dia de CH <sub>4</sub> e CO <sub>2</sub> nos dias de operação. ....	56

## LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

%CH <sub>4</sub>	Concentração de metano no biogás (%)
Al	Alcalinidade intermediária (mg CaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup> )
AP	Alcalinidade parcial (mg CaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup> )
Al/AP	Razão alcalinidade intermediária e alcalinidade parcial
ABPA	Associação Brasileira de Proteína Animal
ANOVA	Análise de variância
AGCL	Ácidos Graxos de Cadeia Longa
AGVs	Ácidos Graxos Voláteis
AnSBBR	Reator Anaeróbio Operado em Batelada Sequencial com Biomassa Imobilizada em Suporte Inerte (do inglês Anaerobic Sequential Batch Biofilm Reactor)
ASBR	Reator Anaeróbio Operado em Batelada Sequencial (Anaerobic Sequential Batch Reactor)
A/M	Relação alimento/microrganismo
BMP	Potencial Bioquímico do Metano (do inglês Biochemical Methane Potential)
BRS	Bactérias Redutoras de Sulfetos
CH <sub>4</sub>	Metano
CO <sub>2</sub>	Dióxido de Carbono
CNTP	Condições Normais de Temperatura e Pressão
COV	Carga Orgânica Volumétrica
COVe	Carga Orgânica Volumétrica Específica
CoA	Codigestão Anaeróbia
C/N	Relação Carbono Nitrogênio
DA	Digestão Anaeróbia
DCCR	Delineamento Composto Central Rotacional
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DQOs	Demanda química de oxigênio solúvel ou de amostras filtradas (g L <sup>-1</sup> )
DQOt	Demanda química de oxigênio total, ou de amostras não filtradas (g L <sup>-1</sup> )
G	Gramas
gDQO	Gramas de DQO
gSV	Gramas de Sólido Volátil
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
LF	Lodo do Flotador
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
Qbg	Vazão de biogás (mL d <sup>-1</sup> )
QCH <sub>4</sub>	Vazão volumétrica de metano (mL d <sup>-1</sup> )

Qmm	Vazão molar de metano ( $\text{mmol CH}_4 \text{ d}^{-1}$ )
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
UASB	Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente
$\epsilon_{SF}$	Remoção de DQO em amostras filtradas (%)
$\epsilon_{ST}$	Remoção de DQO em amostras não-filtradas (%)



## 1 INTRODUÇÃO

A produção de carne de frango em 2020 foi de 13,845 milhões de toneladas, tornando o Brasil o maior exportador mundial e o terceiro maior produtor. O estado do Paraná detém a maior produção nacional, com 35,47%. O crescimento e a expansão da atividade avícola estão associados à geração de efluentes durante o processamento de proteína animal (ABPA, 2020).

O lodo do flotador (LF) é um dos resíduos resultantes da etapa do tratamento físico-químico do efluente proveniente das fases de abate de frangos. No tridecanter, o lodo do flotador é separado em três frações: gordura líquida (2%), efluente líquido (78%) e lodo desidratado (20%). O lodo desidratado é constituído de umidade (~65%), fração gordurosa remanescente e resíduo sólido orgânico. O efluente líquido é direcionado para o tratamento biológico (SENA et al., 2007; FAGNANI, 2017).

Mesmo após o processo de desidratação, gera-se um grande volume de lodo, material que necessita de uma destinação ambientalmente adequada, sendo encaminhado a compostagem ou incineração, visto que pode ser considerado uma biomassa residual de alto poder calorífico, pois sua composição é formada por todo o material presente no efluente líquido que coagulou e floculou dentro do flotador.

O estudo de alternativas de tratamento do lodo do flotador é de importância, visto que algumas características específicas dificultam sua transformação em outros produtos (YOON et al., 2014). Dessa forma, o uso do lodo fresco do flotador como substrato para a digestão anaeróbia possibilita a redução de custos, como o aquecimento de máquinas para cozimento e para a desidratação desse material, bem como o transporte até os pátios de compostagem.

Segundo Damaceno (2018), este lodo é rico em materiais lipídicos, como triglicerídeos e ácidos graxos caracterizados por longas cadeias carbônicas, óleos, gorduras e graxas. Lipídios podem causar problemas operacionais nos digestores anaeróbios devido ao entupimento de equipamentos e à flotação de lodos, além de limitar o transporte de substrato solúvel para a biomassa, reduzindo a taxa de conversão do substrato. Por outro lado, os lipídios são substratos atraentes para a digestão anaeróbia, devido ao maior rendimento de metano obtido, quando comparado a proteínas e carboidratos (PEREIRA et al., 2005; CIRNE et al., 2007).

Resíduos provenientes da mesma instalação industrial podem facilitar o transporte de materiais, além de o efluente bruto presente nos experimentos proporcionar a diluição do elevado teor orgânico contido no lodo fresco do flotador, permitindo a digestão direta das misturas sem a necessidade de diluição adicional, pois o uso de um cosubstrato com baixo teor de nitrogênio e lipídios aumenta a produção de biogás (PALATSI et al., 2011; CUETOS et al., 2008).

Diante do exposto, este estudo visa o aproveitamento energético deste resíduo, por meio da codigestão anaeróbia do lodo fresco do flotador e efluente bruto de um abatedouro de aves, possibilitando para o abatedouro diminuição dos custos com o tratamento do lodo e a geração de energia.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

Avaliar a codigestão anaeróbia do lodo fresco do flotador de um abatedouro de aves, com o efluente bruto da própria indústria.

#### **2.1 Objetivos específicos**

- Avaliar a produção de metano a partir da variação da porcentagem de lodo fresco do flotador adicionado ao efluente bruto em reatores em batelada;
- Avaliar o desempenho do reator anaeróbio em batelada sequencial com biomassa imobilizada (AnSBBR) na remoção de matéria orgânica e produção de metano na codigestão de lodo fresco de flotador e efluente bruto.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 Resíduos provenientes da produção avícola

Segundo a Associação Brasileira de Proteína Animal (ABPA), a produção de carne de frango em 2020 foi de 13,845 milhões de toneladas, tornando o Brasil o maior exportador mundial e o terceiro maior produtor. A região Sul do país se destaca como uma das maiores produtoras de carne de frango, tendo o Paraná como o maior produtor, com 35,47%, seguido por Santa Catarina, com 14,88%, e Rio Grande do Sul, com 14,02% (ABPA, 2021).

Para Damaceno (2018), essa expressão de resultados é relacionada com o cultivo de culturas como milho e soja, que são insumos básicos para a alimentação desses animais, comprovado pela instalação de grandes agroindústrias na região oeste do Paraná como, JBS, Copacol, C.Vale, Cooperativa Agroindustrial Lar, Coopavel e Copagril, justificado pela extensão territorial, capacidade de produção de grãos e o intensivo melhoramento genético de aves (ABPA, 2020).

O aumento na produção de carne de frango no Brasil é um dos fatores que contribuem para a geração de efluentes, tendo em vista que a quantidade de água consumida por ave abatida é de 15L. A esta água juntam-se também as águas geradas na lavagem das instalações, equipamentos e máquinas da indústria. Além dos grandes volumes de efluentes gerados, eles apresentam heterogeneidade, sendo constituídos por matéria orgânica, nutrientes, sólidos e óleos e graxas (KUSHWAHA et al., 2010; THEBALDI et al., 2011, DALLAGO et al., 2012).

Os resíduos provenientes dos abatedouros de frangos são principalmente compostos por vísceras, penas, ossos, gordura e sangue. O despejo desses resíduos in natura no ambiente aumenta as concentrações de nitrogênio, proteínas, lipídios, fósforo, entre outros, visto que a DBO desses efluentes varia entre 800 e 32.000 mg.L<sup>-1</sup>, indicando necessidade de tratamento (ASSIS, 2016; DAMACENO et al., 2019).

As perspectivas de produção e de exportação indicam uma urgente necessidade de tecnologias de tratamento de resíduos, bem como possível valorização destes. O gerenciamento de resíduos sólidos deve ser pensado em toda a cadeia de produção, de modo a garantir a eficiente gestão de resíduos, os aspectos sócios econômicos e ambientais envolvidos, elementos estes elencados na Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei 12.305 de 2010 (BRASIL, 2010).

Nos procedimentos que dizem respeito ao abate e ao processamento de carnes (Tabela 1), além do produto de interesse é gerada uma série de subprodutos não comestíveis, que caracterizam o resíduo final. Para Ferreira (2016), os resíduos provenientes do abate de frangos necessitam ser devidamente processados de modo a evitar sua eliminação sem tratamento prévio no meio, garantindo assim a segurança ambiental e a saúde da população.

Tabela 1 Resíduos e subprodutos resultantes das etapas do processamento de aves

Etapa do processo	Resíduo ou Subproduto (sp)
Recepção	Fezes, penas, água de limpeza
Sacrifício	Sangue (sp), água de limpeza
Escalda/Depenamento	Penas (sp), sangue/gordura, água de limpeza
Evisceração	Vísceras (sp), sangue, gordura, pequenos pedaços de carne, água de limpeza
Resfriamento	Sangue, gordura, pequenos pedaços de carne, água
Classificação e empacotamento	Água de limpeza
Limpeza da planta	Água de limpeza

Fonte: Adaptado de Nascimento et al. (2000).

Nas etapas de recuperação e tratamento de efluentes do abate de animais, o tratamento primário consiste na passagem do efluente numa peneira rotativa ou sistema de gradeamento, com a finalidade de reter os sólidos grosseiros; na sequência, o efluente é destinado ao tanque de equalização, que homogeneiza essa mistura e fornece a vazão necessária para o tanque flotador, com adição de agentes coagulantes e floculantes, promovendo assim o tratamento físico-químico (FAGNANI, 2017).

Decorrido o tempo de ação do floculante, as partículas de gordura e o material floculado são elevados à superfície, por meio de microbolhas de ar que fazem parte do sistema do tanque de flotação a ar dissolvido. Esse material é arrastado por meio de raspadores que direcionam essa mistura ao tanque de lodo frio. O lodo é então aquecido até aproximadamente 95 °C e destinado à centrífuga Tridecanter, que o separa em três fases: água residual, óleo flotado e lodo desidratado, com umidade de aproximadamente 65%.

Na Figura 1 são demonstradas as etapas comumente utilizadas no tratamento de efluentes do abate de aves, indicando as unidades de geração do lodo. A destinação dos subprodutos ou resíduos oriundos do abate é função das características locais, logística e existência de mercado que supram as demandas dos produtos resultantes (PACHECO, 2006).

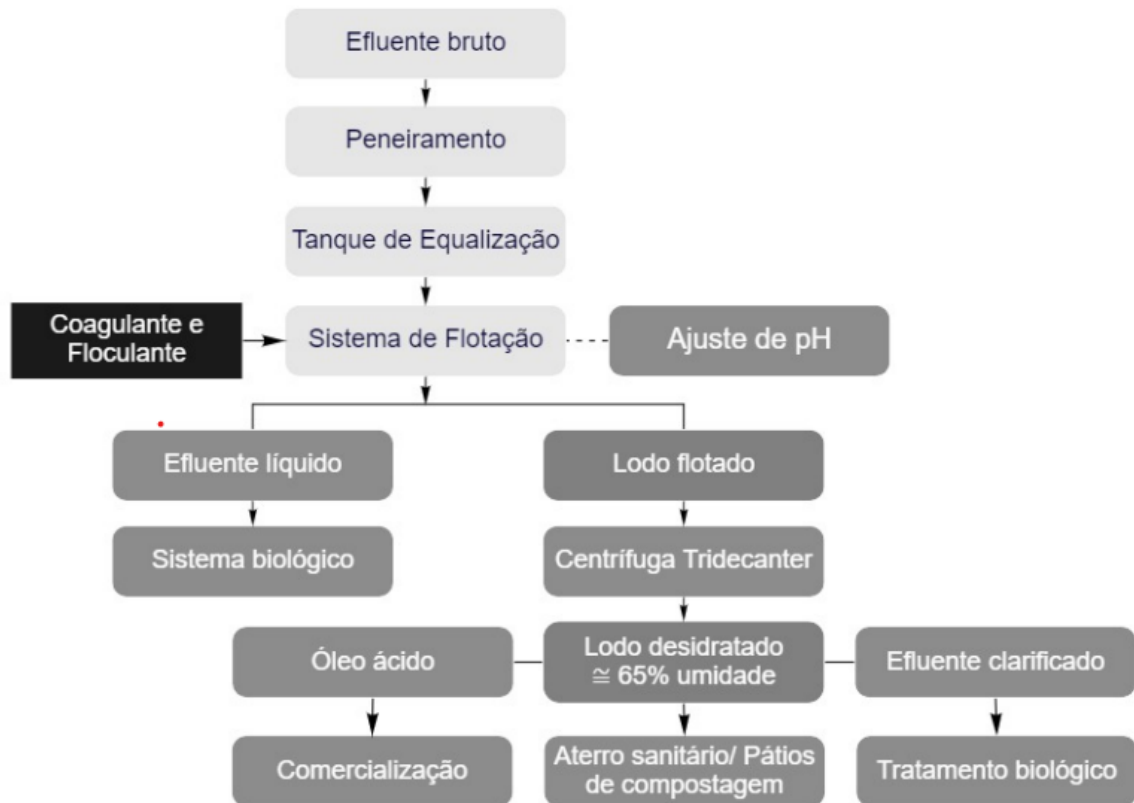


Figura 1 Fluxograma de um sistema de tratamento de efluentes utilizado em abatedouros de aves.

Fonte: Adaptado de Fagnani (2017).

De acordo com Metcalf e Eddy (2016), a produção de lodo, bem como suas características, pode variar de acordo com o tipo do processo de tratamento empregado. Neste contexto, destaca-se a geração de lodo por meio da remoção física de sólidos presentes no efluente bruto, por decantação ou flotação da biomassa microbiana excedente, oriunda de processos biológicos.

Após a separação do lodo do flotador no tridecanter, obtêm-se cerca de 2% de gordura líquida, 78% de efluente líquido e 20% de lodo desidratado, sendo que o lodo é constituído de umidade, fração gordurosa remanescente e resíduo sólido orgânico; já o efluente líquido é direcionado para tratamento biológico (SENA et al., 2007).

### 3.2 Digestão anaeróbia para tratamento de efluentes

A digestão anaeróbia é caracterizada como um processo biológico de conversão da matéria orgânica por uma associação de microrganismos que, em ausência ou em baixas concentrações de oxigênio, resultam principalmente em metano (CH<sub>4</sub>) e dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), conhecido como biogás. Entre os efluentes com maior potencial para tratamento via anaeróbia, os abatedouros e frigoríficos se encontram em destaque, em função de sua alta carga orgânica (CHERNICHARO, 2007; WEILAND, 2010).

Nesse sentido, a digestão anaeróbia é apresentada como uma alternativa promissora e viável para o tratamento de resíduos, visto que além da reciclagem de produtos também promove a geração de uma energia renovável (biogás). Dentre as vantagens da digestão anaeróbia podem ser citadas: baixo ou, até mesmo, nenhum consumo de energia; estabilização da matéria-prima; produção de biomassa residual, com a possibilidade de sua utilização como fertilizante (ELSAYED et al., 2016).

A digestão anaeróbia compreende quatro etapas principais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, que ocorrem sequencialmente a partir da atividade de bactérias fermentativas (acidogênicas), bactérias sintróficas (acetogênicas) e arqueas metanogênicas. Na Figura 2 é apresentado um diagrama do processo de digestão anaeróbia e produção de biogás (CHERNICHARO, 2007; CHRISTY et al., 2014).

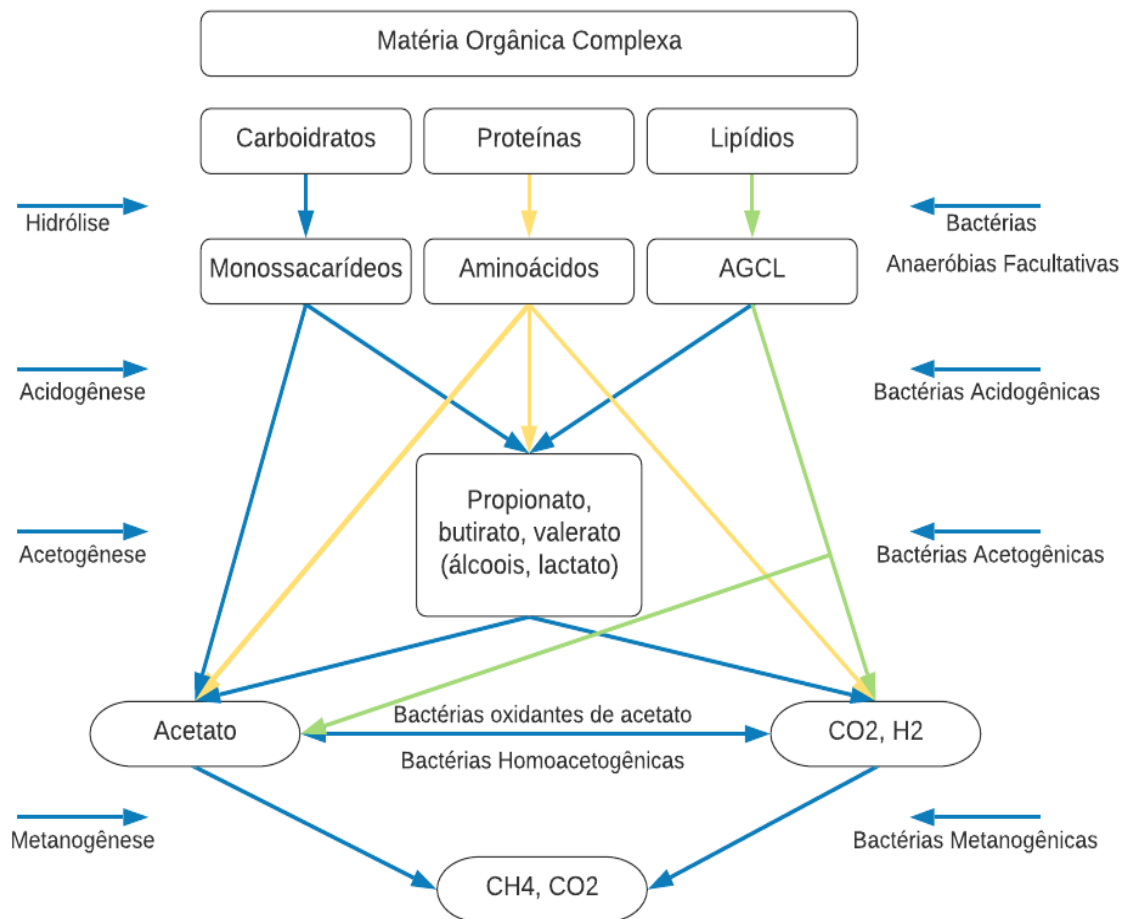


Figura 2 Diagrama esquemático do processo de digestão anaeróbia e produção de biogás. Fonte: Adaptado de Christy et al. (2014).

A hidrólise promove a quebra de polissacarídeos, lipídios e proteínas em moléculas mais simples como ácidos graxos de cadeia longa (AGCL), glicerol, açúcares solúveis e aminoácidos. As enzimas extracelulares excretadas pelas bactérias hidrolíticas atuam como catalizadores da hidrólise, favorecendo a velocidade global de degradação da matéria

orgânica que, de acordo com o substrato, pode levar de horas ou até dias para serem consumidos (KUNZ; AMARAL; STEINMETZ, 2019).

