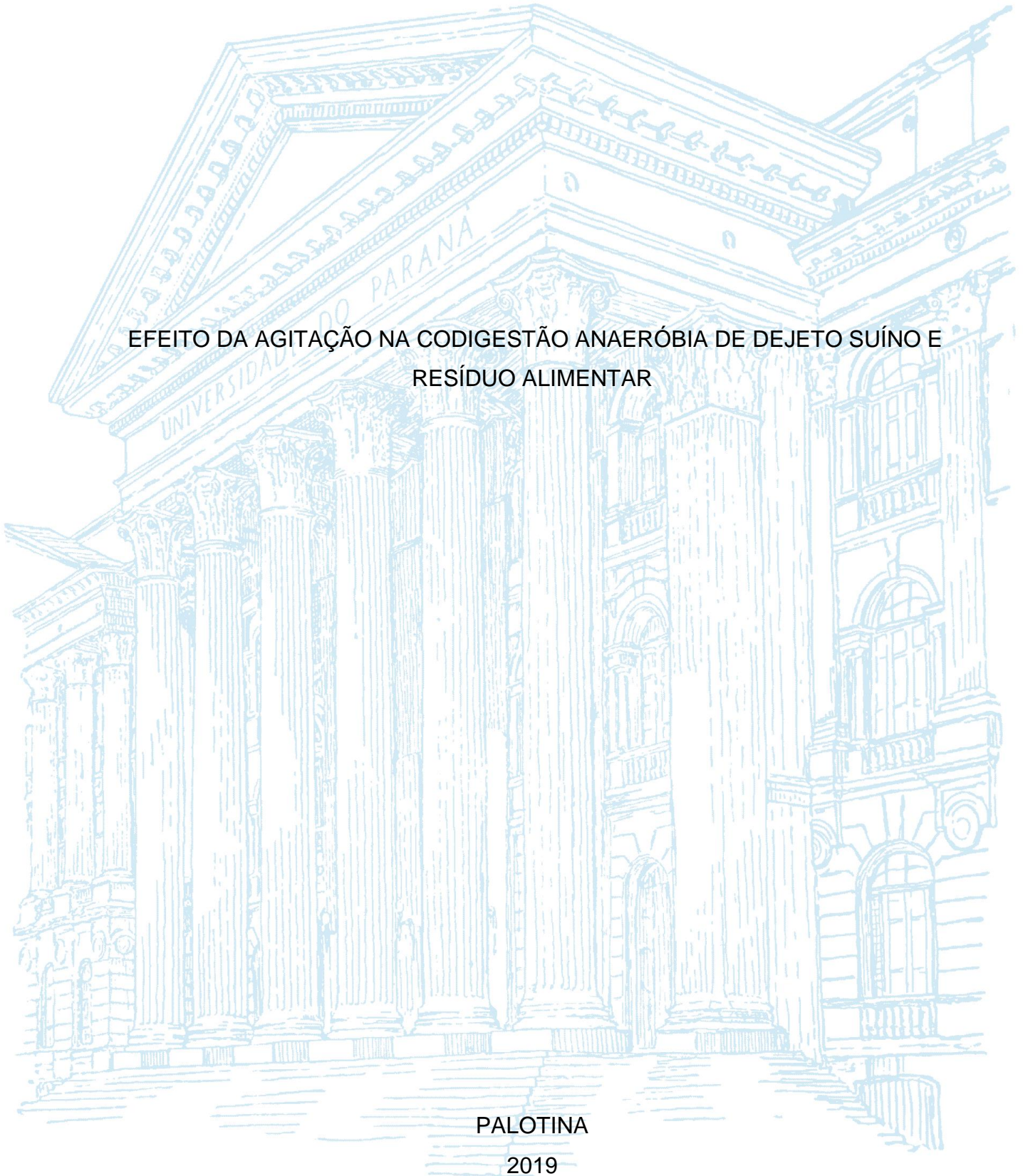


UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

FABIANA DE MARQUI MANTOVAN

EFEITO DA AGITAÇÃO NA CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETO SUÍNO E
RESÍDUO ALIMENTAR



PALOTINA

2019

FABIANA DE MARQUI MANTOVAN

EFEITO DA AGITAÇÃO NA CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETO SUÍNO E
RESÍDUO ALIMENTAR

Trabalho apresentado ao curso de Engenharia de Energia, Setor Palotina, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Engenharia de Energia.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Dilcemara Cristina Zenatti