Na acidogênese, os monômeros formados na fase anterior são utilizados como substratos por bactérias anaeróbias e facultativas, 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 fase acetogênese, as bactérias sintróficas acetogênicas têm a função de oxidar os produtos da acidogênese em substrato ideal para utilização pelas metanogênicas. As bactérias acetogênicas convertem os ácidos orgânicos em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. O grupo de bactérias homoacetogênicas é capaz de realizar a conversão de hidrogênio e dióxido de carbono em ácido acético (CHERNICHARO, 2007).

Atualmente os microrganismos que participam da metanogênese fazem parte do domínio *Archea* e estão presentes na última fase do processo de degradação anaeróbia, por meio das Metanogênicas hidrogenotróficas (Equação 1), que produzem o metano a partir do dióxido de carbono e do hidrogênio, e das Metanogênicas acetoclásticas (Equação 2), que possuem a capacidade de produzir o metano a partir da degradação do acetato ou do metanol (CHERNICHARO, 2007).

Metanogênese hidrogenotrófica:



Metanogênese acetotrófica:



Ainda durante a metanogênese, na presença de enxofre ocorre formação de subprodutos como sulfatos, sulfitos e outros compostos sulfurados que serão reduzidos a sulfeto, a partir da oxidação de compostos orgânicos pela ação das bactérias redutoras de sulfato (BRS). Os compostos derivados de enxofre alteram a rota do metabolismo ao serem utilizados como aceptores de elétrons, diminuindo a oferta de substrato às arqueas metanogênicas, comprometendo assim a geração de metano, que se apresentará em menor quantidade no biogás. A presença de sulfeto em alta concentração ou na forma de gás sulfídrico ( $H_2S$ ) é considerada tóxica às arqueas (VERSIANI, 2005; CHEN et al., 2008).

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 Aspectos limitantes da digestão anaeróbia**

#### **3.3.1 Temperatura**

A temperatura desempenha um importante papel no processo de digestão anaeróbia, no que diz respeito ao metabolismo dos microrganismos. O aumento da temperatura proporciona aumento da velocidade de crescimento, maior dinâmica populacional dentro de um biodigestor e, também, maior taxa de redução de agentes patogênicos. Dessa forma, de acordo com a faixa de temperatura ideal para o desenvolvimento, os microrganismos podem ser classificados em: psicrófilos (< 25 °C), mesófilos (25 a 45 °C) e os termófilos (45 a 60 °C) (MENEZES et al., 2015; KUNZ; AMARAL; STEINMETZ, 2019).

O controle da temperatura tem sido um dos fatores decisivos no sucesso da produção de biogás. Estudos indicam que os microrganismos mais sensíveis às variações de temperatura estão presentes nas etapas de metanogênese e acetogênese, pois apresentam condições ótimas de digestão para produção de metano nas faixas mesófilas (30 a 35 °C) e termófilas (50 a 55 °C) (CHERNICHARO, 2007).

Devido à capacidade de adaptação dos microrganismos anaeróbios, é indicado que a temperatura nos reatores não exceda 2 °C de variação, a fim de garantir maior estabilidade no processo de digestão anaeróbia. Por outro lado, quando há redução da temperatura, o sistema apresenta baixo rendimento na produção de biogás (CHERNICHARO, 2007; DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011; KANGLE et al., 2012).

#### **3.3.2 pH, Alcalinidade e Acidez**

Segundo Von Sperling (2005), o pH representa a concentração de íons hidrogênio na água, o que indica sumariamente o grau de acidez, alcalinidade ou neutralidade do meio. O pH pode variar conforme as conversões bioquímicas que ocorrem durante o processo de digestão anaeróbia. As arqueas metanogênicas são sensíveis às variações de pH e necessitam de valores entre 6,7 e 7,5, diferente dos microrganismos fermentativos que sugerem uma ampla faixa de variação, com valores ótimos entre 4,0 e 8,5 (KUNZ; AMARAL; STEINMETZ, 2019).

Em um sistema anaeróbio é interessante reconhecer a faixa de pH que favoreça a atividade dos microrganismos envolvidos. Os produtos produzidos em baixos valores de pH são ácidos acético e butírico, e em valores de pH próximo a 8,0, os principais produtos são os ácidos acético e propiônico. O meio reacional tende à acidez, em função dos ácidos voláteis

produzidos, sendo balanceado em função da atividade das arqueas metanogênicas que produzem alcalinidade na forma de dióxido de carbono, amônia e bicarbonato (KUNZ; AMARAL; STEINMETZ, 2019).

É indispensável que os substratos do reator tenham capacidade de tamponamento para o sistema, parâmetro que pode ser avaliado mediante a relação entre alcalinidade intermediária, que diz respeito à alcalinidade por bicarbonato, e alcalinidade parcial, vinda dos ácidos voláteis (AI/AP). Além disso, os efluentes agroindustriais são ricos em proteínas e lipídios, característica que colabora para o acúmulo de ácidos orgânicos voláteis, elevado consumo de alcalinidade e acúmulo de amônia livre (MÉZES et al., 2011).

Valores de relações AI/AP superiores a 0,4 podem indicar que o reator está com sobrecarga; de 0,3 a 0,4, pode ser considerada a faixa ótima para o decorrer do processo; enquanto valores inferiores a 0,3 podem indicar uma adição insuficiente de carga orgânica no reator (MÉZES et al., 2011).

### **3.3.3 Relação Carbono: Nitrogênio**

Para que a digestão anaeróbia aconteça de maneira eficiente, é necessário que o substrato promova condições nutricionais para os microrganismos envolvidos no processo. Isso inclui a presença de carbono como fonte de energia e nitrogênio como nutriente, além da presença de macro e micronutrientes específicos, a fim de garantir que os requisitos da digestão anaeróbia sejam satisfatórios (WANG et al., 2012)

De maneira geral, a alimentação em um reator pode ser realizada com diversos substratos, desde que sejam biodegradáveis. Parte dessa biomassa será degradada em proporções diferentes, influenciando no processo de digestão anaeróbia e, conseqüentemente, na produção de metano. Estudos indicam valores de relação Carbono/Nitrogênio entre 20/1 e 30/1, com desempenho ótimo em 25/1 (ESTEVEZ et al., 2012).

Costa et al. (2017) comentam que a relação carbono: nitrogênio do lodo flotado é baixa ( $\approx 7$ ), sendo necessária uma fonte de carbono compatível, de modo a acelerar o processo e produzir um composto de alta qualidade. Para Mao et al. (2015), se há muito carbono no substrato utilizado, o carbono não é degradado e o potencial para produção de metano não é aproveitado. Se há um excesso de nitrogênio há um aumento da concentração de amônia, que pode atingir níveis tóxicos aos microrganismos.

As baixas relações C/N estão associadas a resíduos ricos em ureia e proteínas. A fermentação de materiais ricos em nitrogênio pode acarretar a elevada produção de amônia livre nos reatores, em concentrações tais que deixaria de ser um nutriente, passando a ser considerada como inibidor ou tóxico às arqueas metanogênicas (GARCIA; ANGENENT, 2009).

Garcia e Angenent (2009) verificaram a influência da temperatura e da concentração de amônia num período de 988 dias em reatores anaeróbios em batelada sequencial (ASBRs), no tratamento de dejetos de suínos. Os quatro reatores alcançaram um rendimento similar de metano de 0,31 L de CH<sub>4</sub>/g SV alimentados sob condições operacionais similares em temperatura a 25 °C e concentração total de amônio de 1200 mg N/L. Quando os níveis de amônio foram aumentados para 4000 mg/N/L, foi observada redução no rendimento de metano em 45%, em comparação aos reatores de baixa amônia.

Já Rodríguez et al. (2011) reportaram que concentrações de 375 mg.L<sup>-1</sup> NH<sub>3</sub> não afetaram o processo de digestão anaeróbia. A carga orgânica aplicada ao sistema foi aumentada gradualmente, diminuindo a taxa de diluição de dejetos suínos em: estágio I (dias 0 a 13) diluição 1:10; estágio II (dias 14 a 30): diluição 1:5; estágio III (dias 31 a 40): diluição 1:2; e estágio VI (41 a 112) sem diluição. O reator anaeróbio de manta de lodo de fluxo ascendente UASB conseguiu remover cerca de 1,5 g de DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> quando alimentados com dejetos não diluídos, enquanto nos estágios anteriores a remoção permaneceu praticamente constante a um valor de 82% para 1,73 g de DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, e níveis de 142–208 mg.L<sup>-1</sup> de NH<sub>3</sub>. Essa ausência de inibição pode ser atribuída à adaptação e aclimação do lodo anaeróbio a altos níveis de amônia durante o prazo de operação.

A concentração inibitória do nitrogênio amoniacal pode diferir devido aos diferentes parâmetros operacionais empregados na digestão anaeróbia, mas geralmente varia entre 1.700 mg.L<sup>-1</sup> e 14.000 mg.L<sup>-1</sup>. Por outro lado, após a aclimação dos microrganismos, o reator ainda poderá manter a produção normal de biogás, mesmo quando a concentração de nitrogênio amoniacal atingir 11.000 mg.L<sup>-1</sup>. Os autores concluíram que a instabilidade da digestão pode ser o resultado de concentrações variando de 1,5 a 7,0 g N kg<sup>-1</sup> (CHEN et al., 2008; RAJAGOPAL et al., 2013).

De maneira geral, os resíduos alimentares apresentam boas taxas de biodegradabilidade; no entanto, às vezes carece de nutrientes e sais minerais, essenciais para o desenvolvimento dos microrganismos, fato que pode ser observado ao longo do processo de digestão anaeróbia. As principais razões da inibição pelo substrato são: o desbalanceamento de nutrientes na fermentação, elementos traço (zinco, ferro, molibdênio, entre outros) insuficientes ou macronutrientes (sódio, potássio, entre outros) que se encontram em excesso (EL-MASHAD; ZHANG, 2010; ZHANG et al., 2011; ZHANG et al., 2013).

Diante disso, diversos estudos sobre digestão anaeróbia encontrados na literatura indicam o uso de dois ou mais substratos no processo para aproveitar a sinergia das misturas, compensando as carências nutricionais, aporte para crescimento dos microrganismos, por exemplo: resíduos alimentares com esterco bovino (BOULLAGUI et al., 2004; EL-MASHAD; ZHANG, 2010), resíduos alimentares com casca de arroz (HAIDER et al., 2015) e resíduos

alimentares com palha (YONG et al., 2015), proporcionando, assim, melhora da qualidade do biogás (ZHANG et al., 2014; CHEN et al., 2016).

### 3.4 Codigestão Anaeróbia do Lodo do Flotador

A codigestão é realizada a partir de misturas de dois ou mais substratos: biomassa ou resíduo, que se complementam sinergicamente, de maneira a favorecer a produção de biogás. A codigestão anaeróbia apresenta vantagens sobre a digestão de resíduos individuais (monodigestão), como a diluição de componentes tóxicos ou mesmo a adição de nutrientes ao meio (MATA-ALVAREZ et al., 2014).

Estudos realizados por Konrad et al. (2016) indicam o potencial da região Sul do Brasil na criação de animais com foco em abate e processamento de carnes; como consequência, existe uma grande quantidade de biomassas residuais a serem utilizadas. A alta carga orgânica desses materiais pode ser aproveitada na digestão anaeróbia para produção de biogás.

Damaceno (2018) avaliou a produção de biogás do lodo do flotador desidratado de um frigorífico e batata-doce, concluindo que os maiores teores de metano foram encontrados nos tratamentos em que as proporções de lodo predominavam nas misturas. Embora a monodigestão do lodo tenha apresentado teor de metano estatisticamente maior (72,8%) e potencial  $0,475 \text{ m}^3 \text{ kg SV}^{-1}$ , o tratamento contendo 80% de lodo e 20% de batata-doce apresentou os maiores potenciais de produção de biogás ( $0,731 \text{ m}^3 \text{ kg SV}^{-1}$ ,  $p < 0,05$ ) e de metano ( $0,503 \text{ m}^3 \text{ kg SV}^{-1}$ ,  $p < 0,05$ ).

Restrepo (2019) avaliou a codigestão do lodo de flotador desidratado e de quantidades volumétricas crescentes de caldo de cana-de-açúcar, o tratamento que recebeu 2% de caldo de cana-de-açúcar exibiu 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 ( $0,58 \text{ m}^3 \text{ N CH}_4 / \text{kg SV adc.}$ ).

Cirne et al. (2007) constaram que o aumento da concentração de lipídios de 5 para 47% promoveu a recuperação de metano superior a 93% para todos os testes. A taxa de produção de metano observada foi semelhante para testes com 5, 10 e 18% de lipídios (p / p, base DQO). Para quantidades maiores de lipídios (31, 40 e 47%), os autores observaram uma forte inibição. No entanto, o processo foi capaz de se recuperar da inibição. Nas diferentes concentrações de lipídios testados, o principal obstáculo à produção de metano foi formação de ácidos graxos de cadeia longa (AGCL).

Aliada a pré-tratamentos químicos, mecânicos, térmicos e ultrassonográficos, a codigestão anaeróbia pode ser considerada uma estratégia capaz de melhorar a biodegradabilidade de substratos de difícil degradação, elementos de natureza recalcitrante, devido ao possível aumento de microrganismos e produção de enzimas. A melhoria da

biodegradabilidade implica em maior eficiência de estabilização do processo e taxas superiores de produção de biogás (MARAÑÓN et al., 2012).

Na Tabela 2 são apresentados estudos que utilizaram a digestão anaeróbia e avaliaram produção de biogás em substratos semelhantes aos propostos nessa pesquisa.

Tabela 2 Estudos sobre digestão anaeróbia de resíduos de abatedouros e produção de biogás

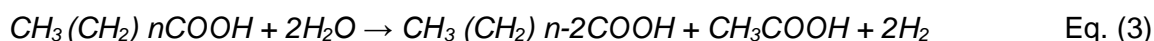
Referência	Tipo de Reator	Condições Experimentais	Substratos	Inóculo	Principais Resultados
Salminen e Rintalal (2002)	Semi contínuo	TRH: 50 a 100 dias T 30 °C	Resíduos de abatedouro de aves - monodigestão	Lodo anaeróbio da ETE	Carga: 0,8 kg de SV/m. d Rendimento CH <sub>4</sub> 0,52 a 0,55 m/kg SV Remoção de ST e SV 76 e 64%, respectivamente.
CUETOS et al. (2007)	Semi contínuo	TRH: 25 e 50 dias T 34 °C	Fração orgânica de RSU + Resíduos de abatedouro de aves	Lodo anaeróbio da ETE	COV: 0,9 e 1,85 kg SV m <sup>-1</sup> . d <sup>-1</sup> para 1,70 e 3,70 kg SV m <sup>-1</sup> . d <sup>-1</sup> Rendimento de biogás: 4,3 L. d <sup>-1</sup> em 25 dias e 8,6 L. d <sup>-1</sup> em 50 dias de TRH Remoção lipídios: 61% para a resíduos de abatedouro e 83% para a codigestão RSU + resíduos de abatedouro
PALATSI et al. (2010)	Batelada em frascos de vidro (M1 e M2)	TRH: 120 dias T 35 °C	Resíduos de abatedouro de suínos + bovinos	Lodo suspenso anaeróbio reator mesofílico	Produção de metano (19,9 e 28,2 (CH <sub>4</sub> kg <sup>-1</sup> SV adicionado L. d <sup>-1</sup> para M1 e M2, respectivamente)
MARCOS et al. (2012)	CSTR	TRH: 30 dias T 37 °C	Resíduos de abatedouros de aves + bovinos	Lodo anaeróbio da ETE	0,690 m <sup>3</sup> N de biogás por kg DQO, com concentração de 74% de metano.
BOROWSKI et al. (2018)	Semi contínuo	TRH: 20 e 30 dias T 35 °C 70 rpm	Resíduos alimentares + lodo de esgoto + resíduos de matadouro	Lodo anaeróbio da ETE	Rendimento de metano 0,63 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> / kg SV alimentado com RA + RMA, enquanto a co-digestão de RA com Lodo de esgoto produziu 0,46 m <sup>3</sup> de metano a partir de 1 kgsS alimentado.

Legenda: RSU: Resíduos sólidos urbanos; ETE: Estação de Tratamento de Efluentes.

### 3.5 Óleos e graxas e o tratamento anaeróbio

Os óleos e graxas são compostos por triglicerídeos por meio de diferentes combinações de ácidos graxos e por ácidos graxos de cadeia longa (AGCL). As principais fontes de geração de lipídio são indústrias de óleos comestíveis, sorvetes, laticínios, curtumes, abatedouros, os efluentes domésticos e de restaurantes. Os abatedouros podem possuir uma concentração de lipídios acima de 500 mg.L<sup>-1</sup> (MENDES et al., 2005).

Os AGCL são degradados anaerobicamente via oxidação beta para acetato e H<sub>2</sub>, que são posteriormente convertidos em metano; a via de oxidação beta começa quando o ácido graxo é ativado com a coenzima A e a oxidação resultante leva à liberação de Acetil-Coenzima A e à formação de uma cadeia de ácidos graxos, que é encurtada por dois carbonos. O acetil-CoA é oxidado por meio do ciclo do ácido cítrico, e o processo de oxidação beta é repetido (MADIGAN et al., 2006). A reação apresentada por Kimet et al. (2004) (Equação 3) expressa a degradação de ácidos graxos de cadeia longa pela via de oxidação beta.



As águas residuais provenientes do processamento de carnes possuem elevados teores de matéria orgânica. Os lipídios podem ser substratos em potencial para a produção de biogás por meio da digestão anaeróbia. A fim de promover formas de recuperação desses efluentes, a fração lipídica tem sido estudada (ALVES et al., 2009; JEGANATHAN et al., 2006).

Parte da carga orgânica desses efluentes pode ser removida pelo tratamento físico-químico; entretanto, o custo destes reagentes é elevado e a eficiência da remoção de DQO nem sempre é satisfatória. As gorduras e as proteínas presentes nestes efluentes possuem baixa biodegradabilidade, e como desvantagem podem solidificar em temperaturas mais baixas, produzir odores desagradáveis e causarem problemas operacionais nos digestores anaeróbios devido ao entupimento de equipamentos e à flotação de lodos, além de limitar o transporte de substrato solúvel para a biomassa, reduzindo a taxa de conversão do substrato (CAMMAROTA et al., 2001, PEREIRA et al., 2005).

Normalmente esses problemas limitam a eficiência operacional dos digestores, e um pré-tratamento físico-químico é geralmente aplicado para remover a fração lipídica antes do processo anaeróbio. No entanto, lipídios são substratos atraentes para digestão anaeróbia e codigestão devido ao maior rendimento de metano obtido, quando comparado a proteínas ou carboidratos. Aumentar lentamente a adição de materiais ricos em lipídios nos digestores pode ser uma maneira de favorecer a aclimatação, promovendo a tolerância aos AGCL (CIRNE et al., 2007, SILVESTRE et al., 2014).

Long et al. (2012) sugeriram que a codigestão de óleos e graxas (OG) pode ser realizada sob condições mesofílicas ou termofílicas. Suto et al. (2006) recomendaram condições termofílicas de temperatura (55 °C) para codigestão com óleos e graxas devido à maior capacidade do reator de degradar AGCL, visto que há menor formação de uma camada de espuma em comparação com um reator operando na faixa de temperatura mesofílica (35 °C).

Na Tabela 3 estão descritos estudos recentes sobre a codigestão anaeróbia de lodos provenientes de frigoríficos.

Tabela 3 Estudos sobre codigestão anaeróbia de lodos e produção de biogás

Referência	Substratos	Condições Experimentais	Principais Resultados
NING et al. (2018)	Resíduos de abatedouro suíno ricos em lipídios	TRH: 60 dias T 37 °C batelada	Produção de Biogás: 999,2 mL. g <sup>-1</sup> SV
DAMACENO et al. (2019)	Lodo do flotador desidratado (abatedouro de aves) + batata-doce	T:35 °C TDH: 25 dias pH: 7,34 batelada	Produção de Biogás: 0,053 m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup> % de CH <sub>4</sub> : 70,3% Remoção de lipídios: 68,54%
RESTREPO (2019)	Lodo do flotador desidratado (abatedouro de aves) + caldo-de-cana	T: média 22,5 °C TDH: 145 dias pH: 7,2 semi contínuo	Produção de Biogás: 0,475 m <sup>3</sup> . Kg SV <sup>-1</sup> % de CH <sub>4</sub> : 72,8% Remoção de lipídios: 79,1%
LATIFI et al. (2019)	Resíduos de abatedouros de aves (resíduos + lodo)	TRH: 50 dias T 34 °C batelada (1 L) Escala de 20 L	Batelada: Rendimentos de biogás 0,631 e CH <sub>4</sub> 0,462 m <sup>3</sup> .kg SV adicionado, remoção de SV 66% Rendimentos de biogás 0,574 e CH <sub>4</sub> 0,402 m <sup>3</sup> .kg SV adicionado, remoção 63% de SV e redução de 88% da (DQO) até o 42º dia.
SALEHIYOUN et al. (2020)	Resíduos de abatedouros (suíno e bovino) + resíduos de lodo misto	TRH: 15 dias T 37 °C batelada Inóculo: ETAR	BMP: 735 NLCH <sub>4</sub> /kg de SV Geração máxima de CH <sub>4</sub> de 550 NLCH <sub>4</sub> / kg SV

Oliveira (2011) destaca que uma alternativa promissora seria incluir enzimas lipolíticas para auxiliar na conversão de óleos e graxas em produtos menos complexos, ajudando os microrganismos na degradação do material. Rasit et al. (2015) relataram que a aplicação de pré-tratamento enzimático pode melhorar a solubilidade dos AGCL durante a fase de hidrólise, aumentando a taxa de transporte de substrato solúvel na biomassa para induzir à conversão de metano.

Estudos realizados por Latifi et al. (2019) indicaram que a melhor relação substrato: inóculo foram de 4 e o ST de 5%, determinados como configurações ideais para digestão anaeróbia durante um tempo de retenção de 50 dias. Os maiores rendimentos de biogás e



metano foram relatados por 0,631 e 0,462 m<sup>3</sup> / kg-SV, respectivamente, alcançados com a remoção de 66% de sólidos voláteis (SV). A diminuição da relação substrato: inóculo e o aumento do ST poderiam prejudicar gravemente os rendimentos na produção de biogás, como redução do pH, acúmulo de ácidos graxos e amônia.

Com relação aos AGCL, o processo de digestão anaeróbia pode ser inibido na presença de 300 mg.L<sup>-1</sup> de ácido linoleico, ácido oleico ou ácido esteárico, conforme Alost et al. (2010). Os autores constataram que a inibição de AGCL em baixa concentração é reversível; no entanto, a atividade de microrganismos não se recuperaria se os AGCL acumulados ultrapassassem uma alta concentração. Portanto, a fase de longo atraso na digestão de efluentes de suinocultura em 50 g SV / L com razões substrato: inóculo de 1 a 2,5 podem ser causados por forte inibição de AGCL (NING et al., 2018).

Além disso, o desempenho da digestão anaeróbia de resíduos orgânicos está intimamente relacionado à estrutura dos microrganismos, sendo que o papel funcional dos microrganismos varia entre os diferentes gêneros. Ning et al. (2018) avaliaram a predominância de microrganismos na digestão anaeróbia de resíduos de abatedouro de suínos e citam *Clostridium*, *Syntrophomonas* e *Methanospirillum* relacionados com degradação de lipídios e proteínas em metano.

#### 4 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo consistiu na codigestão anaeróbia do lodo fresco do flotador associado com efluente bruto de um abatedouro de aves. Dessa forma, o experimento foi dividido em duas etapas, sendo a primeira a otimização do processo de codigestão utilizando um Planejamento Experimental do tipo Delineamento Composto Central Rotacional – DCCR, a fim de avaliar a influência da variação da porcentagem de lodo fresco do flotador adicionada ao efluente bruto e a relação alimento/microrganismo.

Na segunda etapa, a fim de verificar o efeito da dosagem do lodo fresco do flotador na produção de metano e na remoção de matéria orgânica, foi utilizado um reator do tipo AnSBBR. Na Figura 3 é apresentado o fluxograma de atividades envolvidas no procedimento experimental.

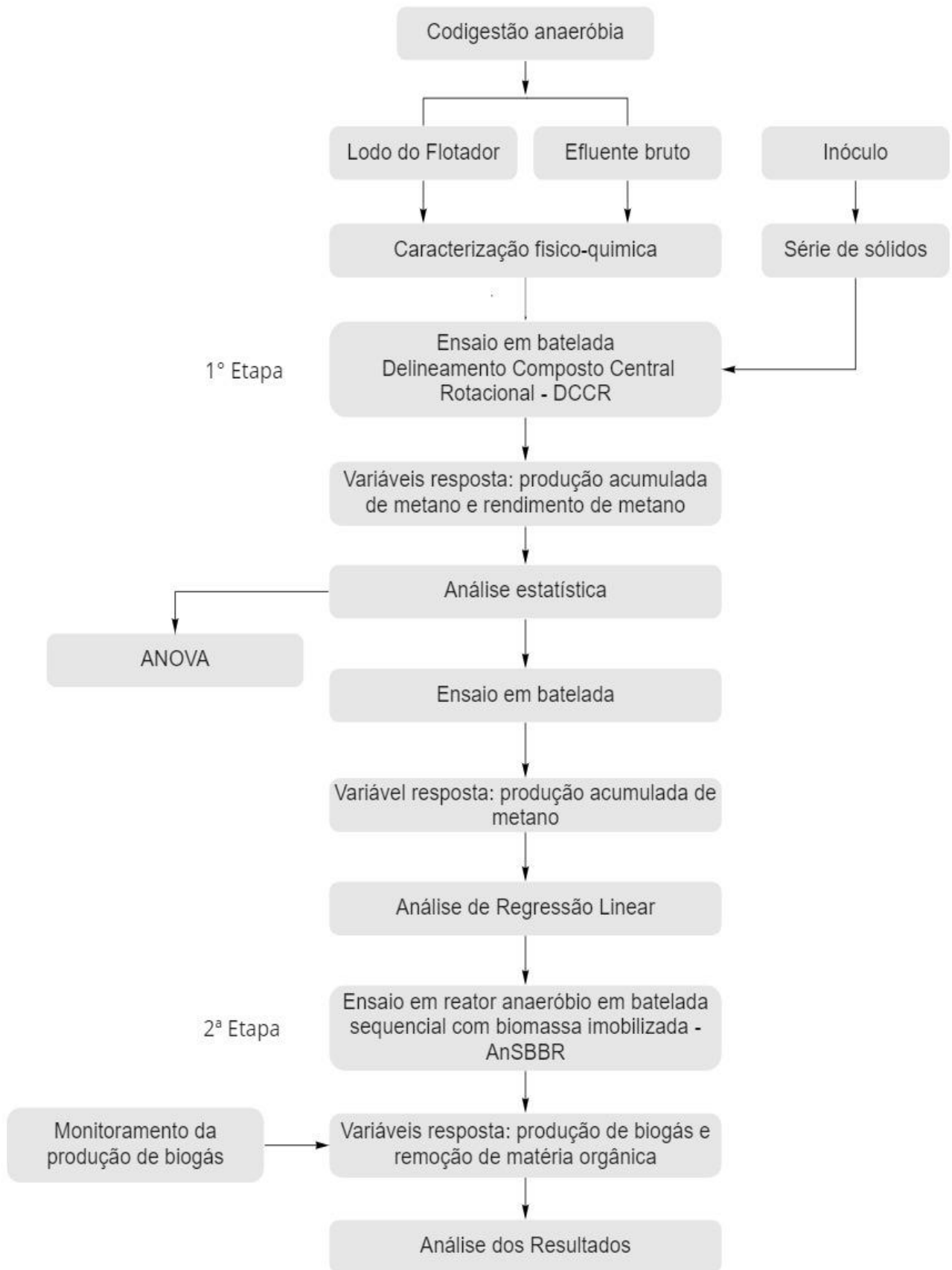


Figura 3 Fluxograma de atividades do procedimento experimental.

#### 4.1 Local de realização do experimento

Os ensaios de codigestão anaeróbia e operação do reator AnSBBR foram conduzidos no Laboratório de Reatores Biológicos (LAREB). O monitoramento e a realização de análises físico-químicas ocorreram no Laboratório de Saneamento Ambiental, ambos localizados no bloco H da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, campus de Cascavel.

#### 4.2 Substratos e inóculo

Os substratos utilizados foram provenientes da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) de um abatedouro de aves, localizado na região Oeste do Paraná, sendo eles: 1) lodo fresco do flotador e 2) efluente bruto do abatedouro.

A coleta do lodo fresco do flotador ocorreu após a etapa de flotação físico-química, onde o cloreto férrico é utilizado como coagulante e um polímero aniônico como floculante. O efluente bruto foi coletado no tanque de equalização, sendo a fase precedente ao tratamento físico-químico. Na Figura 4 está representado o fluxograma do sistema de tratamento de efluentes utilizado durante o experimento, com destaque em amarelo ao ponto de coleta de cada substrato.

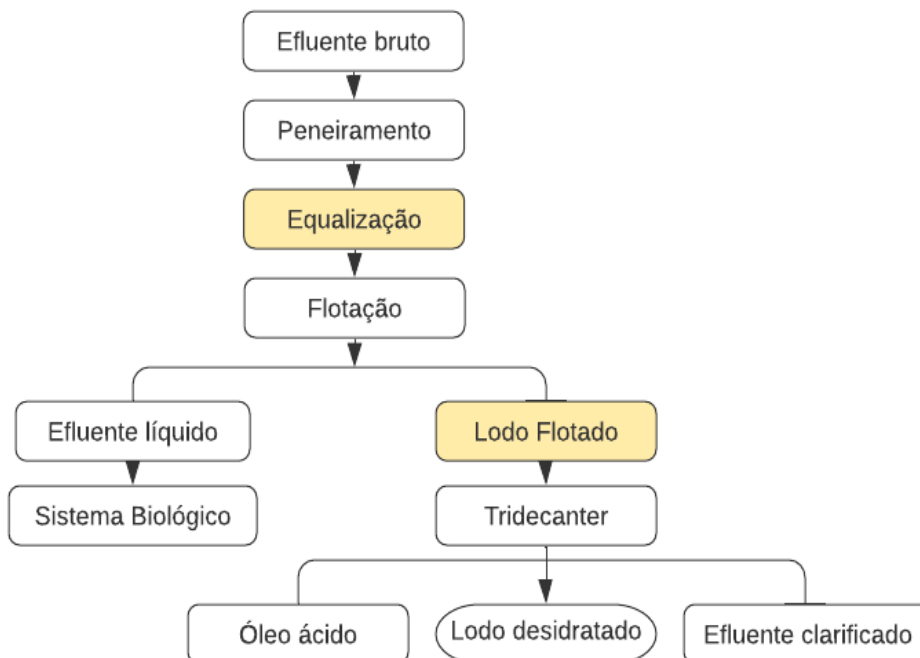


Figura 4 Fluxograma do sistema de tratamento de efluentes da indústria e pontos de coleta dos substratos.

Fonte: Adaptado de Fagnani (2017).

Cada substrato foi homogeneizado e acondicionado em frascos plásticos com volume de 2L, mantidos em freezer até seu uso e caracterizados por meio de análises físico-químicas, conforme apresentado na Figura 5.



Figura 5 Armazenamento dos substratos. a) Lodo fresco do flotador. b) Efluente bruto.

Na Tabela 4 são apresentadas as análises físico-químicas utilizadas a fim de caracterizar o efluente bruto e o lodo fresco do flotador gerados na indústria, utilizados como substratos na codigestão anaeróbia.

Tabela 4 Parâmetros para a caracterização dos substratos com os respectivos métodos

Parâmetro	Unidade	Método Analítico
pH	-	Potenciométrico
Nitrogênio Total	mg.L <sup>-1</sup>	Titulométrico
Nitrogênio Amoniacal	mg.NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L	4500-NH <sub>3</sub> F – Colorimétrico*
DQO	mg.L <sup>-1</sup>	5220 D – Colorimétrico*
Sólidos Totais Fixos	mg.L <sup>-1</sup>	2540B – Gravimétrico*
Sólidos Totais	mg.L <sup>-1</sup>	2540B – Gravimétrico*
Sólidos Totais Voláteis	mg.L <sup>-1</sup>	2540B – Gravimétrico*
Alcalinidade total	-	Ripley et al. (1986)
Acidez volátil	-	Ripley et al. (1986)
COT	mg.L <sup>-1</sup>	NPOC

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

Fonte: \*APHA (2012).

A inoculação dos reatores foi realizada com lodo de reator anaeróbio de estação de tratamento de esgoto urbano. Após a coleta, o inóculo foi caracterizado em função dos sólidos totais (ST), fixos (STF) e voláteis (STV), sólidos suspensos (SS), suspensos fixos (SSF) e suspensos voláteis (SSV), de acordo com as metodologias reportadas em APHA (2012).

### 4.3 Ensaio da codigestão anaeróbia do lodo fresco do flotador com o efluente bruto em batelada: efeito da dosagem do lodo fresco e da relação A/M

Os ensaios de avaliação do efeito da dosagem do lodo fresco do flotador na codigestão anaeróbia com o efluente bruto do abatedouro de aves foram realizados em reatores em batelada, em escala de laboratório (500 mL de volume total e 300 mL de volume útil) sendo 200 mL de headspace. Os reatores foram agitados manualmente uma vez ao dia, com o objetivo de aumentar o contato entre os microrganismos e o substrato. Antes da vedação dos frascos foi realizada a purga do oxigênio por borbulhamento com nitrogênio gasoso durante 5 minutos, assegurando a anaerobiose no interior do reator.

O planejamento experimental utilizado foi do tipo Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR), compreendido por um fatorial do tipo  $2^2$ , com quatro ensaios nos níveis +1 e -1, quatro ensaios nos níveis dos pontos axiais (-1,414 e +1,414) e mais uma triplicata no ponto central (0), totalizando 11 ensaios. Além desses, foram utilizados dois frascos controle (com inóculo e água destilada, onde os substratos foram substituídos por água destilada). Foi utilizado, para delinear e analisar os resultados, o software Statística®.

Na Tabela 5 são apresentados os níveis codificados e reais, correspondentes a cada fator do DCCR. Foram avaliados os efeitos dos fatores (variáveis independentes): teor do lodo fresco do flotador na codigestão, que variou de 15,9 a 43,5% adicionado ao efluente bruto (v/v), e relação Alimento/Microrganismo (A/M) de 0,3 a 1,7 (g DQO/g SSV) – tais fatores foram selecionados de acordo com os trabalhos de Cirne et al. (2007), Lang et al. (2012) e Ning et al. (2018). As variáveis respostas foram: produção acumulada de  $\text{CH}_4$  (L) e rendimento  $\text{CH}_4$  (L  $\text{CH}_4$ /g SV adicionado).

Tabela 5 Níveis de planejamento do delineamento composto central rotacional (DCCR)

Fator	Níveis				
	- 1,41	-1	0	+1	1,41
Teor do lodo fresco do flotador (% v/v)	15,9	20	30	40	43,5
Relação (A/M) (g DQO/g SSV)	0,3	0,5	1,0	1,5	1,7

Legenda: A - alimento; M - microrganismo.

Dessa forma, na Tabela 6 são apresentados os percentuais de efluente bruto e do lodo fresco do flotador e os valores de A/M para cada um dos tratamentos do DCCR.

Tabela 6 Percentuais de lodo fresco do flotador e valores de A/M dos tratamentos do DCCR

Tratamentos	Relação A/M	Teor do lodo fresco do flotador (% v/v)
R1	0,5	20
R2	1,0	30
R3	1,5	40
R4	1,5	40
R5	1,0	30
R6	1,0	30
R7	0,3	15,9
R8	1,7	43,5
R9	1,0	30
R10	1,0	30
R11	1,0	30

Legenda: A - alimento; M - microrganismo.

A DQO de cada um dos tratamentos foi calculada com base na DQO da mistura dos substratos (LF+EB), onde cada tratamento representava uma adição do lodo fresco do flotador diferente (Tabela 6). Os reatores foram inoculados com 10% de inóculo (v/v) 30 ml. A alcalinidade das misturas foi ajustada em 0,5 gNaHCO / gDQO afluente e o ensaio teve duração de 108 dias.

A medição de volume de biogás foi realizada diariamente por meio de manômetro digital (modelo HT-1890; pressão máxima de 7030,7 mmH<sub>2</sub>O; temperatura de operação de 0 a 50 °C) e seringa de plástico. O manômetro digital foi utilizado de modo a mensurar a pressão no interior do reator, e o volume coletado na seringa foi obtido ao equalizar esta pressão com a pressão atmosférica. A produção de biogás foi monitorada até que o volume diário fosse menor que 1% do volume acumulado, a partir dos critérios estabelecidos pela norma VDI 4630 (2006). Os parâmetros utilizados para determinação foram obtidos ao final do experimento e as variáveis respostas: produção acumulada de CH<sub>4</sub> (L) e rendimento CH<sub>4</sub> (L CH<sub>4</sub>/g SV adicionado).

#### **4.3.1 Ensaio da codigestão anaeróbia do lodo fresco do flotador com o efluente bruto em batelada: efeito da dosagem do lodo fresco**

Com base nos resultados obtidos no DCCR foram realizados seis ensaios de codigestão anaeróbia, em que foram selecionados uma faixa de porcentagem de lodo mais

favorável com percentual de adição do lodo fresco do flotador de 20 a 60% e mantendo a relação alimento/microrganismo (A/M) num valor fixo que se mostrou mais apropriado em 0,7 para todos os tratamentos.

As diferentes dosagens de lodo foram testadas de modo a entender se o aumento gradual de lodo fresco do flotador à mistura era inibitório ao processo de codigestão anaeróbia. Os ensaios foram realizados em duplicata, contendo dois frascos para cada percentual de adição de lodo do flotador (0, 20, 30, 40, 50 e 60%), sendo ausência R6 com nenhuma adição, R1 com 20%, R2 com 30%, R3 com 40%, R4 com 50% e R5 com 60% de lodo fresco do flotador.

Além desses foram utilizados dois frascos controle (com inóculo e água destilada, onde os substratos foram substituídos por água destilada), totalizando 14 ensaios com duração de 67 dias. Foi utilizado, para análise de regressão linear, o software Statistica®.

#### **4.4 Ensaio da codigestão anaeróbia do lodo fresco do flotador e do efluente bruto no Reator Anaeróbio em Batelada Sequencial com Biomassa Imobilizada (AnSBBR)**

A partir do processo de codigestão nos reatores em batelada, utilizou-se um reator anaeróbio operado em batelada sequencial com biomassa imobilizada (AnSBBR). O reator foi confeccionado em acrílico transparente com espessura de 5 mm, diâmetro interno de 8 cm e altura de 75 cm, com volume total de 3,6 L, sendo 3,2 L ocupados por meio líquido, material suporte e biomassa e 0,4 L de headspace, conforme proposto por Mari et al. (2020). Na Figura 6 é apresentado o desenho esquemático do aparato experimental.