Coorientador: Prof. Dr. Eduardo Lucas Korand Burin

PALOTINA

2019

TERMO DE APROVAÇÃO

FABIANA DE MARQUI MANTOVAN

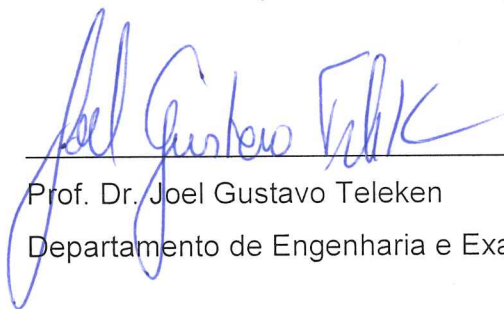
EFEITO DA AGITAÇÃO NA CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETO SUÍNO E RESÍDUO ALIMENTAR

TCC apresentado como requisito parcial à obtenção do título de bacharel em Engenharia de Energia, Setor Palotina, Universidade Federal do Paraná, pela seguinte banca examinadora:



Prof^a. Dr^a. Dilemara Cristina Zenatti

Orientadora – Departamento de Engenharia e Exatas, UFPR



Prof. Dr. Joel Gustavo Teleken

Departamento de Engenharia e Exatas, UFPR



Dr. Paulo André Cremonez

Palotina, 02 de Julho de 2019.

Dedico este trabalho principalmente a Deus por estar comigo em todos momentos difíceis e a mãe de Jesus por sempre me cobrir com o seu manto; a minha família, em especial meus pais, minhas irmãs, minha sobrinha e meu namorado, por sempre estarem comigo nesta caminhada.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo o dom da vida e por me dar forças e sabedoria para enfrentar os desafios e por me proporcionar mais essa vitória.

Aos meus pais, Antônio Carlos Mantovan e Rosa Irene Reche de Marqui Mantovan, por todo amor recebido e por nunca medir esforços para que eu pudesse realizar meus sonhos. Vocês são fundamentais e fazem parte desse sucesso.

As minhas irmãs Larissa de Marqui Mantovan e Viviane de Marqui Mantovan Lima pelas palavras de apoio e colo recebido durante nesta jornada. A minha sobrinha Julia Mantovan Lima pelas horas que “estudamos juntas” e pelos momentos de descontração com a tia.

Ao meu amor, Rafael Lopes da Silva, pelo carinho, ajuda durante a trajetória da faculdade, por ser meu alicerce emocional e me incentivar a sempre buscar por novas conquistas.

Agradeço pelo aceite de orientação da professora Dr^a Dilcemara Cristina Zenatti e coorientação do professor Dr Eduardo Lucas Korand Burin, pela atenção e ensinamentos transmitidos, pela amizade e confiança em mim depositada.

Agradeço aos estabelecimentos VI Motores Venâncio, Gimenes e a tornearia Tomazelli e seu José Antônio Lopes pelo auxílio mecânico exigido inicialmente.

Ao RU da UFPR – Setor Palotina coordenado pela Adriana e toda equipe do *Apetitoy* Restaurante pela doação da matéria prima para realização deste trabalho.

Aos meus colegas de experimento o Anderson Rodrigo Heydt e Luiz Antônio Marafon Bacca pelo auxílio na confecção do reator de PVC e dos gasômetros. A mestre Karen Haselroth e a menstranda Sara Arruda Franciozi que me auxiliaram na realização das análises.

Aos técnicos do bloco de química Raquel, Larissa, Thompson, Guilherme, Maiara e Aline pela amizade e por não medir esforços ao me auxiliarem durante a realização do trabalho.

Ao Laboratório de Análises Agroambientais (LAA) da Universidade Estadual Oeste do Paraná (Unioeste) de Cascavel pela realização da análise por cromatografia gasosa.

A Universidade Federal do Paraná (UFPR) – Setor Palotina, pelo apoio e recurso disponibilizado para a minha formação acadêmica.

Aos membros que compõem a banca pela atenção e disposição.

“A vida é uma peça de teatro que não permite ensaios. Por isso, cante, chore, dance, ria e viva intensamente, antes que a cortina se feche e a peça termine sem aplausos”