No interior do reator, duas telas de aço inox foram afixadas, dividindo-o em três compartimentos, com a finalidade de confinar o meio suporte constituído de cubos de espuma de poliuretano de dimensões de 1 cm<sup>3</sup> (23 kg m<sup>-3</sup> e porosidade de 95%). Desta forma, o meio suporte foi mantido no compartimento central e o compartimento inferior do reator foi mantido livre para que essa porção, destinada exclusivamente à fase líquida, para que permitisse melhor distribuição do substrato para a saída do efluente e o headspace e estivesse localizada no compartimento superior. Na Figura 7 é demonstrado o aparato experimental.



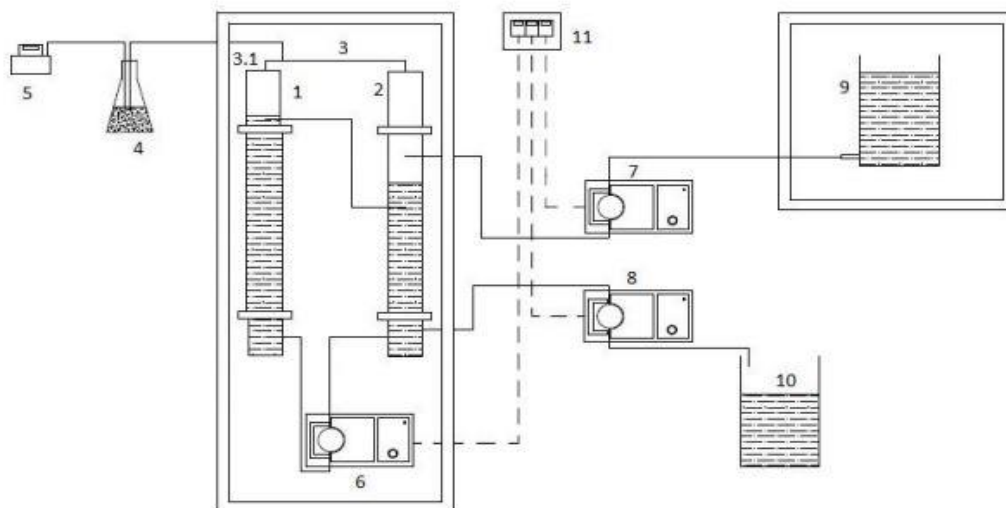


Figura 6 Representação esquemática do reator anaeróbico em batelada sequencial com biomassa imobilizada.

Legenda: 1 - AnSBBR contendo a biomassa imobilizada; 2 - reservatório lateral; 3 - mangueiras conectando os headspaces do reator e do reservatório lateral, 3.1 - ponto para coleta de biogás; 4 - selo hídrico; 5 - medidor de gás; 6 - bomba de recirculação; 7 - bomba de alimentação; 8 - bomba de descarga; 9 - reservatório de substrato; 10 - saída do efluente final; 11 - Unidade de controle; (—) mangueiras; (- - -) corrente elétrica.

Fonte: Mari (2018).

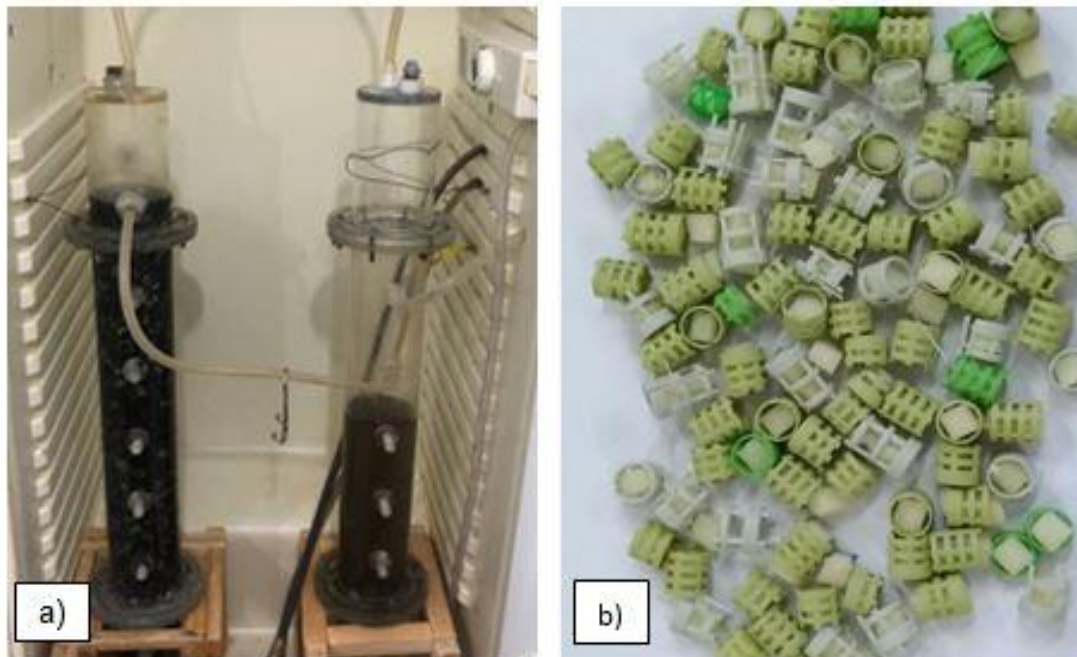


Figura 7 Aparato experimental. a) Reator AnSBBR em escala de bancada; b) Espuma de poliuretano, envolvida por anéis de polipropileno.

A agitação foi realizada por recirculação da fase líquida. Para isso, um reservatório lateral (com as mesmas dimensões do reator AnSBBR) e uma bomba peristáltica dosadora (Milan®) foram empregados, com capacidade de  $25 \text{ L.h}^{-1}$ . Durante a etapa de reação de cada ciclo, o substrato foi bombeado do reservatório para o reator em fluxo ascendente, a fim de

promover o contato entre o meio líquido e o material suporte. O retorno para o reservatório lateral ocorreu por gravidade.

Bombas peristálticas dosadoras (Milan®) com vazão de 10 L.h<sup>-1</sup> foram utilizadas nas etapas de alimentação e descarga. Na implementação das fases de operação da batelada sequencial (alimentação, reação, descarga), foram empregados temporizadores digitais (TH-857 Kinzle) para garantir o acionamento/parada das bombas e o controle do sistema de recirculação. O reator foi mantido em condições mesofílicas, em câmara BOD à temperatura constante de ±30 °C, por um aquecedor elétrico acoplado a um termostato (TIC-17RGTi Fullgauge®).

#### 4.4.1 Condições de operação do reator AnSBBR

O reator foi operado conforme os ciclos típicos da batelada sequencial, de acordo com Ratusznei et al. (2000): (i) alimentação, na qual ocorre o enchimento do reator com o substrato a ser tratado, processo que durou 20 minutos; (ii) reação, fase mais longa, na qual ocorrem os processos de consumo do substrato e produção de biogás, impulsionados pela recirculação da fase líquida; (iii) descarga, processo que ocorre ao final do ciclo, no qual o líquido tratado é descarregado, restando apenas o volume residual, com duração de 20 minutos. Após a descarga, iniciou-se novo ciclo.

O AnSBBR foi inoculado por meio da imobilização da biomassa, realizada conforme metodologia proposta por Zaiat et al. (1994), na qual os grânulos de lodo anaeróbio contendo o inóculo foram pressionados contra uma peneira de 0,5 mm e, em um balde, foi recuperada a biomassa. O material suporte foi imerso na biomassa recuperada do processo de peneiramento, homogeneizado e mantido em repouso por duas horas.

Dessa maneira, foram testadas 3 condições experimentais com diferentes cargas orgânicas volumétricas aplicadas, implementadas com diferentes níveis de concentração afluyente e tempos de ciclo de 24 e 48 h. Os volumes de alimentação e residual (meio líquido, suporte e biomassa) correspondem a 1,6 e 3,2 L, respectivamente. O pH da entrada no reator foi ajustado em 0,5 gNaHCO por gDQO afluyente. O resumo das condições experimentais é apresentado na Tabela 7.

Tabela 7 Resumo das condições experimentais aplicadas ao reator AnSBBR

Condição	Estratégia	TC (h)	COV aplicada (gDQO L <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	Tempo de operação (d)
I	100% EB	24	0,5	31
II	10% LF e 90% EB	48	0,5	82
III	20% LF e 80% EB	24	2	40

Legenda: EB - Efluente bruto; LF - Lodo fresco do flotador; TC - tempo de ciclo; COV - Carga orgânica volumétrica.

O monitoramento do reator foi realizado por coleta de amostras líquidas e gasosas. As amostras foram submetidas às análises físico-químicas, cujos métodos e equações estão indicados na seção 4.6 - Métodos analíticos. A partir da análise das amostras coletadas, foram calculadas as variáveis respostas comumente utilizadas como indicadores de desempenho em reatores AnSBBR (ANDREANI, 2017; VOLPINI et al., 2018). Na Tabela 8 são apresentados os parâmetros analisados, a frequência de amostragem e os métodos empregados no monitoramento do sistema.

Tabela 8 Parâmetros de monitoramento e frequência da coleta de amostras no reator AnSBBR

Parâmetros	Amostra	Frequência
DQO	Afluente e Efluente	3 vezes por semana <sup>2</sup>
pH	Afluente e Efluente	3 vezes por semana
Sólidos Totais	Afluente e Efluente	3 vezes por semana <sup>2</sup>
Sólidos Totais Fixos	Afluente e Efluente	3 vezes por semana <sup>2</sup>
Sólidos Totais Voláteis	Afluente e Efluente	3 vezes por semana <sup>2</sup>
Alcalinidade Total	Efluente	3 vezes por semana <sup>1</sup>
Acidez Volátil	Efluente	3 vezes por semana <sup>1</sup>
Volume de Biogás	Saída de gás	3 vezes por semana
Composição de Biogás	Saída de gás	3 vezes por semana <sup>3</sup>

Fontes: <sup>1</sup> Ripley et al. (1986); <sup>2</sup> APHA (2012); <sup>3</sup> Cromatografia gasosa.

A produção de biogás no AnSBBR foi medida por gasômetro acoplado ao headspace do reator, em frasco Mariotte de 3 L. A coleta de alíquotas para análise qualitativa do biogás foi realizada diretamente na mangueira que liga o reator ao gasômetro onde os volumes de biogás foram corrigidos para as condições normais de temperatura e pressão (0 °C e 1 atm) (BUITRÓN; CARVAJAL, 2010).

## 4.5 Análises estatísticas

### 4.5.1 Análises estatísticas aplicadas ao ensaio em batelada (DCCR)

No ensaio de codigestão anaeróbia a partir do DCCR foi realizada análise estatística das variáveis independentes: teor do lodo fresco do flotor adicionado ao efluente bruto (% v/v) e relação Alimento/Microrganismo (A/M) (g DQO/g SSV). Foram calculados os efeitos principais e de interações das variáveis sobre as respostas produção acumulada de CH<sub>4</sub> (L) e rendimento CH<sub>4</sub> (L CH<sub>4</sub>/g SV adicionado), determinando-se quais eram os efeitos significativos ( $p < 0,1$ ) e ajustando-se um modelo de segunda ordem (Equação 4) para correlacionar as variáveis independentes e suas respostas. Os coeficientes significativos do modelo foram avaliados por meio do teste “t”. A validade estatística do modelo foi verificada pela ANOVA, utilizando-se o teste-F.

$$\hat{y} = \beta_0 + \sum_{i=1}^2 \beta_i x_i + \sum_{i,j=1}^2 \beta_{ij} x_i x_j + \sum_{i=1}^2 \beta_{ii} x_i^2 + e \quad \text{Eq. (4)}$$

A partir da validade estatística do modelo foi possível obter a superfície de resposta e avaliar as condições para maximizar as variáveis respostas: produção acumulada de CH<sub>4</sub> (L) e rendimento CH<sub>4</sub> (L CH<sub>4</sub>/g SV adicionado). As análises estatísticas foram realizadas no software Statistica®.

### 4.5.2 Modelagem cinética

Para avaliar o desempenho das composições de substratos estudadas na produção acumulada de metano, os dados foram submetidos à modelagem de Gompertz modificada (Equação 5) (ZWIETERING et al., 1990), sendo avaliados os principais efeitos dos fatores, assim como suas interações sobre os parâmetros cinéticos da produção de metano.

$$P(t) = P \cdot \exp \left\{ -\exp \left[ -\frac{Rm \cdot e}{P} \cdot (\lambda - t) + 1 \right] \right\} \quad \text{Eq. (5)}$$

Em que: P(t) corresponde à produção acumulada de CH<sub>4</sub> (mL); Rm à velocidade de produção de CH<sub>4</sub> (mL h<sup>-1</sup>), e ao número de Euler (2,71828); P ao potencial de produção de CH<sub>4</sub> (mL); λ (lambda) ao tempo de fase lag (h); e t ao tempo de incubação (h).

Os parâmetros P(t), Rm e λ foram estimados utilizando um programa computacional estatístico empregando o algoritmo de Newton-Gauss. A partir disto, foi possível identificar se as variáveis apresentavam efeito significativo para o intervalo de confiança de 95% ( $p < 0,05$ ),

a fim de identificar qual combinação apresentava o maior potencial de produção de metano no processo de codigestão, com maior velocidade e menor tempo de fase lag.

#### 4.6 Métodos Analíticos

As amostras iniciais e finais foram caracterizadas quanto à DQO filtrada (filtrada em membrana 1,22  $\mu\text{m}$  ou centrifugada a 3400 rpm durante 20 min), pH, alcalinidade total (AT) e acidez volátil (AV) foram realizadas com um pHmêtro (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 seguiram o protocolo proposto por Ripley et al. (1986), por titulometria potenciométrica.

As análises de ácidos orgânicos voláteis (lático, acético, propiônico, fórmico e butírico) foram realizadas por cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE), em sistema Shimadzu® 2010, seguindo a metodologia sugerida por Adorno et al. (2014).

Para ambos os ensaios, a avaliação qualitativa do biogás em termos de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) e metano ( $\text{CH}_4$ ) 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  $\mu\text{m}$ ) equipado com detector de condutividade térmica, utilizando argônio como gás de arraste (5,66 mL/min). As temperaturas do injetor e do detector foram de 220 e 230  $^\circ\text{C}$ , respectivamente. A rampa de aquecimento da coluna de 130 a 135  $^\circ\text{C}$ , a 46  $^\circ\text{C}/\text{min}$  (PERNA et al., 2013).

#### 4.7 Avaliação do desempenho do AnSBBR

A avaliação do desempenho do AnSBBR foi baseada no monitoramento analítico de amostras do afluente, efluente, biogás e biomassa. As amostras foram coletadas na entrada (afluente) e na saída do reator (efluente) e divididas em alíquotas filtradas (membrana de 1,22  $\mu\text{m}$ ) e não filtradas. As equações a seguir foram utilizadas para calcular as variáveis respostas, monitoradas quanto ao desempenho do reator de acordo com Manssouri et al. (2013).

##### a) Eficiência da remoção da matéria orgânica

Eficiência de remoção de DQO nas amostras filtradas ( $\epsilon_{SF}$ ), em %:

$$\epsilon_{SF} (\%) = \frac{DQO_{AFL} - DQO_{SF}}{DQO_{AFL}} \quad \text{Eq. (6)}$$

Em que:

$DQO_{SF}$  - concentração de DQO em amostras filtradas do afluente e efluente ( $\text{gDQO L}^{-1}$ );

$DQO_{AFL}$  - concentração de DQO em amostras não filtradas do afluente e do efluente, respectivamente ( $gDQO L^{-1}$ ).

Eficiência de remoção de DQO nas amostras não filtradas ( $\epsilon_{SF}$ ), em %:

$$\epsilon_{SF} = \frac{DQO_{AFL} - DQO_{ST}}{DQO_{AFL}} \quad \text{Eq. (7)}$$

### b) Cargas orgânicas aplicadas e removidas (COVs e COVRs)

Carga orgânica volumétrica aplicada (COV), em  $gDQO.L^{-1} d^{-1}$ :

$$COV = \frac{(VA.N).DQO_{AFL}}{VR} \quad \text{Eq. (8)}$$

Em que:

VA - volume de água residuária alimentado no reator por ciclo (L);

N - número de ciclos por dia;

$DQO_{AFL}$  - concentração de DQO em amostras não filtradas do afluente ( $gDQO L^{-1}$ );

VR - volume de meio reacional contido no reator por ciclo (L).

Carga orgânica volumétrica removida, para amostras filtradas (COVR), em  $gDQO.L^{-1} d^{-1}$ :

$$COVR = \frac{(VA.N).DQO_{AFL} - DQO_{SF}}{VR} \quad \text{Eq. (9)}$$

Em que:  $DQO_{SF}$  - concentração de DQO em amostras filtradas do afluente e efluente ( $gDQO L^{-1}$ ).

### c) Vazão de Biogás e $CH_4$

Vazão de biogás ( $Q_{bg}$ ), em  $mL.d^{-1}$ :

$$Q_{bg} = \frac{V_{gas}}{ts} . tc . n \quad \text{Eq. (10)}$$

Em que:

$V_{gas}$  - volume de biogás medido no gasômetro (mL);

ts - tempo de medição (h);

tc - tempo de ciclo (h);

N - número de ciclos por dia.

Teor de metano (%CH<sub>4</sub>):

$$\% \text{CH}_4 = \frac{n_{\text{CH}_4}}{n_{\text{Total}}} \cdot 100 \quad \text{Eq. (11)}$$

Em que:

nCH<sub>4</sub> - número de mols de metano;

nTotal - soma dos mols detectados na análise cromatográfica da amostra (CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>).

Vazão volumétrica de metano (QCH<sub>4</sub>), em mL.CH<sub>4</sub> d<sup>-1</sup>:

$$Q_{\text{CH}_4} = Q_{bg} \cdot \% \text{CH}_4 \quad \text{Eq. (12)}$$

Vazão molar de metano (Q<sub>mm</sub>), em mmol.CH<sub>4</sub> d<sup>-1</sup>:

$$Q_{\text{mm}} = \frac{Q_{bg} \cdot n_{\text{CH}_4}}{V_i} \quad \text{Eq. (13)}$$

Em que: V<sub>i</sub> - volume injetado no cromatógrafo (mL).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Caracterização: substratos e inóculo

As amostras apresentaram (Tabela 9) média de 2,95 g.L<sup>-1</sup> de sólidos totais no efluente bruto e 38,92 g.L<sup>-1</sup> no lodo fresco de flotador; para sólidos voláteis uma média de 2,48 g.L<sup>-1</sup> no efluente bruto e 36,77 g.L<sup>-1</sup> no lodo fresco do flotador. Resultados semelhantes foram obtidos por Ning et al. (2019) ao avaliarem a digestão anaeróbia de resíduos de abatedouro suíno ricos em lipídios em que a relação SV/ST, que indica a fração orgânica biodegradável (sólidos voláteis) foi de 0,97; os valores reportados nesse estudo foram de 0,84 para o efluente bruto e 0,94 para o lodo fresco do flotador.

Tabela 9 Caracterização do efluente bruto e do lodo fresco do flotador utilizados na codigestão anaeróbia

Parâmetro	Efluente bruto		Lodo fresco do flotador	
	L1	L2	L1	L2
pH	6,27	5,70	5,27	5,24
DQO (g.L <sup>-1</sup> )	1,19	6,12	57,45	111,95
Sólidos Totais (g.L <sup>-1</sup> )	3,20	2,71	54,20	23,64
Sólidos Totais Voláteis (g.L <sup>-1</sup> )	2,80	2,17	51,80	21,74
NT (g. L <sup>-1</sup> )	0,11	0,09	0,61	0,55
COT (g. L <sup>-1</sup> )	0,29	0,25	2,18	2,39

Legenda: L1 - lote 1; L2 - lote 2; DQO - demanda química de oxigênio; NT - nitrogênio total; COT - Carbono orgânico total.