Charlie Chaplin

RESUMO

Com a crescente demanda por energia da sociedade moderna, torna-se necessária a busca por novas fontes alternativas, com valor economicamente atraente e que reduzam a emissão de gases nocivos ao meio ambiente. Neste sentido, a aplicação de resíduos alimentares na codigestão anaeróbica vem atraindo atenção, visto que torna um passivo ambiental em ativo e contribui para recuperação energética desse resíduo. O sinergismo desse resíduo atrelado com a água residuária da suinocultura pode favorecer o aumento da produção de biogás, além promover maior estabilidade do meio. Desta maneira, o presente trabalho visa avaliar o efeito da agitação na codigestão de resíduos alimentares com o dejetos da suinocultura. Para isso, foi realizada a adaptação de um reator de aço inox com um motor. A confecção de um reator de PVC sem agitação e gasômetros pra aferição do biogás produzido. O trabalho foi realizado para dois TRH, sendo de 20 dias cada. Durante o período de alimentação semicontínua realizada nos dias de segunda, quarta e sexta, foram armazenadas amostras à temperatura próxima de -20°C de acordo com a entrada e saída do efluente de ambos reatores para posterior análise dos parâmetros pH, sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), sólidos fixos (SF), densidade (ρ), temperatura interna e externa (T), condutividade (k) e acidez (AV) e alcalinidade total (AT). Além disso, a análise de demanda química de oxigênio (DQO) foi realizada semanalmente e a análise da composição do biogás realizada no início do segundo TRH. Com isso, verificou-se que a temperatura externa influenciou na temperatura interna dos reatores. O perfil da condutividade elétrica demonstrou a presença de sais no efluente de ambos reatores, além de uma leve acumulação de íons. O pH, por sua vez, apresentou queda devido ao enfraquecimento do efeito de tamponamento do meio. Isso deve-se ao baixo teor de alcalinidade na alimentação dos reatores, ocasionando aumento do teor de acidez e elevando assim a relação AV/AT. A remoção de SV em ambos reatores foi satisfatória, no entanto, devido ao acúmulo de AGVs, o teor de remoção reduziu no segundo TRH, principalmente, devido a matéria orgânica não biodegradada presente nos efluentes. Outro parâmetro avaliado foi a remoção da DQO solúvel, sendo observada uma redução mais significativa para este parâmetro no caso do reator com agitação quando comparado ao reator sem agitação. A quantificação do volume de biogás produzido, foi maior no reator com agitação do que no reator sem agitação, representando aumento do rendimento do processo, com valores de 24,95 e 10,9% para o primeiro e segundo TRH, respectivamente. Por fim, com a análise de CG pôde observar que houve uma tendência de redução da atividade das bactérias presente no meio, devido ao baixo teor de metano gerado. Nesse sentido, conclui-se que a agitação atrelada a codigestão do dejetos suíno com resíduo alimentar exerce efeito positivo na produção de biogás, uma vez, que torna o sistema mais eficiente na conversão da matéria prima.

Palavras-chaves: Agitação em reatores. Codigestão. Resíduo alimentar.

ABSTRACT

With the growing demand for energy from modern society, it is necessary to search for new alternative sources, with an economically attractive value and to reduce the emission of harmful gases to the environment. In this sense, the application of food residues in anaerobic codigestion has attracted attention, since it makes an environmental liability active and contributes to the energy recovery of this residue. The synergism of this residue coupled with the swine wastewater can favor the increase of the biogas production, besides promoting greater stability of the environment. In this way, the present work aims to evaluate the effect of agitation on the codigestión of food waste with swine manure. For this, the adaptation of a stainless steel reactor with a motor was carried out. The preparation of a PVC reactor without agitation and gasometers to measure the biogas produced. The work was performed for two HRT, being 20 days each. During the semicontinuous feeding period carried out on Mondays, Wednesdays and Fridays, samples were stored at a temperature close to -20°C according to the inlet and outlet of the effluent from both reactors for further analysis of pH, total solids (ST) parameters, volatile solids (SV), fixed solids (SF), density (ρ), internal and external temperature (T), conductivity (k) and acidity (VA) and total alkalinity (TA). In addition, the chemical oxygen demand (COD) analysis was performed weekly and the biogas composition analysis performed at the beginning of the second HRT. With this, it was verified that the external temperature influenced the internal temperature of the reactors. The electrical conductivity profile demonstrated the presence of salts in the effluent of both reactors, in addition to a slight accumulation of ions. The pH, in turn, dropped due to the weakening of the buffering effect of the medium. This is due to the low content of alkalinity in the feed of the reactors, causing an increase in the acid content and thus increasing the AV / AT ratio. The removal of SV in both reactors was satisfactory, however, due to the accumulation of VFAs, the removal content reduced in the second TRH, mainly due to the non-biodegradable organic matter present in the effluents. Another parameter evaluated was the removal of the soluble COD, and a more significant reduction was observed for this parameter in the case of the reactor with agitation when compared to the reactor without agitation. The quantification of the volume of biogas produced was higher in the reactor with agitation than in the reactor without agitation, representing an increase in the yield of the process, with values of 24.95 and 10.9% for the first and second TRH, respectively. Finally, with GC analysis, it was possible to observe that there was a tendency of reduction of the activity of the batter present in the medium, due to the low content of methane generated. In this sense, it is concluded that the agitation linked to the codigestión of the pig waste with food residue exerts a positive effect on the biogas production, once, which makes the system more efficient in the conversion of the raw material.