Em relação ao pH, o efluente bruto apresentou média de 5,9, e o lodo fresco do flotador média de 5,25. A concentração média de COT foi de 0,27 g. L<sup>-1</sup> no efluente bruto, e 2,28 g. L<sup>-1</sup> no lodo fresco do flotador, a concentração de nitrogênio total para o efluente bruto 0,1 g. L<sup>-1</sup> e no lodo fresco do flotador 0,58 g. L<sup>-1</sup>. Na Tabela 10 é apresentada a caracterização do inóculo.

Tabela 10 Caracterização do lodo anaeróbio utilizado na inoculação dos ensaios

Parâmetro	Concentração média (g.L <sup>-1</sup> )
Sólidos suspensos	50,8
Sólidos suspensos voláteis	35,1
Sólidos suspensos fixos	15,7



## 5.2 Efeito da dosagem do lodo fresco e da relação A/M na codigestão anaeróbia do lodo fresco do flotador com o efluente bruto em batelada

A análise da influência dos fatores objetivou avaliar as melhores condições para o processo da codigestão anaeróbia do lodo fresco do flotador com o efluente bruto de um abatedouro de aves nas faixas investigadas.

Na Tabela 11 é apresentada a matriz do planejamento, obtida pela aplicação do Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR), com as respectivas variáveis respostas. As relações alimento/microrganismo entre 0,5 e 1 gDQO/gSSV proporcionaram os maiores rendimentos de CH<sub>4</sub> (L CH<sub>4</sub>/g SV adicionado) na fase final, sendo 0,83 CH<sub>4</sub> (L CH<sub>4</sub>/g SV adicionado) para o reator R1 e 0,80 CH<sub>4</sub> (L CH<sub>4</sub>/g SV adicionado) para o reator R10.

Tabela 11 Matriz do planejamento (DCCR) com os fatores e os resultados obtidos para as variáveis respostas: produção acumulada de CH<sub>4</sub> (L) e rendimento de CH<sub>4</sub> (L CH<sub>4</sub>/g SV adicionado)

Reator	Fatores (valores reais)		Variáveis respostas	
	Lodo fresco do flotador (% v/v)	Relação (A/M) (gDQO/gSSV)	Produção acumulada CH <sub>4</sub> (L)	Rendimento CH <sub>4</sub> (L CH <sub>4</sub> /g SV adicionado)
R1	-1 (20)	-1 (0,5)	0,36	0,83
R2	+1 (40)	-1 (0,5)	0,15	0,13
R3	-1 (20)	+1 (1,5)	0,11	0,10
R4	+1 (40)	+1 (1,5)	0,57	0,53
R5	-1,414 (15,9)	0 (1)	0,15	0,22
R6	+1,414 (43,5)	0 (1)	0,22	0,26
R7	0 (30)	-1,414 (0,3)	0,31	0,71
R8	0 (30)	+1,414 (1,7)	0,09	0,07
R9	0 (30)	0 (1)	0,29	0,44
R10	0 (30)	0 (1)	0,52	0,80
R11	0 (30)	0 (1)	0,30	0,29

Ning et al. (2019) constataram que o rendimento de metano de resíduos de abatedouro de suínos ricos em lipídios para cargas iniciais de 10-40 g SV/L aumentou para 800 mL/g SV em relações A/M de 0,7 e 1 gDQO/gSSV. Os autores verificaram que os tratamentos que continham razões A/M mais altas prolongaram o tempo para a conversão de resíduos de abatedouro de suínos ricos em lipídios para metano, enquanto razões A/M abaixo de valores de 0,7 e 1 promoveram a conversão de resíduos de abatedouro de suínos ricos em lipídios para metano em menos de 25 dias, como observado no presente estudo.

O modelo quadrático que descreve o comportamento da produção acumulada de metano, em função dos fatores teor de lodo fresco do flotador e relação A/M demonstrou-se insatisfatório em explicar o processo ao apresentar coeficiente de determinação (R<sup>2</sup>) de 0,63 para produção acumulada CH<sub>4</sub> (L) e (R<sup>2</sup>) de 0,40 para rendimento CH<sub>4</sub> (L CH<sub>4</sub>/g SV

adicionado). Ademais, o modelo não apresentou interação significativa entre os fatores teor de lodo fresco do flotador e relação A/M para um nível de significância de 10%.

Apesar dos resultados obtidos não proporcionarem a geração de um modelo matemático que descrevesse o comportamento das variáveis resposta produção acumulada de CH<sub>4</sub> (L) e rendimento CH<sub>4</sub> (L CH<sub>4</sub>/g SV adicionado) a partir das variáveis independentes (lodo fresco do flotador (% v/v) e relação A/M (gDQO/gSSV)), uma superfície de resposta foi gerada para a variável produção acumulada, indicando a tendência do processo.

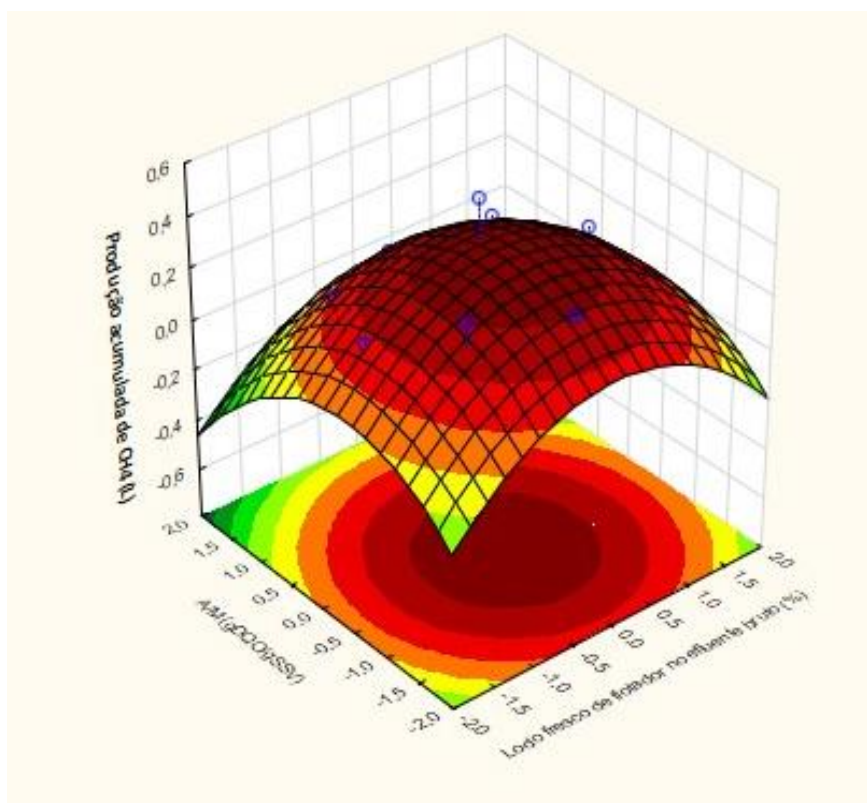


Figura 8 Superfície de resposta para a variável produção acumulada de CH<sub>4</sub> em função da dose de lodo fresco e da relação A/M.

Foi observado (Figura 8) que quando são aplicados menores teores do lodo fresco do flotador (zona em vermelho e laranja), e menor relação alimento/microrganismo), tem-se uma maior produção acumulada de metano. O oposto é observado na zona em verde, e nota-se que um pouco acima dos pontos centrais do planejamento, os maiores teores do lodo fresco do flotador proporcionaram menor produção acumulada de metano.

A análise de variância ANOVA indicou que o modelo obtido não pode ser considerado predito, uma vez que para um nível de confiança de 10%, o teste F indicou um F calculado inferior ao F tabelado, para ambas as variáveis resposta. A regressão para os dados apresentou R<sup>2</sup>=0,63 para a produção acumulada CH<sub>4</sub> (L) e R<sup>2</sup> = 0,40 para a variável rendimento CH<sub>4</sub> (L CH<sub>4</sub>/g SV adicionado). Na Tabela 12 é apresentado o resumo da ANOVA. Embora o modelo não possa ser considerado predito, os resultados pontuais obtidos na

Tabela 11 demonstram maiores valores de produção acumulada de CH<sub>4</sub> entre as misturas que continham maior percentual de lodo fresco do flotor.

- Para definir as variáveis significativas, deve-se atender às seguintes premissas: Se  $F_{cal} \geq F_{tab}$  ou  $p\text{-valor} \leq 10\%$ : conclui-se com 10% de significância que existe efeito das variáveis independentes sobre a variável dependente;
- Se  $F_{cal} \leq F_{tab}$  ou  $p\text{-valor} > 10\%$ : conclui-se com 10% de significância que não existe efeito das variáveis independentes sobre a variável dependente.

Tabela 12 Resumo da análise de variância (ANOVA) aplicada ao DCCR para as variáveis resposta ( $p < 0,10$ )

Variável resposta	Fonte de variação	Soma Quadrática	Graus de Liberdade	Quadrado Médio	F cal	F tab
Produção acumulada de CH <sub>4</sub> (L) e	Regressão	0,10	3	0,03	3,07	4,00
	Resíduo	0,6	7	0,01	-	-
	Total	0,16	10	-	-	-
Rendimento CH <sub>4</sub> (L CH <sub>4</sub> /g SV adicionado)	Regressão	0,33	1	0,33	3,36	5,94
	Resíduo	0,50	9	0,06	-	-
	Total	0,83	10	-	-	-

Nos tratamentos que possuíam baixa concentração de substrato foram observadas maior produção de CH<sub>4</sub> (L) ou rendimento de CH<sub>4</sub> (L CH<sub>4</sub>/g SV adicionado), com relação A/M entre 0,3 e 0,5 gDQO/gSSV para os reatores R1 e R7 (Figura 9). Esses resultados indicaram que a relação A/M pode ter afetado os efeitos estimados do DCCR, visto que nenhum foi significativo, não sendo possível identificar o ponto ótimo de produção acumulada de CH<sub>4</sub> (L) e rendimento CH<sub>4</sub> (L CH<sub>4</sub>/g SV adicionado) dentre todos os tratamentos avaliados, uma vez que a relação A/M está ligada à quantidade de inóculo adicionada ao reator e pode afetar a taxa de produção de metano, microrganismos insuficientes retardam a conversão do substrato (LATIFI et al., 2019).

Na Figura 9 é apresentado o gráfico de produção acumulada de CH<sub>4</sub> (L) para cada tratamento do ensaio em batelada a partir do DCCR. Pode ser observada maior produção acumulada de CH<sub>4</sub> (L) no R10, que apresentava 30% de adição de lodo fresco do flotor e relação A/M de 1 gDQO/gSSV. Os tratamentos R1 contendo 65% de adição de lodo fresco do flotor e o R7 contendo 44,6% também apresentaram maiores produções acumuladas de CH<sub>4</sub> (L), adotando as relações A/M de 0,5 e 0,3 gDQO/gSSV, respectivamente

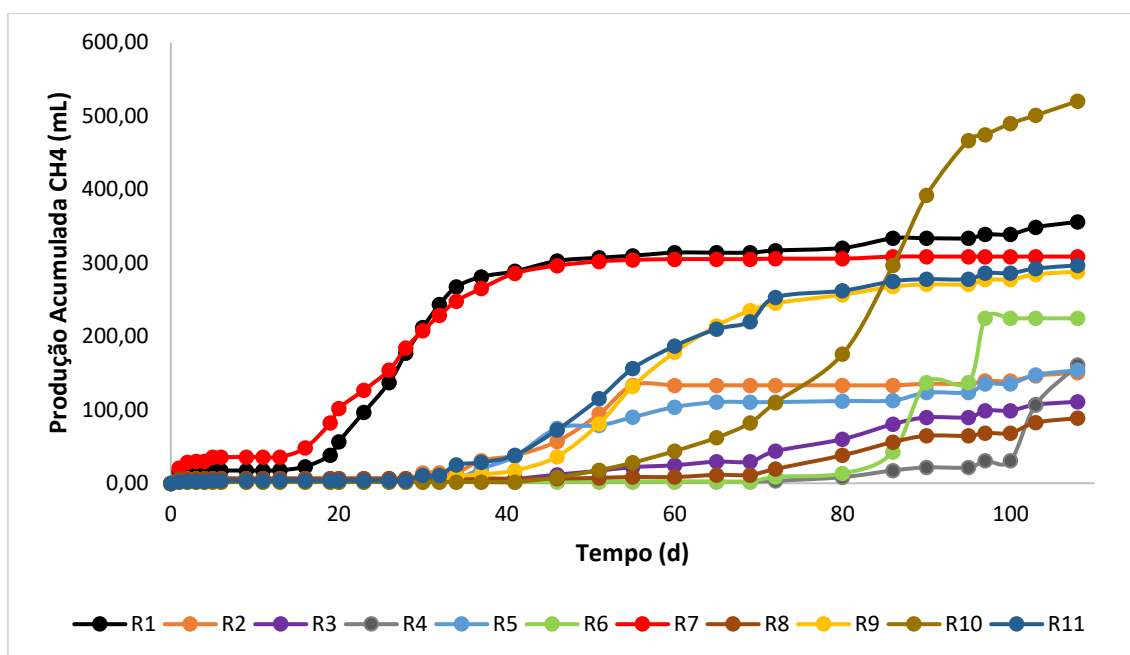


Figura 9 Produção acumulada de metano no efeito da dosagem de lodo fresco e relação A/M na codigestão do lodo fresco do flotor com o efluente bruto no ensaio em batelada (DCCR). Notas: R1 (34% EB + 65% LF, A/M 0,5), R2 (75,9% EB + 24% LF, A/M 0,5), R3 (35% EB + 65% LF, A/M 1,5), R4 (75,9% EB + 24% LF, A/M 1,5), R5 (26,7% EB + 73,3% LF, A/M 1), R6 (83,2% EB + 16,8% LF, A/M 1), R7 (55,4% EB + 44,6% LF, A/M 0,3), R8 (55,4% EB + 44,6% LF, A/M 1,7), R9, R10 e R11 (55,4% EB + 44,6% LF, A/M 0,1).

Cirne et al. (2009), avaliando diversas dosagens de lodo fresco do flotor adicionadas ao efluente bruto no processo de codigestão, observaram que a taxa de produção de metano na digestão anaeróbia de resíduos ricos em lipídios foi semelhante para os tratamentos com 5, 10 e 18% de lipídios (v/v, base DQO). Para maiores quantidades de lipídios (31, 40 e 47%), apesar de uma inibição ser identificada, o processo foi capaz de se restabelecer.

Latifi et al. (2019) comentam que as condições ideais para a codigestão de resíduos de abatedouro de aves com lodo ativado, em ensaios em batelada, foi com a relação A/M de 5% de sólidos totais em um período de codigestão de 50 dias. Os maiores rendimentos de biogás e metano também foram 0,631 e 0,462 m<sup>3</sup>/ kg SV adicionado, alcançados com 73% de metano e 66% de remoção de SV.

Palatsi et al. (2011) conduziram ensaios de codigestão anaeróbia 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, na fase mesófila (35 °C). Os autores verificaram 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 (LCH<sub>4</sub> por kg de DQO adicionada), ou seja, menores porcentagens da mistura rica em proteínas resultavam em menor rendimento de metano.

Girault et al. (2012) avaliaram 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 realizaram a

comparação de dados de experimento em batelada e experimentos CSTR contínuo. Nos resultados para os experimentos em batelada, observou-se a inibição na proporção de 30% de DQO na alimentação com lodo gorduroso, assim como os propostos nessa pesquisa foram influenciados pelas maiores proporções de lodo fresco do flotador adicionados à mistura.

Tabela 13 Valores de entrada e saída do pH e remoção de DQO no ensaio em batelada (DCCR)

Reator	LF (%)	DQO entrada (mg/L)	DQO saída (mg/L)	Remoção DQO (%)	pH entrada	pH saída
R1	65	1944,4	714,0	63,3	7,24	7
R2	24,1	3888,9	973,4	74,9	6,37	7,16
R3	65	5833,3	3163,5	45,8	6,31	7,09
R4	24,1	5833,3	1257,0	78,4	6,27	7,85
R5	73,3	3888,9	738,1	81,0	6,50	7,28
R6	16,8	3888,9	1715,5	55,9	6,56	7,46
R7	44,6	1166,7	400,3	65,7	7,02	7,1
R8	44,6	6611,1	3537,6	46,5	6,29	7,12
R9	44,6	3888,9	870,9	77,6	6,75	7,22
R10	44,6	3888,9	1257,0	67,7	6,58	7,2
R11	44,6	3888,9	665,7	82,9	6,31	7,3

Legenda: LF- lodo fresco do flotador; DQO-Demanda química de oxigênio.

Os tratamentos que apresentaram maior eficiência de remoção de DQO (Tabela 13) foram R2 e R4, contendo as menores adições de lodo fresco do flotador às misturas (com 24,1%, v/v) e o tratamento R5, com a maior porcentagem de lodo fresco do flotador adicionada à mistura (73,3 %, v/v).

Quanto à remoção de sólidos totais, as maiores reduções ocorreram em R7 (30% LF e A/M de 0,3) e R6 (43,5% LF e A/M de 1), provavelmente em função das menores relações A/M. Em alguns ensaios foi verificado o aumento de sólidos totais e voláteis R3 (20% LF e A/M de 1,5) e R8 (30% LF e A/M de 1,7). Visto que os sólidos voláteis representam 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 CH<sub>4</sub> (L) foram registradas para esses reatores (GUERI, 2017).

Na Tabela 14 é apresentada a concentração média de ácidos orgânicos formados durante o processo fermentativo, tais como ácido láctico, acético, propiônico e fórmico, identificados na entrada e na saída do ensaio em batelada (DCCR).

Tabela 14 Concentração de compostos intermediários na entrada e saída do ensaio em batelada (DCCR)

Reator	LF (%)	Lático		Acético		Propiônico		Fórmico	
		entrada	saída	entrada	saída	entrada	saída	entrada	saída
R1	65	-	-	-	-	19,93	-	24,76	-
R2	24,1	11,51	-	13,86	-	34,41	-	4,53	-
R3	65	63,56	-	45,59	912,50	78,50	-	160,10	-
R4	24,1	41,09	-	36,52	344,30	72,04	-	22,51	-
R5	73,3	29,99	-	23,24	13,17	42,93	-	102,41	-
R6	16,8	30,04	-	22,85	-	47,25	-	21,14	-
R7	44,6	6,68	-	-	-	5,63	-	3,61	-
R8	44,6	41,62	-	32,95	981,61	61,98	-	62,09	-
R9	44,6	23,42	-	20,62	376,52	41,19	-	36,95	-
R10	44,6	19,27	-	16,97	62,29	35,36	-	31,60	-
R11	44,6	29,30	-	20,69	30,26	44,04	-	4,44	-

Legenda: LF- lodo fresco do flotador; (-) não detectado.

Foi possível verificar uma diferença na concentração de produtos intermediários na saída dos ensaios em batelada, o que pode ter ocorrido devido à decomposição dos ácidos láctico, fórmico e propiônico ter sido mais intensa que a do ácido acético, quando se comparam os resultados da entrada com a saída do ensaio, já que, durante a acetogênese, aqueles ácidos foram convertidos em ácido acético.

As concentrações de ácido acético foram consideradas elevadas em grande parte dos reatores em que a dosagem do lodo fresco do flotador era maior, exceto R2, R6 e R7. No reator R1 não foi observada produção de ácido láctico e acético, o que pode estar relacionado com as vias metabólicas selecionadas pelos microrganismos. A redução na concentração dos produtos intermediários quantificados na entrada em relação à saída (Tabela 15) pode estar associada ao processo de conversão do ácido acético em metano, por meio da ação de bactérias sintróficas acetogênicas, responsáveis pela conversão dos ácidos láctico, fórmico, propiônico e butírico em ácido acético (CHERNICHARO, 2016).