Key-words: Agitation in reactors. Codigestión. Food residues.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – ETAPAS DO PROCESSO ANAERÓBICO PARA PRODUÇÃO DE BIOGÁS	20
FIGURA 2 – ESCOPO GERAL DO TRABALHO.....	33
FIGURA 3 – CONFIGURAÇÃO FINAL DA ADAPTAÇÃO DO REATOR COM AGITAÇÃO.....	34
FIGURA 4 – CONFIGURAÇÃO FINAL DO REATOR DE PVC SEM AGITAÇÃO.....	35
FIGURA 5 – CONFIGURAÇÃO FINAL DOS GASÔMETROS	37
FIGURA 6 – RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO (RU).....	38
FIGURA 7 – PROCESSAMENTO COM O RESÍDUO ALIMENTAR DO BUFFET: (a) RESÍDUO ALIMENTAR NA COLETA; (b) APÓS A SELEÇÃO; (c) RESÍDUO DO PREPARO; (d) APÓS TRITURAÇÃO.....	39
FIGURA 8 – FLUXOGRAMA SIMPLICADO DO TRATAMENTO REALIZADO COM RESÍDUO ALIMENTAR DO RU.....	39
FIGURA 9 – CROMATÓGRAFO A GÁS PARA AVALIAR A COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS	42
FIGURA 10 – TEMPERATURA AMBIENTE E DOS REATORES COM E SEM AGITAÇÃO.....	43
FIGURA 11 – CONDUTIVIDADE ELÉTRICA DA ALIMENTAÇÃO E DOS REATORES SEM E COM AGITAÇÃO.....	46
FIGURA 12 – PH DA ALIMENTAÇÃO E DOS REATORES COM E SEM AGITAÇÃO	47
FIGURA 13 – ALCALINIDADE E ACIDEZ DA ALIMENTAÇÃO E DOS REATORES COM E SEM AGITAÇÃO	48
FIGURA 14 – RELAÇÃO AV/AT DA ALIMENTAÇÃO E DOS REATORES COM E SEM AGITAÇÃO	50
FIGURA 15 – DADOS DE PH E AV/AT DOS REATORES SEM E COM AGITAÇÃO	51
FIGURA 16 – SÉRIE DE SÓLIDOS TOTAIS, VOLÁTEIS E FIXOS DA ALIMENTAÇÃO	52
FIGURA 17 – SÉRIE DE SÓLIDOS TOTAIS, VOLÁTEIS E FIXOS DOS REATORES SEM E COM AGITAÇÃO	53

FIGURA 18 – DENSIDADE DA ALIMENTAÇÃO E DOS REATORES COM E SEM AGITAÇÃO.....	55
FIGURA 19 – PRODUÇÃO NORMAL DE BIOGÁS DIÁRIA DOS REATORES SEM E COM AGITAÇÃO	58
FIGURA 20 – PRODUÇÃO NORMAL DE BIOGÁS ACUMULADA DOS REATORES SEM E COM AGITAÇÃO	59
FIGURA 21 – COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS PRODUZIDO DOS REATORES SEM E COM AGITAÇÃO	61

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – DISPERDÍCIOS E AS PERDAS DOS ALIMENTOS AO LONGO DOS ESTÁGIOS DO ABASTECIMENTO ALIMENTAR	22
TABELA 2 – CARACTERÍSTICA DO RESÍDUO ALIMENTAR	24
TABELA 3 – ACESSÓRIOS UTILIZADOS PARA A MONTAGEM DO REATOR DE PVC.....	35
TABELA 4 – ACESSÓRIOS UTILIZADOS PARA A MONTAGEM DOS GASÔMETROS	36
TABELA 5 – VAZÃO DE ALIMENTAÇÃO DOS REATORES.....	40
TABELA 6 – METODOLOGIA DAS ANÁLISES	41
TABELA 7 – CONDUTIVIDADE ELÉTRICA DA ALIMENTAÇÃO E DOS REATORES SEM E COM AGITAÇÃO	45
TABELA 8 – REMOÇÃO DE ST E SV DOS REATORES SEM E COM AGITAÇÃO	54
TABELA 9 – DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO) DA ALIMENTAÇÃO E DOS REATORES SEM E COM AGITAÇÃO	56
TABELA 10 – REMOÇÃO DA DQO SOLÚVEL DOS REATORES SEM E COM AGITAÇÃO.....	57
TABELA 11 – CARGA ORGÂNICA DIÁRIA E TOTAL DOS REATORES SEM E COM AGITAÇÃO.....	57
TABELA 12 – PRODUÇÃO DE BIOGÁS ACUMULADA POR VOLUME ÚTIL DE REATOR	59
TABELA 13 – RENDIMENTO DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS DOS REATORES SEM E COM AGITAÇÃO	60

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
1.1	OBJETIVOS	15
1.1.1	Objetivo Geral	15
1.1.2	Objetivos Específicos	16
2	REVISÃO DA LITERATURA	16
2.1	O BIOGÁS	16
2.2	PRODUÇÃO DE BIOGÁS	17
2.2.1	Hidrólise	18
2.2.2	Acidogênese	18
2.2.3	Acetogênese	18
2.2.4	Metanogênese	19
2.3	MATERIA PRIMA PARA PRODUÇÃO DE BIOGÁS	20
2.3.1	Resíduo Alimentar	20
2.3.2	Dejeto de Suinocultura	24
2.4	CODIGESTÃO ANAERÓBICA	26
2.5	FATORES QUE INTERFEREM NO PROCESSO DE CODIGESTÃO ANAERÓBICA	27
2.5.1	Temperatura	28
2.5.2	Valor do pH	28
2.5.3	Ácidos graxos voláteis (AGVs) e alcalinidade	29
2.5.4	Condutividade Elétrica	30
2.5.5	Concentração de Nutrientes	30
2.5.6	Tempo de retenção hidráulica (TRH) e taxa de alimentação	30
2.5.7	Relação C/N	31
2.5.8	Agitação	31
3	METODOLOGIA	33
3.1	ADAPTAÇÃO E MONTAGEM DO SISTEMA PARA CODIGESTÃO ANAERÓBICA	33
3.1.1	Reator com agitação – Aço Inox	33
3.1.2	Reator sem agitação – PVC	35
3.1.3	Aferição da produção de biogás - gasômetro	36
3.2	PARTIDA E ALIMENTAÇÃO DOS BIODIGESTORES	37

3.3	ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS, MICROBIOLÓGICAS E DE COMPOSIÇÃO DO GÁS	40
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
4.1	TEMPERATURA	42
4.2	CONDUTIVIDADE ELÉTRICA	44
4.3	O VALOR DE PH	46
4.4	TEOR DE ALCALINIDADE E ACIDEZ	48
4.5	SÓLIDOS TOTAIS, FIXOS E VOLÁTEIS	52
4.6	DENSIDADE	54
4.7	DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)	55
4.8	PRODUÇÃO DE BIOGÁS	57
4.9	CONCENTRAÇÃO DO BIOGÁS PRODUZIDO	60
5.	CONCLUSÃO	62
	REFERÊNCIAS.....	64
	APÊNDICE 1 – ALIMENTAÇÃO DIÁRIAS DOS REATORES	74
	APÊNDICE 2 – ANÁLISES DO DEJETO FRESCO E INÓCULO DE SUÍNO .	75

1 INTRODUÇÃO

A energia é indispensável na vida cotidiana, utilizada principalmente por populações que desfrutam do conforto da sociedade moderna (SURENDRA et al., 2014). Com o passar dos anos, o incremento da demanda global por energia, bem como os impactos ambientais da queima de combustíveis fósseis têm motivado a busca de alternativas para geração de energia que favoreçam maior competitividade econômica (DIVYA; GOPINATH; CHRISTY, 2015) e compatibilidade ambiental (KOTHARI; TYAGI; PATHAK, 2010).

Neste sentido, vários tipos de resíduos agrícolas (resíduos vegetais e animais), industriais (resíduos de refinarias de açúcar, laticínios, confeitarias, papel e celulose, curtumes e de matadouros) e residenciais (resíduos de cozinha e jardim) são fontes potenciais de energia renovável para alcançar a sustentabilidade (KOTHARI; TYAGI; PATHAK, 2010).

Em relação aos resíduos residências, em particular a resíduos da cozinha, está fração corresponde aos resíduos orgânicos originados da alimentação humana, desde o preparo dos alimentos até os restos de comida das refeições (VIANA et al., 2006).

Além dos resíduos alimentares, destacam-se os dejetos provenientes da suinocultura, uma vez que, a modalidade dos sistemas de criação de suínos é intensiva gerando grandes quantidades de dejetos, os quais necessitam de destinação e tratamento adequado (CARDOSO; OYAMADA; SILVA, 2015). Em função desse volume produzido, ocorre uma generalizada poluição hídrica (alta carga orgânica e presença de coliformes fecais) proveniente dos dejetos, que somada aos problemas de resíduos domésticos e industriais, tem causado sérios problemas ambientais, como a destruição dos recursos naturais renováveis, especialmente a água (SILVA; FRANÇA; OYAMADA, 2015).

Uma alternativa para os resíduos alimentares e dejetos suíno é o tratamento anaeróbico para produção de biogás. Segundo Forster-carneiro, Pérez e Romero (2008), a digestão anaeróbia é uma estratégia de tratamento atraente para resíduo urbano, mostra grande vantagem do ponto de vista ambiental e benefícios para a sociedade, fornecendo um combustível limpo a partir de matérias-primas renováveis. Já o dejetos animal é uma matéria-prima frequentemente usada em digestores anaeróbios, pois está prontamente disponível e é adequado para o

desenvolvimento de microrganismos anaeróbicos, devido ao seu alto teor de nitrogênio (APPELS et al., 2011).