A partir dos resultados obtidos no DCCR foi realizado um novo ensaio em batelada, variando-se somente a percentagem de lodo fresco do flotador (20 a 60 % v/v) e mantendo-se a relação alimento/microrganismo (A/M) em 0,7 para todos os tratamentos.

### 5.2.1 Efeito somente da dosagem de lodo fresco na codigestão do lodo fresco do flotador com o efluente bruto em batelada

Como os resultados obtidos no ensaio DCCR não foram conclusivos, foi realizado um outro experimento em batelada utilizando uma única variável independente, dosagem de lodo

fresco, fixando-se a relação A/M. Assim, aplicaram-se doses crescentes de lodo fresco de flotador nas faixas de 0, 20, 30, 40, 50 e 60%, obtendo-se um modelo de regressão linear.

Um modelo de regressão linear foi ajustado para descrever a cinética de produção acumulada de CH<sub>4</sub>. O melhor ajuste foi atribuído ao tratamento que apresentasse um gráfico com platô final mais alto, em que a tendência dos dados contemplava a maior aproximação das retas, conforme apresentado na Figura 10. Os modelos foram gerados pelo software Statística®.

Observou-se que as variáveis tempo (d) e teor do lodo fresco do flotador (% v/v) possuem efeito significativo para o intervalo de confiança de 95% ( $p < 0,05$ ), sobre as variáveis resposta: produção acumulada de CH<sub>4</sub> (L) e rendimento CH<sub>4</sub> (L/g STV adicionado). A melhor condição de mistura foi referente ao R1 com: 20% do lodo fresco do flotador adicionado ao efluente bruto, apresentando correlação de  $R^2 = 0,94$ .

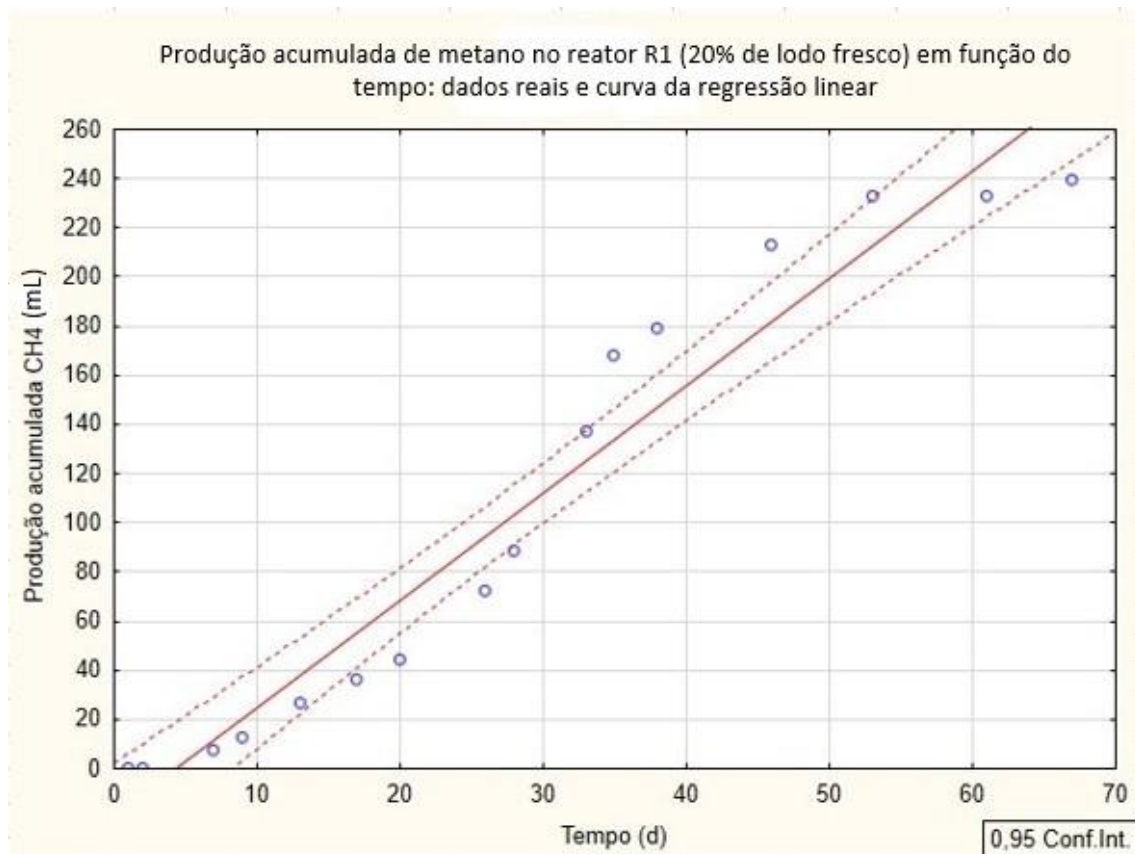


Figura 10 Produção acumulada de metano no reator R1 (20% de lodo fresco) em função do tempo: dados reais e curva da regressão linear.

Durante os 67 dias de operação dos reatores, foi possível constatar que o reator R6 possuía DQO de entrada de 0,273 g/L e saída de 0,245 g/L, apresentando a menor eficiência de remoção registrada com 10,48%. Em relação aos demais tratamentos, é possível observar que a remoção da Demanda Química de Oxigênio de 10,48% aumentou para 58,43% quando adicionado R3 (40% LF) e 64,5% no R1 (20% LF), sendo o R1 o tratamento que obteve a

maior remoção de DQO. Na Tabela 15 são apresentados valores de remoção de DQO, entrada e saída do pH, produção acumulada e rendimento de metano na repetição do ensaio em batelada.

Tabela 15 Valores de remoção de DQO, entrada e saída do pH, produção acumulada e rendimento de metano no ensaio em batelada

Reator	LF (%)	DQO entrada (g/L)	DQO saída (g/L)	Remoção DQO (%)	pH entrada	pH saída	Produção acumulada CH <sub>4</sub> (L)	Rendimento CH <sub>4</sub> (L CH <sub>4</sub> /g SV adicionado)
R1	20	0,71	0,25	64,95	7,53	7,34	0,24	0,81
R2	30	0,45	0,20	55,50	7,61	7,16	0,14	0,74
R3	40	0,40	0,17	58,43	7,59	7,09	0,14	0,72
R4	50	0,39	0,18	53,81	7,6	7,85	0,08	0,49
R5	60	0,38	0,20	45,76	7,55	7,28	0,12	0,59
R6	0	0,27	0,25	10,48	7,7	7,46	0,05	0,55

Legenda: LF - lodo fresco do flotor; DQO - Demanda química de oxigênio.

Para a variável rendimento CH<sub>4</sub> (L CH<sub>4</sub>/g SV adicionado), obteve-se o melhor resultado para o reator R1 (20% LF), sendo mais eficiente em relação aos tratamentos R4 (40% LF) e R6 (0% LF), que apresentaram os menores valores de rendimento CH<sub>4</sub> (L CH<sub>4</sub>/g SV adicionado). Ning et al. (2018) também observaram resultados semelhantes para codigestão anaeróbia de resíduos de abatedouro de suínos ricos em lipídios; a relação A/M de 0,7 com carregamento inicial de 20 g SV/L foi identificada como condição ótima para digestão, uma vez que apresentou um menor tempo e maior rendimento de metano. Esta condição também apresentou rápida degradação e alta produção de metano do substrato.

No processo de codigestão anaeróbia na relação A/M de 0,7 com carregamento inicial de 40 g SV/L também apresentou o tempo mais curto, mas apresentou rendimento de metano inferior. Esse comportamento pode ser explicado devido ao fato de que ambas as condições de digestão da relação A/M de 0,7 com carga inicial de 20 g SV/L e relação A/M de 0,7 com carga inicial de 40 g SV/L podem fornecer microrganismos suficientes que promovem degradação rápida do substrato; no entanto, o carregamento mais alto de 40 g SV/L pode levar a um maior acúmulo de intermediários, como ácidos graxos, resultando em um menor rendimento de metano (NING et al., 2018).

Em comparação com os resultados obtidos no processo de digestão anaeróbia a partir do DCCR, resultados de rendimento CH<sub>4</sub> (L CH<sub>4</sub>/g SV adicionado) foram semelhantes para os tratamentos com valores de porcentagens de lodo fresco do flotor parecidos, como o reator R1 (20% LF e A/M 0,7) com 0,81, e R1 (20% LF e A/M de 0,5) com 0,83 (L CH<sub>4</sub>/g SV adicionado).



Nos reatores R1 (20% LF), R2 (30% LF) e R5 (60% LF), a produção de metano teve início a partir do terceiro dia de experimento. Os resultados da produção acumulada CH<sub>4</sub> (L) são apresentados na Figura 11. A produção acumulada CH<sub>4</sub> (L) foi diretamente influenciada pelo tempo. Para o tempo de 30 dias foi observado que a maior produção de metano ocorreu no reator R1 com 167,8 mg/L<sup>-1</sup>, seguido pelo reator R2, com 126,36 mg/L<sup>-1</sup>; os dois reatores possuíam concentração de 20 e 30% do lodo fresco do flotador, respectivamente.

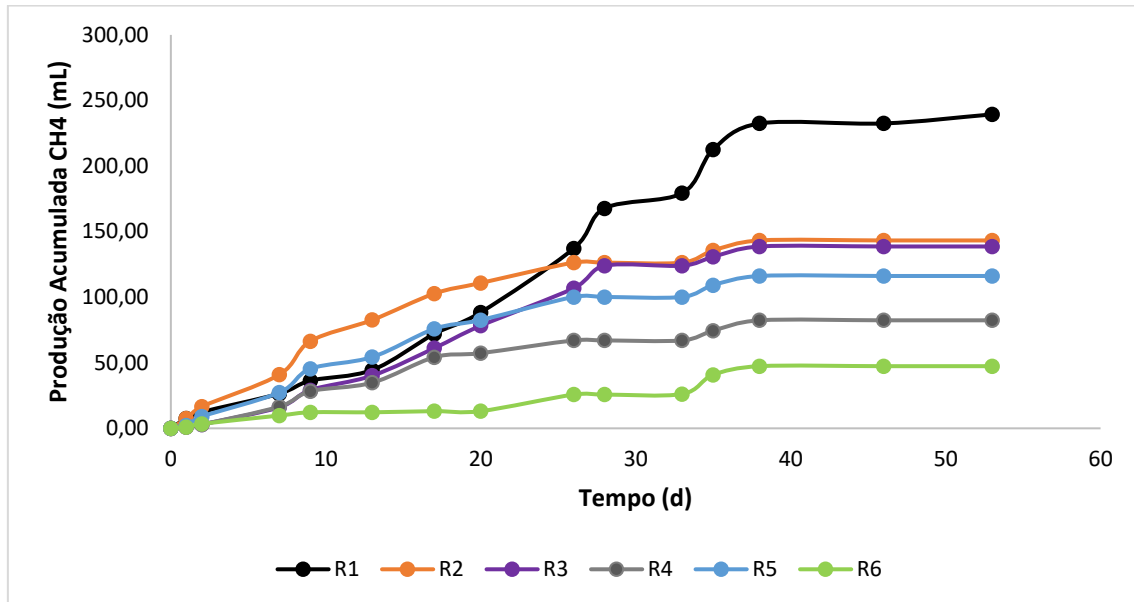


Figura 11 Produção acumulada de metano no efeito da dosagem de lodo fresco na codigestão do lodo fresco do flotador com o efluente bruto no ensaio em batelada.

Notas: R1 (80% EB + 20% LF), R2 (70% EB + 30% LF), R3 (60% EB + 40% LF), R4 (50% EB + 50% LF), R5 (40% EB + 60% LF), R6 (100% EB + 0% LF).

Ao final da repetição do ensaio em batelada, não foram detectadas concentrações de ácidos orgânicos para os tratamentos (Tabela 16), e apenas o reator R6 (zero adição do lodo fresco do flotador) apresentou 0,99 mg.L<sup>-1</sup> de ácido acético. Os resultados obtidos para alcalinidade total indicaram estabilidade do processo de codigestão com valores entre 240,0 e 480,0 mg.L<sup>-1</sup>, e para os tratamentos R1 (20% LF) e R2 (30% LF) onde foram evidenciados maiores valores de acidez volátil.

Tabela 16 Concentração de compostos intermediários na entrada e saída no ensaio em batelada

Reator	entrada	saída	entrada	saída	Entrada	saída	entrada	saída
PI	Lático		Acético		Propiônico		Fórmico	
R1	22,32	-	2,12	-	4,13	-	186,90	-
R2	10,62	-	4,33	-	-	-	91,91	-
R3	5,63	-	-	-	-	-	44,64	-
R4	2,90	-	-	-	-	-	23,50	-
R5	3,21	-	-	-	-	-	15,24	-
R6	244,46	-	-	0,99	-	-	-	-

Legenda: LF - lodo fresco do flotador; EB - efluente bruto, (-) não detectado.

### 5.2.2 Modelagem da produção de metano

O efeito da adição do lodo fresco do flotador também foi avaliado pelo cálculo dos parâmetros de desempenho da reação para as variáveis respostas: produção máxima de  $\text{CH}_4$  (P), velocidade específica máxima ( $R_m$ ) e tempo de duração da fase lag ou tempo de atraso, ( $\lambda$ ), utilizando o modelo de Gompertz modificado (ZWIETERING et al., 1990).

De acordo com o modelo de Gompertz, foi estimada uma produção final máxima de 848,66 mL/g SSV para o reator R1. Os reatores em estudo referentes ao DCCR que não apresentaram tempo de fase lag foram R3, R5 e R8. Labatut et al. (2010) avaliaram que em cada fase da digestão anaeróbia seria possível observar uma cinética diferente, considerando a características dos substratos e a possibilidade de conversão de substratos em diferentes produtos intermediários.

O modelo de Gompertz modificado não demonstrou-se adequado para descrever as curvas de produção acumulada de biogás ao apresentar coeficientes de determinação ( $R^2$ ), exceto para os reatores R1, R7 e R11, pois estes apresentaram sinais de estabilização da produção de biogás, apresentando os maiores coeficientes de correlação linear entre os tratamentos.

Ware e Power (2016), em um estudo sobre resíduos de abatedouros de aves, também demonstraram que as curvas cumulativas de metano podem emergir em várias formas, e foi possível classificá-las em três grupos: em forma de L, em forma de S alongada e curvas em degrau. Outro aspecto mencionado por esses autores foi a importância de não atribuir a validade dos modelos apenas em função dos valores de  $R^2$ , em comparação com o modelo logístico e Gompertz, embora tenha ajustado os dados dentro do período de incubação fornecido para os resultados experimentais ( $R^2$  maior que 99), como demonstrado na Figura 12 para os reatores R2, R4 e R6, e na Figura 13 o reator R10.

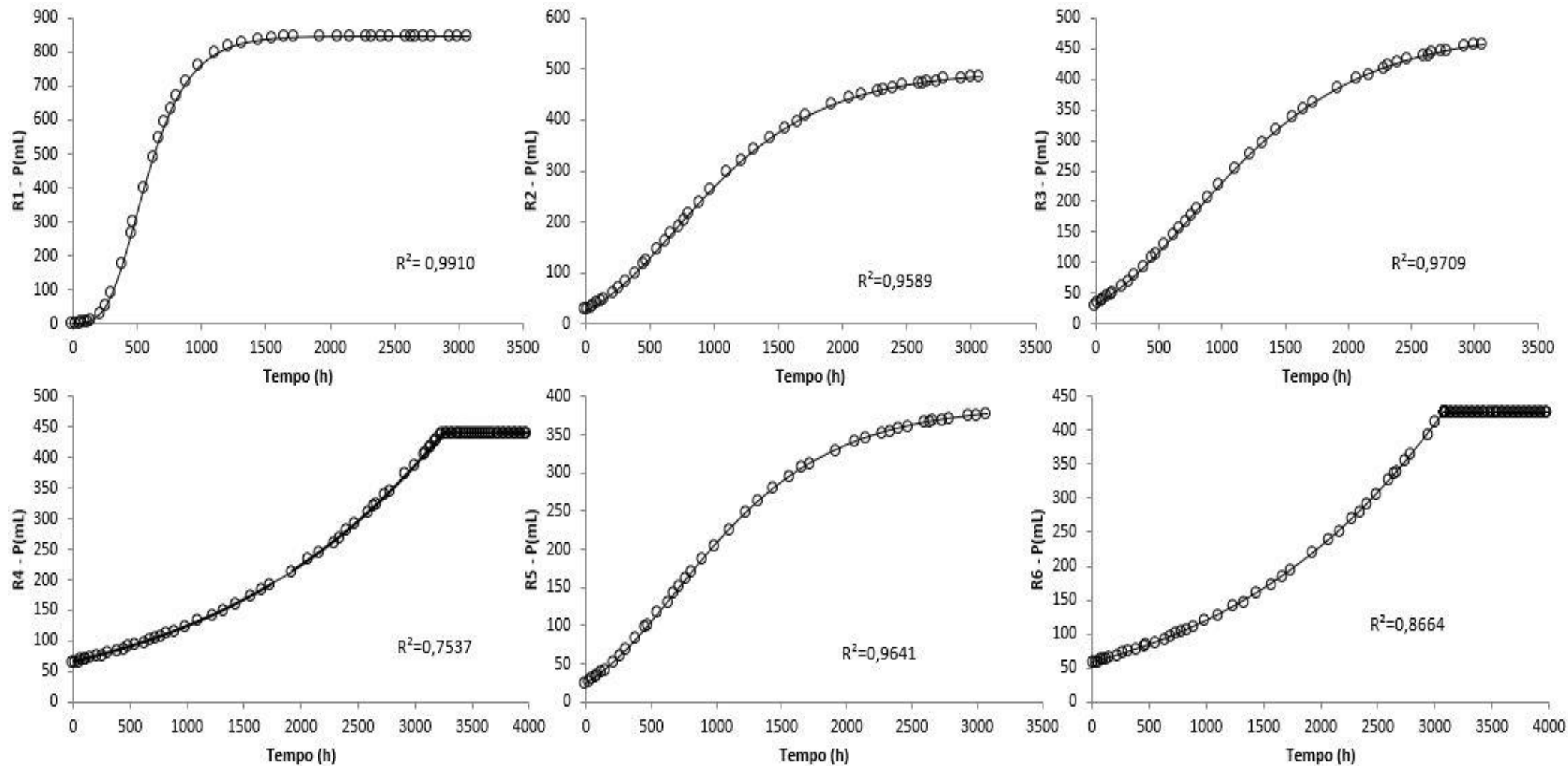


Figura 12 Estimativas para ajuste do modelo de Gompertz modificado, obtidas na produção do metano a partir da codigestão do lodo fresco do flotador e efluente bruto no ensaio em batelada (DCCR) para os reatores R1 a R6.

Notas: R1 (34% EB + 65% LF, A/M 0,5), R2 (75,9% EB + 24% LF, A/M 0,5), R3 (35% EB + 65% LF, A/M 1,5), R4 (75,9% EB + 24% LF, A/M 1,5), R5 (26,7% EB + 73,3% LF, A/M 1), R6 (83,2% EB + 16,8% LF, A/M 1).