A utilização de processos anaeróbios vem se destacando devido a redução do teor poluente dos resíduos, pois além de reduzir a poluição ambiental, permite recuperar o potencial energético do resíduo na forma de biogás, produto principal do processo, juntamente com o biofertilizante, um fertilizante natural (SOUZA et al., 2008).

Com o sinergismo do aproveitamento energético e a redução de impactos ambientais, a codigestão de resíduos alimentares e dejetos de animais torna-se uma alternativa para produção do biogás, um biocombustível gasoso com grande capacidade calorífica devido à presença majoritária do metano que pode ser aplicado para diferentes fins.

A variação de alguns parâmetros influencia no desempenho dos digestores anaeróbicos podendo influenciar na eficiência da conversão da matéria prima (dejeito de suíno e resíduo alimentar) em biogás. Segundo Lindmark et al. (2014) o efeito da mistura em um digestor anaeróbico mantém os sólidos em suspensão e homogeneiza a alimentação de entrada com a comunidade microbiana ativa do conteúdo do digestor.

No entanto, o efeito da variação deste parâmetro não possui um padrão ótimo dentro dos estudos realizados (KARIM et al., 2005; LINDMARK et al., 2014), sendo assim necessário avaliar o efeito para cada tipo de substrato de forma particular. Neste sentido, o presente trabalho busca avaliar o efeito da agitação em reatores anaeróbicos no processo de codigestão de resíduos alimentares e dejeito suíno, de modo a contribuir para a pesquisa pertinente.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar o efeito da agitação em reatores de escala laboratorial no processo de codigestão anaeróbica de resíduos alimentares e dejeito suíno.

1.1.2 Objetivos Específicos

Para tal, são propostos os seguintes objetivos específicos:

- ✓ Realizar a adaptação de um reator de aço inox acoplando neste um sistema capaz de realizar a agitação dentro de intervalos estabelecidos;
- ✓ Montar um reator para o sistema de codigestão anaeróbica sem agitação;
- ✓ Quantificar o volume de gás produzido;
- ✓ Controlar e monitorar o processo de codigestão anaeróbia através das variáveis analisadas periodicamente de acordo com a alimentação, quais sejam: pH, sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), sólidos fixos (SF), ácidos graxos voláteis (AGV) e alcalinidade total (AT). Avaliou-se também o sistema semanalmente, incluindo a análise de demanda química de oxigênio (DQO), além da análise da composição do gás.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 O BIOGÁS

Com o aumento do consumo energético nos últimos anos e a preocupação com o esgotamento das jazidas de combustíveis convencionais, houve a necessidade por pesquisas que desenvolvessem formas de conversão de energia que fossem economicamente atraentes e poluíssem menos. Com esta concepção, o biogás torna-se uma alternativa para produção de energia, visto que hoje é considerado como uma fonte de energia para aquecimento, produção de eletricidade e como combustível automotivo em muitos países do mundo (TEGHAMMAR et al., 2012).

A tecnologia de produção de biogás para a geração de energia oferece um grande desafio no presente e abre novas oportunidades para o futuro (DIVYA; GOPINATH; CHRISTY, 2015), uma vez, que pode ser gerado a partir de uma ampla gama de matérias-primas biológicas, desde dos principais dejetos dos setores agrícolas até resíduos sólidos urbanos da sociedade em geral (HOLM-NIELSEN; SEADI; OLESKOWICZ-POPIEL, 2009).

Segundo a EPE (2018) a participação das energias renováveis na matriz energética brasileira manteve-se entre as mais elevadas do mundo, com o percentual de 42,9%. Dentro deste percentual, o biogás representa aproximadamente 1,1%, com

acréscimo de 39,5% do ano de 2016 para 2017. Atualmente, o Brasil possui o maior potencial energético do mundo em termos de produção de biogás, podendo chegar a cerca de 84,6 bilhões Nm³/ano, produzidos a partir de resíduos de saneamento (7%), resíduos agroindustriais (45%) e resíduos do setor sucroalcooleiro (48%) (ABIOGÁS, 2018). Segundo o mesmo autor, esse potencial de produção tem capacidade de suprir quase 40% da demanda nacional de energia elétrica ou substituir 70% do consumo brasileiro de diesel.

O biogás é gerado a partir de um processo de decomposição da matéria orgânica sob condições anaeróbicas (ausência do oxigênio livre do ar) cuja aplicação está emergindo em um meio viável para fornecer geração de energia de maneira contínua. Em outras palavras, o processo de obtenção de biogás é feito através da digestão ou codigestão anaeróbica, na qual se exigem condições ambientais específicas e populações bacterianas mistas que degradam compostos orgânicos, produzindo, assim, como produto final, uma mistura de gases denominada biogás (LASTELLA et al., 2002).