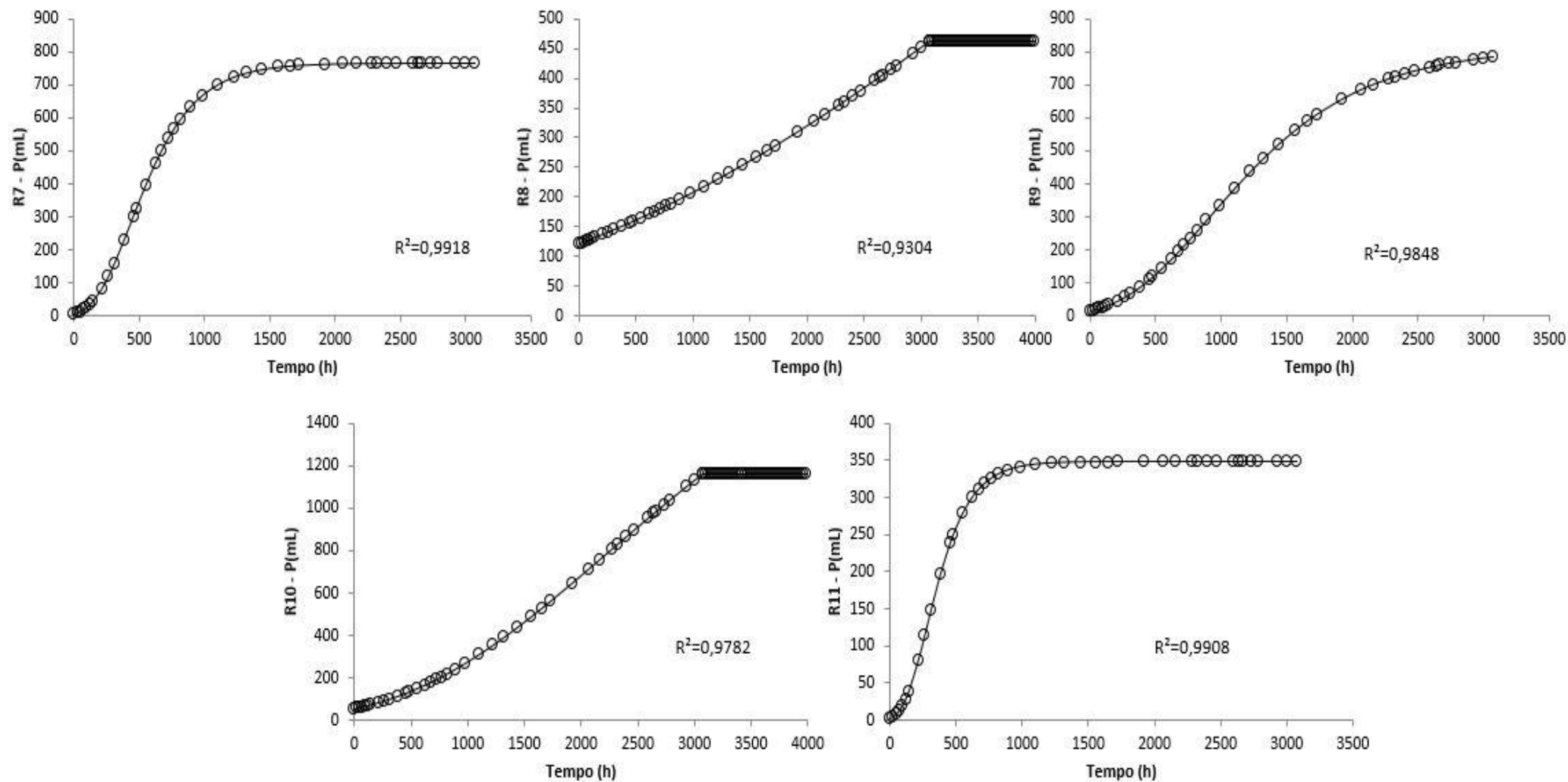


Figura 13 Estimativas para ajuste do modelo de Gompertz modificado, obtidas na produção do metano a partir da codigestão do lodo fresco do flotador e efluente bruto no ensaio em batelada (DCCR) para os reatores R7 a R11.

Notas: R7 (55,4% EB + 44,6% LF, A/M 0,3), R8 (55,4% EB + 44,6% LF, A/M 1,7), R9, R10 e R11 (55,4% EB + 44,6% LF, A/M 0,1).

### 5.3 Desempenho do reator

O AnSBBR foi operado por aproximadamente 150 dias, durante os quais foi submetido a diferentes cargas orgânicas volumétricas aplicadas (1,80; 0,9 e 1,57 g/L.d) implementadas em função da variação na concentração afluente (3590,14; 2165,39 e 6378,61 mg/L) e do tempo de ciclo (24, 48 e 24 h). Ao longo desse período, foi possível obter biogás com concentração de metano superior a 75% a partir da codigestão anaeróbia do lodo fresco do flotor e efluente bruto de abatedouro de aves.

O acréscimo de um cosubstrato que tenha características complementares pode equilibrar o processo de digestão; dessa forma, a adição do efluente bruto proporcionou a diluição do elevado teor orgânico do lodo fresco do flotor, permitindo a digestão da mistura sem a necessidade de diluição. Cuetos et al. (2008) abordaram que o uso de um cosubstrato com baixo teor de nitrogênio e lipídios aumenta a produção de biogás. As concentrações encontradas no efluente bruto utilizado nesse estudo foram de 1030,00 mg.L<sup>-1</sup> de óleos e graxas e 89,05 mg.L<sup>-1</sup> de nitrogênio total (PALATSI et al., 2011).

O pH afluente variou entre 8,3 e 6,7, enquanto o pH efluente entre 8,5 e 6,8. Com o aumento da carga orgânica volumétrica na condição III (4,21 g/L.d) foi verificado aumento no pH efluente, que alcançou valor de 8,38. No 106º dia houve vazamento nas mangueiras de alimentação do reator, desestabilizando o pH do sistema. Em nenhuma condição observou-se pH inferior a 6,7 – limite relacionado ao início da inibição das arqueas metanogênicas (DEUBLIN; STEINHAUSER, 2008).

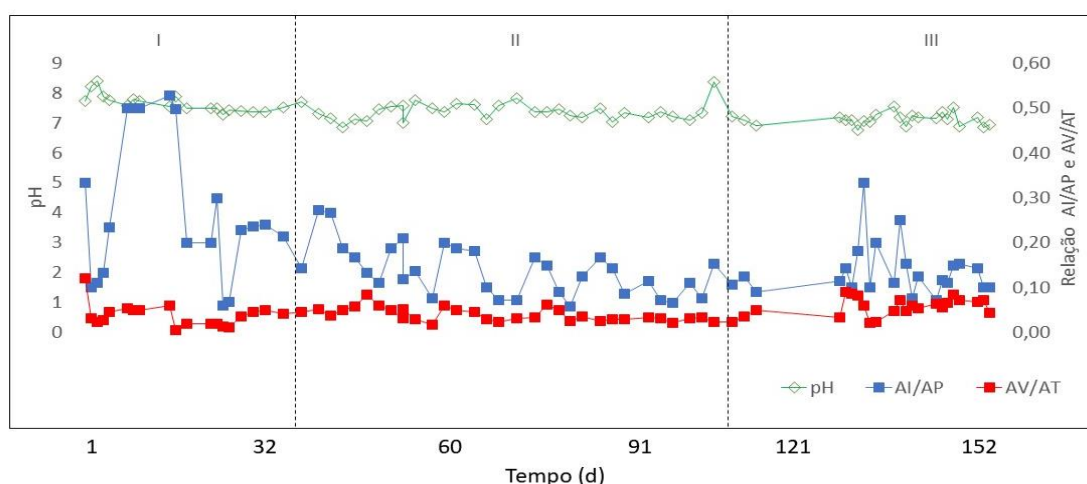


Figura 14 Variação do pH e das relações entre alcalinidade intermediária e parcial (Al/AP) e, acidez volátil e alcalinidade total (AV/AT).

Durante o início da operação do reator AnSBBR foi verificada uma grande variação na relação Al/AP entre os 9º e 15º dias, com valores entre 0,50 e 0,53, estes acima do recomendado pela literatura. Ripley et al. (1986) propuseram que um sistema de digestão anaeróbia estável deve operar com razão Al/AP inferior a 0,3. O aumento da relação Al/AP

pode ser atribuído à suplementação de alcalinidade via resíduo e adição de carga no reator; essa estratégia foi utilizada com a intenção de verificar a melhor faixa na operação.

Latifi et al. (2019), ao avaliarem a codigestão anaeróbia de resíduos de abatedouro de aves com lodo ativado verificaram que o aumento da alcalinidade durante o processo de digestão anaeróbia se dá pelos elevados 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, proporcionando, assim, a alcalinidade do sistema.

Sánchez et al. (2011) comentam que, para manter a estabilidade do reator, a razão AV/AT deve apresentar valores inferiores a 0,5, enquanto Chernicharo (2007) sugere que o limite da relação AV/AT seja verificado em cada caso particular. Na Figura 14 observa-se que em nenhuma condição o reator apresentou valores superiores a 0,5. Porém, devido à adição do lodo fresco do flotador numa proporção de 10% com 2344,217 mg/L afluente houve aumento dessa relação para o 48º dia na condição II. Também foram observados para o 130º dia, na condição III, com adição de 20% do lodo fresco do flotador com 4752,39 mg/L afluente, aumento da acidez volátil, na relação AV/AT e o menor pH registrado em 6,75. A fim de reverter a condição de acidificação e inibição do início processo de codigestão foi adicionado 0,5 g bicarbonato de sódio  $\text{NaHCO}_3$  por gDQO.

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. Houve maior variação dos valores de pH, AV/AT e AI/AP quando o tempo de ciclo teve duração de 24 h para a condição I com nenhuma adição do lodo fresco do flotador, e na condição III com adição de 20% do lodo fresco do flotador. O aumento no tempo de ciclo para 48 h na condição II com adição de 10% do lodo fresco do flotador fez com que o tempo de operação praticamente dobrasse; apesar disso, essa condição apresentou melhor desempenho dos indicadores, sugerindo que a adição do lodo fresco do flotador mediante a carga orgânica aplicada de 0,9 g/L.d obteve resultados satisfatórios.

### **5.3.2 Remoção de matéria orgânica**

Nas condições I, II e III foram verificadas eficiência de remoção de 32,79, 71,14 e 82,53% para a DQO filtrada e de 51,56, 83,24 e 90,43% para a DQO total, respectivamente. Com o aumento do tempo de ciclo de 24 para 48 h na condição II, foi observado que a remoção de matéria orgânica em termos de DQO filtrada dobrou, conforme apresentado na Figura 15. O mesmo comportamento foi notado na DQO total, chegando a mais de 90% na condição III. O desempenho do reator na condição II pode estar atrelado à combinação da menor carga orgânica aplicada em 0,9 g/L.d e maior tempo de ciclo 48 h. Apesar disso, a condição III apresentou maior remoção de DQO filtrada 82,53% e total 90,43%, na qual o percentual de lodo fresco de flotador adicionado ao efluente bruto foi de 20%.

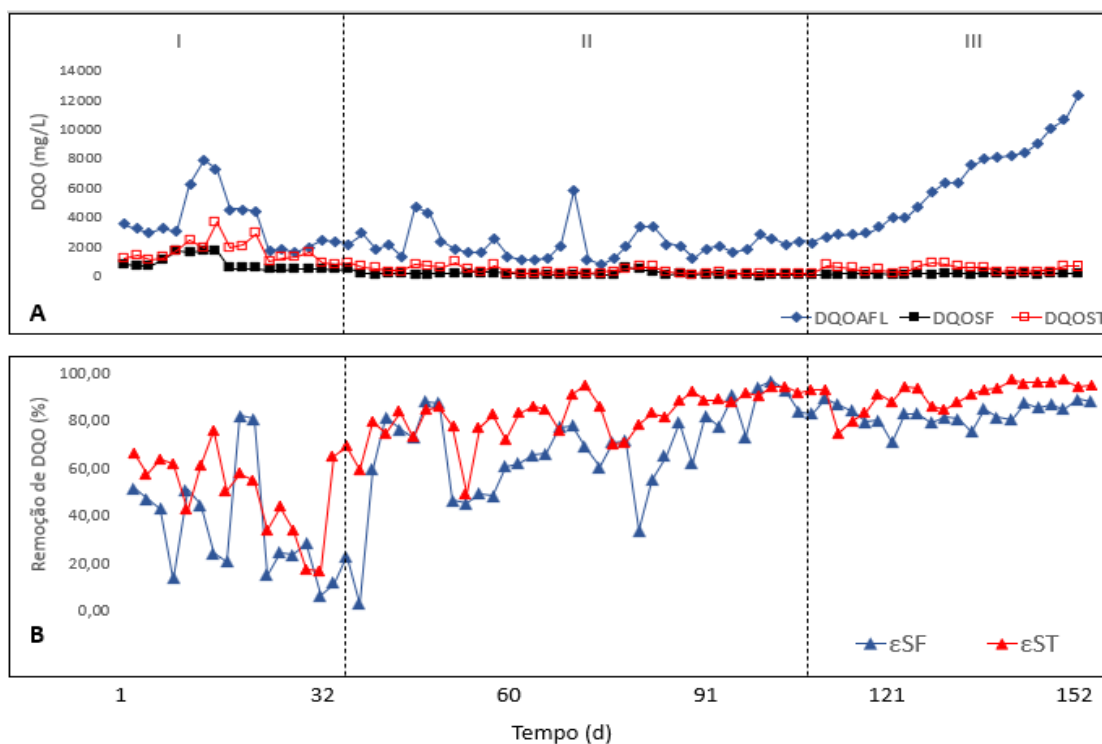


Figura 15 Desempenho do reator AnSBBR na remoção de matéria orgânica nas condições de operação avaliadas. Legendas: (A) Concentração da DQO; (B) Desempenho do reator na remoção de DQO.

Notas: Condição I TC 24 h, 1,80 (gDQO/L.d); Condição II TC 48 h, 0,9 (gDQO/L.d); Condição III TC 24 h, 1,57 (gDQO/L.d). DQO AFL - Concentração do afluente; DQO ST - Concentração do efluente (amostras não-filtradas); DQO SF - Concentração do efluente (amostras filtradas);  $\epsilon$ ST - Remoção de DQO em amostras não-filtradas;  $\epsilon$ SF - Remoção de DQO em amostras filtradas.

As fases com menor eficiência de remoção em termos de DQO total (Figura 15) foram as que apresentaram inibição no AnSBBR conforme observado na Figura 14, em que a condição I demonstrou variação nos indicadores de desempenho; a partir da condição III com a redução do TC de 48 para 24 h a eficiência de remoção aumentou para 90,43%.

### 5.3.3 Produção de biogás e metano

O melhor desempenho do reator, em termos de produção de metano, foi verificado na condição III, com carga orgânica aplicada de 1,57 gDQO L<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup> e carga orgânica removida de 1,27 gDQO.L<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>. Houve aumento do tempo de ciclo durante a operação do AnSBBR (Tabela 18) com TC de 24 h na condição III, bem como adição de 20% do lodo fresco do flotador, uma vez que as condições I e II (com TC de 48 h) apresentaram menor desempenho quanto à porcentagem de CH<sub>4</sub>, com 42 e 62%; outro agravante foi a mudança de lote identificada no início da condição II.

As condições operacionais impostas ao reator demonstraram que a remoção de carga orgânica do reator em termos de COVR (gDQO.L<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>) foram maiores na condição III em detrimento das condições I e II (Tabela 18), indicando a necessidade de adaptação da biomassa, visto que o meio suporte fora anteriormente utilizado em estudos sobre produção

de metano em efluentes de água residuária de fecularia. Isso destacou a possibilidade de mudança na população microbiana, diversidade microbiana e atividade de microrganismos do inóculo ao longo do tempo (DEVENS, 2019).

Em tratamentos de resíduos com alto teor de matéria orgânica foi observada adaptação da biomassa, conforme Castro et al. (2019), ao avaliarem a codigestão anaeróbia na proporção 95% de lixo industrial com 5% de glicerina (v/v) em um reator anaeróbio de leito fixo ordenado de fluxo ascendente contínuo. Os autores verificaram na COV de 7,1 gDQO L<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>, a eficiência de remoção de matéria orgânica (DQO) de 89,9%.

Tabela 17 Resumo dos indicadores de desempenho para as condições operacionais I, II e III no reator AnSBBR

Parâmetro	Condições		
	I	II	III
COV (gDQO.L <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	1,80	0,90	1,57
COVR (gDQO.L <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	0,90	0,60	1,27
Qbg (mL.d <sup>-1</sup> )	163,86	594,13	846,72
%CH <sub>4</sub> (%)	0,42	0,61	0,75
QCH <sub>4</sub> (mLCH <sub>4</sub> .d <sup>-1</sup> )	65,00	666,00	797,00

Notas: Condição I TC 24 h, 1,80 (gDQO/L.d); Condição II TC 48 h, 0,9 (gDQO/L.d); Condição III TC 24 h, 1,57 (gDQO/L.d). COV - Carga orgânica volumétrica aplicada; COVR - Carga orgânica volumétrica removida; Qbg - Vazão de biogás; %CH<sub>4</sub> - Concentração de metano; QCH<sub>4</sub> - Vazão volumétrica de metano.

As cargas orgânicas aplicadas COV variaram entre 0,90 a 1,57 gDQO.L<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>. Lovato et al. (2012), ao avaliarem o tratamento do efluente da produção de biodiesel em AnSBBR, obtiveram remoção de matéria orgânica de 84% com TC de 6h e 4,5 gDQO L<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>, porém submetidos a valores de COV superiores ao deste estudo. Os autores observaram que tempos de alimentação mais longos favoreceram a minimização da concentração total de ácidos voláteis, tanto no ciclo quanto no efluente, garantindo estabilidade e segurança do processo. Em contrapartida, Sousa (2019) verificou que o melhor desempenho ocorreu no tempo de ciclo 8h, em que o sistema atingiu remoção de DQO 88,8% e concentração de metano de 72%.

A codigestão anaeróbia de resíduos com características variadas pode permitir um processo estável com carga orgânica volumétrica e/ou TC mais curto e, assim, garantir o alto potencial de metano dos resíduos de abatedouro. De acordo com Salminen et al. (2002), os estudos no tratamento de resíduos sólidos de abatedouro por meio de digestão anaeróbia são escassos. Os autores verificaram que no digestor com regime de agitação semi-contínuo, TDH mais longos (50 dias) proporcionaram maior potencial na produção de metano de 0,6N m<sup>3</sup>/kg SV adicionado.



Giralt et al. (2012), ao avaliarem a codigestão anaeróbia do lodo do flotador no tratamento de águas residuais da indústria de abate e processamento de suínos e do lodo ativado proveniente de tratamento de esgoto municipal em um reator de mistura completa (CSTR), verificaram que houve inibição do processo somente quando a proporção de gordura foi superior a 80%. De acordo com os autores, o alto teor de lipídios do lodo do flotador pode ter ocasionado inibição da codigestão devido ao acúmulo de ácidos graxos de cadeia longa.

Nos estudos que utilizam resíduos provenientes do abate de aves em reatores de mistura completa (CSTR), foram observados resultados de rendimento de metano 408 para 662 ml CH<sub>4</sub>. O CSTR aumenta o contato entre os microrganismos e o substrato, promovendo melhora nas taxas de transferência de massa. Apesar dessa vantagem, nessa configuração o TDH não é desvinculado do tempo de retenção de sólidos. Portanto, os TDH são maiores, como reportado por Giralt et al. (2012).

Segundo Kunz et al. (2019), o reator CSTR suporta elevadas cargas orgânicas volumétricas (1 a 4 kg SV.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>), sendo caracterizado por ter seu conteúdo homogeneizado devido à presença de sistema de agitação. Ainda segundo os autores, este modelo de reator é a configuração de biodigestor mais utilizada em plantas de biogás, sobretudo quando se trata de codigestão (mistura de substratos).

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 m<sup>3</sup>/kg-SV adicionado. Já 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 m<sup>3</sup>, no processamento de 1000 aves e concentração de até 88,1% de metano.