A composição do biogás produzido consiste em cerca de 65% de metano (CH₄) e 35% de dióxido de carbono (CO₂) e traços de alguns gases como: ácido sulfúrico (H₂S), hidrogênio (H₂) e nitrogênio (N₂). É eficiente em termos energéticos e ambientalmente amigável devido à baixa emissão de poluentes perigosos (APPELS et al., 2011).

2.2 PRODUÇÃO DE BIOGÁS

A tecnologia de digestão anaeróbica de resíduos sólidos orgânicos é, em muitos aspectos, madura (MATA-ALVAREZ; MACÉ; LLABRÉS, 2000). É aplicada mundialmente para o tratamento de fluxos de resíduos orgânicos com claros benefícios ambientais, incluindo a geração de biogás como energia renovável, além de outros benefícios, como: baixo custo, redução da emissão dos gases de efeito estufa, possibilidade de reciclagem de nutrientes, redução do volume de resíduos e produção da eletricidade e calor (KOSSEVA, 2011; ROMERO-GÜIZA et al., 2016; ZHANG; HU; LEE, 2016).

A digestão anaeróbica é uma coleção de processos pelos quais bactérias convertem materiais orgânicos biodegradáveis em biogás sob circunstâncias

anaeróbicas através de quatro estágios diferentes - hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (DIVYA; GOPINATH; CHRISTY, 2015).

2.2.1 Hidrólise

No primeiro estágio da digestão anaeróbica substratos orgânicos complexos são convertidos em substâncias menos complexas. Essa conversão se dá pela atividade das bactérias hidrolíticas que degradam compostos complexos como proteínas, aminoácidos e carboidratos em mono e dissacarídeos e também possibilitam a conversão de lipídeos em ácidos graxos de cadeia longa e glicerina (CHERNICHARO, 1997).

As bactérias hidrolíticas ou fermentativas são as responsáveis pela quebra das moléculas complexas em monômeros que ficam disponíveis para o próximo grupo de bactérias. No entanto, caso a matéria-prima for complexa e de difícil rompimento das ligações, essa fase torna-se relativamente lenta (OSTREM, 2004). Assim, esta etapa é considerada a etapa limitante na taxa de degradação dos resíduos orgânicos (VEEKEN; HAMELERS, 1999).

2.2.2 Acidogênese

O segundo estágio da digestão anaeróbia acontece devido à ação das bactérias fermentativas acidogênicas, as quais convertem produtos solúveis da hidrólise em compostos como ácidos orgânicos (propionato, butirato, fórmico etc), álcoois, ácido láctico, gás carbônico, amônia e sulfeto de hidrogênio (CHERNICHARO, 1997; ZHANG et al., 2014).

2.2.3 Acetogênese

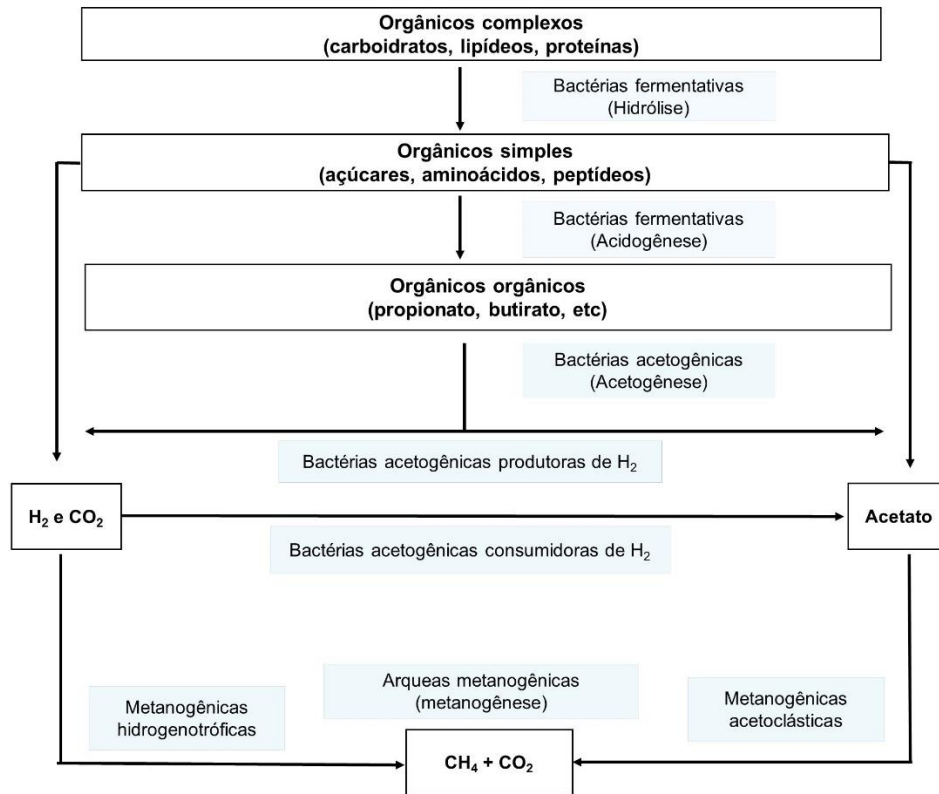
No terceiro estágio, as bactérias acetogênicas convertem os compostos gerados na fase acidogênica, produzindo hidrogênio, dióxido de carbono e acetato (ZHANG et al., 2014). Tais bactérias são chamadas de bactérias sintróficas acetogênicas, assim denominadas porque a sua existência depende da atividade de organismos consumidores de hidrogênio (CHERNICHARO, 1997).