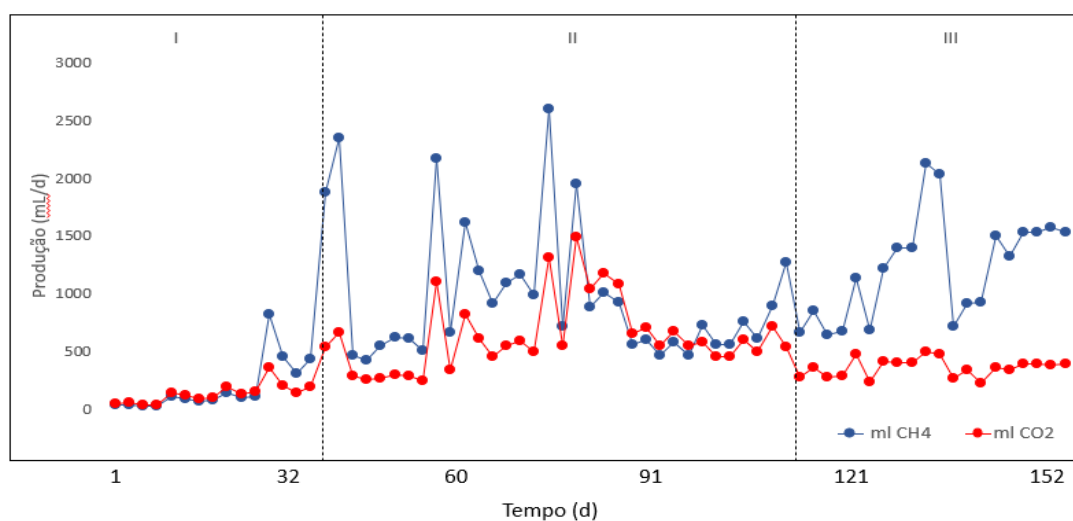


Figura 16 Variação da produção diária mL/dia de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> nos dias de operação.

Durante as condições II e III, foi observado que a adição gradual do lodo fresco do flotador não foi capaz de provocar inibição na produção de metano (Figura 16). O aumento do percentual de metano foi possível ao administrar maiores proporções do lodo do flotador na alimentação, 10% do lodo fresco do flotador na condição II e 20% na condição III, conforme registrado nos picos no 54<sup>o</sup>, 73<sup>o</sup>, 138<sup>o</sup> dia. Kunz, Amaral e Steinmetz (2016) afirmam que os ácidos produzidos durante o processo de biodigestão tendem a acidificar o meio, porém esta ação é combatida pelo metabolismo das arqueas metanogênicas, que produzem alcalinidade na forma de CO<sub>2</sub>, amônia e bicarbonato.

Em comparação à utilização do lodo do flotador desidratado em codigestão anaeróbia, Restrepo (2019) verificou que a adição de 2% de caldo de cana-de-açúcar produziu um efeito sinérgico no processo, equilibrando os nutrientes deficitários no lodo do flotador desidratado, resultando em rendimento de 0,58 m<sup>3</sup> de metano por kg de SV adicionados. A estratégia utilizada obteve melhores resultados em comparação à produção de metano nos estudos de Damaceno et al. (2019), em que observaram-se maiores produções de metano 0,33 a 0,34 m<sup>3</sup> kg SV<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> 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 a eficiência do processo, visto que a utilização do lodo em monodigestão pode gerar inibições no sistema derivadas do acúmulo de amônia e ácidos graxos de cadeia longa. Por outro lado, a diluição de lodos pode permitir 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 CH<sub>4</sub> em 75% e eficiência de remoção de DQO de 90,43% (CUETOS et al., 2008; PALATSI et al., 2011; 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 efluente bruto de um abatedouro de aves em reatores em batelada, pode-se concluir que:

- A análise estatística indicou que o modelo obtido não pode ser considerado predito para um nível de confiança de 10%. Porém, o comportamento das variáveis respostas nos modelos quadráticos da produção acumulada de CH<sub>4</sub> (L) e rendimento CH<sub>4</sub> (L CH<sub>4</sub>/g SV adicionado) baseados nas variáveis independentes (lodo fresco do flotador %, v/v e relação A/M (gDQO/gSSV)) indicaram tendência para valores de produção acumulada de CH<sub>4</sub> entre as misturas que continham maior percentual de lodo fresco do flotador;
- Ao final do ensaio da codigestão do lodo fresco do flotador com o efluente bruto em batelada: efeito da dosagem do lodo, foi verificado por meio da análise de regressão que a mistura de 20% do lodo fresco do flotador com 80% do efluente bruto (v/v) apresentou-se como a mais favorável para a realização do ensaio de codigestão anaeróbia e os ajustes na modelagem de Gompertz foram satisfatórios para os reatores R1, R7 e R11;
- O reator anaeróbio em batelada sequencial com biomassa imobilizada (AnSBBR), obteve melhores resultados na condição III, em que foi utilizada proporção de 20% do lodo fresco do flotador com 80% de efluente bruto. Os indicadores de desempenho do AnSBBR também demonstraram estabilidade operacional, porcentagem de metano de 75% e vazão volumétrica de CH<sub>4</sub> de 797,00 mLCH<sub>4</sub>.d<sup>-1</sup>;
- Foi possível identificar que o lodo fresco do flotador demonstrou potencial do ponto de vista ambiental, atribuindo valor ao resíduo, bem como sua transformação em fonte renovável de energia, visto que a codigestão anaeróbia é uma alternativa interessante para a reciclagem dos nutrientes e da energia resultantes dos resíduos dos abatedouros (lodo fresco do flotador).

## REFERÊNCIAS

- ADORNO, M.A.T.; HIRASAWA, J.S.; VARESCHE, M.B.A. Development and validation of two methods to quantify volatile acids (C2-C6) by GC/FID: headspace (automatic and manual) and liquid-liquid extraction (LLE). **American Journal of Analytical Chemistry**, v. 5, n. 7, p. 406-414, 2014.
- ANGELIDAKI, I.; HEJNFELT, A. Anaerobic digestion of slaughterhouse by-products. **Biomass and Bioenergy**, v. 33, p.1046-1054, 2009.
- 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. **Relatório anual da avicultura – 2020**. Disponível em: <http://abpa-br.com.br/storage/files/relatorio-anual-2018.pdf>. Acesso em: 25 maio 2020.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION – WEF. **Standard methods for the examination of water e wastewater**. 22.ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2012.
- AQUINO, S.F.; CHERNICHARO, C.A.L.; FORESTI, E.; SANTOS, M. de L.F. dos; MONTEGGIA, L.O. Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. **Engenharia Ambiental Sanitária**, v. 12, n. 2, p. 192-201, 2007.
- BAILONE, R.L.; ROÇA, R.O. Tendências no processamento de frangos de corte: uso racional da água. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 22, p. 65-72, 2017.
- BOROWSKI, S.; BONIECKI, P.; KUBACKI, P.; CZYŻOWSKA, A. Food waste co-digestion with slaughterhouse waste and sewage sludge: Digestate conditioning and supernatant quality. **Waste Management**, v. 74, p.158-167, 2018.
- 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.
- BUITRÓN, G.; CARVAJAL, C. Biohydrogen production from tequila vinasses in an anaerobic sequencing batch reactor. Effect of initial substrate concentration, temperature and hydraulic retention time. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 9071-9977, 2010.
- 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.
- CASTRO, T.M. de; TORRES, D.G.B.; ARANTES, E.J.; CARVALHO, K.Q. de; PASSIG, F.H.; CHRIST, D; GOTARDO, J.T.; GOMES, S.D. Co-digestão anaeróbica de aterro industrial leachate e glicerina: potencial metogênico, remoção de matéria orgânica e otimização de processos. **Tecnologia Ambiental**, v. 41, n. 20, p. 2583-2593, 2020.
- CHEN, Y.; CHENG, J.J.; CREAMER, K.S. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 4044-4064, 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.

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

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores Anaeróbios**. Vol.5. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2016.

CIRNE, D.G.; PALOUMET, X.; BJÖRNSSON, L.; ALVES, M.M.; MATTIASSON, B. Anaerobic digestion of lipid-rich waste – Effects of lipid concentration. **Renewable Energy**, v. 32, n. 6, p. 965-975, 2007.

COSTA, M.S.S. de M.; BERNARDI, F.H.; COSTA, L.A. de M.; PEREIRA, D.C.; LORIN, H.E.F.; ROZATTI, M.A.T.; CARNEIRO, L.J. Composting as a cleaner strategy to broiler agro-industrial wastes: Selecting carbon source to optimize the process and improve the quality of the final compost, **Journal Cleaner Production**, v. 142, n. 454, p. 2084-2092, 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, PR, 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: an introduction**. Wiley-VCH, 2011.

DEVENS, K.U. **Efeito da suplementação de alcalinidade no reator metanogênico ANSBBR a partir de água residuária de fecularia previamente acidificada**. 2019. 58f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, PR, 2019.

EL-MASHAD, H.M.; ZHANG, R. Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 4021-4028, 2010.

ELSAYED, M.; ANDRES, Y.; BLEL, W.; GAD, A.; AHMED, A. Effect of VS organic loads and buckwheat husk on methane production by anaerobic co-digestion of primary sludge and wheat straw. **Energy Conversion and Management**, v. 117, p. 538-547, 2016.

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.

FERREIRA, A. **Estudo de viabilidade técnica e econômica da utilização do lodo flotado proveniente do tratamento de efluentes de um frigorífico de aves como biomassa para**

- produção de vapor**. 2016, 117f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias de Bioprodutos Agroindustriais). Universidade Federal do Paraná, Palotina, 2016.
- GARCIA, M.L.; ANGENENT, L.T. Interaction between temperature and ammonia in mesophilic digesters for animal waste treatment. **Water Research**, v. 43, p. 2373-2382, 2009.
- 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**, v. 105, p. 1-8, 2012.
- GUERI, M.V.D. **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, PR, 2017.
- HUANG, X.; YUN, S.; ZHU, J.; DU, T.; ZHANG, C.; LI, X. Mesophilic anaerobic co-digestion of aloe peel waste with dairy manure in the batch digester. Focusing on mixing ratios and digestate stability. **Bioresource Technology**, v. 218, p. 62-68, 2016.
- 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.
- KIM, S.H. Two-phase anaerobic treatment system for fat-containing wastewater. **Journal of Chemistry Technology and Biotechnology**, v. 79, n. 1, p. 63-71, 2004.
- KONRAD, O.; GUERINI FILHO, M.; LUMI, M.; HASAN, C. **Atlas das biomassas do RS para produção de biogás e biometano**. 1.ed. Lajeado: Ed. da Univates, 2016.
- KONRAD, O.; HASAN, C.; HICKMANN, E.V.; MARDER, M.; GUERINI FILHO, M.; SILVA, M.C. de A. **Produção de biogás a partir de biomassas residuais provenientes do setor agroindustrial**. 1.ed. Lajeado: Ed. da Univates, 2018.
- KUSHWAHA, J.P.; SRIVASTAVA, V.C.; MALL, I.D. Treatment of dairy wastewater by commercial activated carbon and bagasse fly ash: Parametric, kinetic and equilibrium modelling, disposal studies. **Bioresource Technology**, v. 10, p. 3474-3483, 2010.
- LABATUT, R.A.; ANGENENT, L.T.; SCOTT, N.R. Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates, **Bioresource Technology**, v. 102, p. 2255-2264, 2011.
- 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.
- LONG, J.H.; AZIZ, T.N.; DE LOS REYES III, F.L.; DUCOSTE, J.J. Anaerobic co-digestion of fat, oil, and grease (FOG): A review of gas production and process limitations. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 90, p. 231-245, 2012.
- LOVATO, G.; BEZERRA, R.A.; RODRIGUES, J.A. Efeito da Estratégia de Alimentação na Produção de Metano e no Desempenho de um Efluente de Tratamento de AnSBBR da Produção de Biodiesel. **Applied Biochemical Biotechnology**, v. 166, p. 2007-2029, 2012.
- LUSTE, S.; LUOSTARINEN, S. Anaerobic co-digestion of meat-processing by-products and sewage sludge – Effect of hygienization and organic loading rate. **Bioresource Technology**, v.101, p. 2657-2664, 2010.

MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J.M.; BROCK, T.D. Brock Biology of Microorganisms. Upper Saddle River, NJ: Pearson Prentice Hall, 2006.

MALLMANN, L.S. **Potencial de produção de metano de bovinos submetidos à dieta suplementada com resíduo úmido de cervejaria**. 2013. 89f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Parana, Cascavel, PR, 2013.

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.

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.

MARCOS, A.; AL-KASSIR A.; LÓPEZ, F.; CUADROS, F.; BRITO, P. Environmental treatment of slaughterhouse wastes in a continuously stirred anaerobic reactor: Effect of flow rate variation on biogas production. **Fuel Processing Technology**, v. 103, p. 178-182, 2012.

MARI, A.G. **Produção de metano em reator AnSBBR a partir de efluente de Fecularia previamente acidificado: desempenho e viabilidade econômica**. 2018. 115 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel - PR, 2018.

MARI, A.G.; ANDREANI, C.L.; TONELLO, T.U.; LEITE, L.C.C.; FERNANDES, J.C.; LOPES, D.D.; RODRIGUES, J.A.D.; GOMES, S.D. Biohydrogen and biomethane production from cassava wastewater in a two-stage anaerobic sequencing batch biofilm reactor. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 45, p. 5165-5174, 2020.

MARTÍNEZ, E.J.; FIERRO, J.; SÁNCHEZ, M.E.; GÓMEZ, X. Anaerobic co-digestion of FOG and sewage sludge: Study of the process by Fourier transform infrared spectroscopy. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 75, p. 1-6, 2012.

MENDES, A.A.; CASTRO, H.F. de; 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.

MERLIN CHRISTY, P.; GOPINATH, L.R.; DIVYA, D. A review on anaerobic decomposition and enhancement of biogas production through enzymes and microorganisms," **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Elsevier, vol. 34(C), pages 167-173, 2014.

METCALF, E.; EDDY, M. **Tratamento de Efluente e Recuperação de Recursos**. 5.ed. New York: McGraw - Hill Book, 2016. 1980p.

MÉZES, L.; BIRÓ, G.; SULYOK, E.; PETIS, M.; BORBÉLY, J.; TAMÁS, J. Novel Approach on the basis of FOS/TAC method. **Oradea**, v. 17, p. 802-807, 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**, v. 269, p. 426-433, 2018.

OLIVEIRA, A.B.D.M.; ORRICO, A.C.A.; JUNIOR, M.A.P.O.; SILVA SUNADA, N.; CENTURION, S.R. Biodigestão anaeróbia de efluente de abatedouro avícola. **Ceres**, v. 58, n. 6, 2015.

ORRICO, A.C.A.; LOPES, R.T.W.; MANARELLI, D.M.; JUNIOR, M.A.P.O.; SUNADA, N.S. Codigestão anaeróbia dos dejetos de bovinos leiteiros e óleo de descarte. **Engenharia Agrícola**, v. 36, n. 3, p. 537-545, 2016.

PEREIRA, E.B. **Tratamento enzimático para remoção de gorduras dos resíduos gerados por indústrias de produtos avícolas**. 171f. 2004. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC, Florianópolis, SC, Brasil. 154p.

PERNA, V.; CASTELLÓ, E.; WENZEL, J.; ZAMPOL, C.; FONTES LIMA, D.M.; BORZACCONI, L.; VARESCHE, M.B.; ZAIAT, M.; ETCHEBEHERE, C. Hydrogen production in an upflow anaerobic packed bed reactor used to treat cheese whey. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 38, p. 54-62, 2013.

RAJAGOPAL, R.; MASSÉ, D.I.; SINGH, G. A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia. **Bioresource Technology**, v. 143, p. 632-641, 2013.

RASIT, N.; IDRIS, A.; HARUN, R.; GHANI, W. A. Effects of lipid inhibition on biogas production of anaerobic digestion from oily effluents and sludges: an overview. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 45, p. 351-358, 2015.

RATUSZNEI, S.M.; RODRIGUES, J.A.D.; CAMARGO, E.F.M.; ZAIAT, M.; BORZANI, W. Feasibility of a stirred anaerobic sequencing batch reactor containing immobilized biomass for wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v. 75, p. 127-132, 2000.

RESTREPO, J.C.P.S. **Codigestão anaeróbia de lodo de flotador do abate de frangos e caldo de cana-de-açúcar**. 2019. 64f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel - PR, 2019.

RIPPLEY, L.E.; BOYLE, W.C.; CONVERSE, J.C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength waste. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 58, n. 5, p. 406-411, 1986.

RODRÍGUEZ, D.C.; BELMONTE, M.; PEÑUELA, G.; CAMPOS, J.L.; VIDAL, G. Behaviour of molecular weight distribution for the liquid fraction of pig slurry treated by anaerobic digestion, **Environmental Technology**, v. 32, n. 4, p. 419-425, 2010.

SALEHIYOUN, A.R.; DI MARIA, F.; SHARIFI, M.; NOROUZI, O.; ZILOUEI, H.; AGHBASHLO, M. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and slaughterhouse waste in existing wastewater digesters. **Renewable Energy**, v. 145, p. 2503-2509, 2020.

SALMINEN, E.A.; RINTALA, J.A. Semi-continuous anaerobic digestion of solid poultry slaughterhouse waste: effect of hydraulic retention time and loading. **Water Research**, v. 36, p. 3175-3182, 2002.

SALMINEN, E.; RINTALA, J. Anaerobic digestion of organic solid poultry slaughterhouse waste – a review. **Bioresource Technology**, v. 83, 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.

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**, v. 52, n. 3, p. 557-569, 2007.

SILVESTRE, G.; RODRÍGUEZ-ABALDE, A.; FERNÁNDEZ, B.; FLOTATS, X.; BONMATÍ, A. Biomass adaptation over anaerobic co-digestion of sewage sludge and trapped grease waste. **Bioresource Technology**, v.102, p.6830-6836, 2011.

TAKEDA, P.Y. **Tratamento de água residuária via codigestão anaeróbia de lixiviado de aterro sanitário e glicerol**. 2018. 83f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, PR, 2018.

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.

VERSIANI, B.M. **Desempenho de um reator UASB submetido a diferentes condições operacionais tratando esgotos sanitários do campus da UFRJ**. 2005. 78f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), 2005. 452p.

WEILAND, P. Biogas Production: current state and perspectives. **Applied Microbiology Biotechnology**, v. 85, p. 849-860, 2010. doi: 10.1007/s00253-009-2246-7.

WARE, A.; POWER, N. Modelling methane production kinetics of complex poultry slaughterhouse wastes using sigmoidal growth functions. **Renewable Energy**, v. 104, p. 50-59, 2017.

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.

ZAIAT, M.; CABRAL, A.K.A.; FORESTI, E. Horizontal-flow anaerobic immobilized sludge reactor for wastewater treatment: conception and performance evaluation. **Revista Brasileira de Engenharia**, v. 11, p. 33-42, 1994.

ZHANG, C.; SU, H.; TAN, T. Batch and semi-continuous anaerobic digestion of food waste in a dual solid-liquid system. **Bioresource Technology**, v. 145, p. 10-13, 2013.

ZHANG, L.; LEEB, Y-W.; JAHNGA, D. Anaerobic co-digestion of food waste and piggery wastewater: Focusing on the role of trace elements. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 8, p. 5048-5059, 2011.

ZWIETERING, M.H.; JONGENBURGER, I.; ROMBOUTS, F.M.; VAN'S RIET, K. Modeling of the bacterial growth curve. **Applied Environmental Microbiology**, v. 56, p. 1875-1881, 1990.