Em condições padrão, a presença de hidrogênio na solução inibe a oxidação, e conseqüentemente a produção de metano. No entanto, a reação é favorecida quando houver a presença de bactérias eliminadoras de hidrogênio e/ou a pressão parcial de hidrogênio for baixa o suficiente para permitir a conversão (OSTREM, 2004).

2.2.4 Metanogênese

Por fim, na fase metanogênica ocorre a produção de biogás. As bactérias neste estágio são altamente sensíveis à concentração de oxigênio no sistema (LASTELLA et al., 2002). Além disso, elas são muito sensíveis a diferentes fatores ambientais, como altas concentrações de amônia, sulfeto e ácidos orgânicos (ZIGANSHIN et al., 2016). As arqueas metanogênicas são divididas em dois grupos principais: as arqueas acetoclásticas que degradam o ácido acético ou metanol para produzir metano e as arqueas hidrogenotróficas que utilizam hidrogênio e dióxido de carbono para produzir metano (MORAES; ZAIAT; BONOMI, 2015; APPELS et al., 2008). Na FIGURA 1 é possível observar uma ilustração das principais etapas da digestão anaeróbica de produção de biogás.

FIGURA 1 – ETAPAS DO PROCESSO ANAERÓBICO PARA PRODUÇÃO DE BIOGÁS



FONTE: Adaptado de Chernicharo (1997).

Segundo Appels et al. (2008) a digestão anaeróbica é um processo complexo que requer condições ambientais específicas e depende da atividade coordenada dessa associação microbiana complexa para transformação da material orgânica.

2.3 MATERIA PRIMA PARA PRODUÇÃO DE BIOGÁS

2.3.1 Resíduo Alimentar

No momento do preparo ou término das refeições são geradas perdas que são destinadas para o lixo orgânico. Uma estimativa supõe que aproximadamente de 1,3 bilhão de toneladas de alimentos são descartados anualmente no mundo, ou seja, um terço da comida produzida é desperdiçada (FAO, 2018).

Esse desperdício de alimentos é caracterizado como lixo orgânico, oriundo de várias fontes, como: processamento de plantas para alimentos, cozinhas domésticas e comerciais, refeitórios, restaurantes entre outros (KIRAN et al., 2014). A composição desses resíduos é diversificada contendo legumes, verduras, frutas, oleaginosas,

óleos e gorduras, derivados de leites, açúcares e carnes, e de modo geral, variando de acordo com a sazonalidade e período de produção dos alimentos.

Segundo a FAO (2011), a comida é desperdiçada em toda cadeia de abastecimento alimentar, desde a produção agrícola inicial até o consumo domiciliar final. Na TABELA 1 são apresentados os desperdícios e as perdas dos alimentos ao longo dos estágios do abastecimento alimentar.

TABELA 1 – DISPERDÍCIOS E AS PERDAS DOS ALIMENTOS AO LONGO DOS ESTÁGIOS DO ABASTECIMENTO ALIMENTAR

Estágio	Desperdício/Perdas de alimentos
Colheita - manuseio na colheita	Culturas comestíveis deixadas em campo, lavradas no solo, ingerido por animais, tempo de colheita não favorável: prejudica a qualidade dos alimentos. Colheita danificada durante o período de ceifar/ técnica de colheita deficiente.
Secagem - transporte e distribuição	Déficit na infraestrutura de transporte, perdas devido a deterioração/contusões.
Armazenamento	Pragas, doenças, transbordamento, contaminação, ressecamento natural dos alimentos.
Processamento primário - limpeza, classificação, descarte, martelamento, moagem, embalagem, imersão e peneiramento	Perdas de processo. Contaminação no processo causando perda de qualidade.
Processamento secundário - mistura, cozimento, fritura, moldagem e corte	Perdas de processo/contaminação no processo causando perda de qualidade.
Avaliação de produtos - controle de qualidade	Produto descartado/extinto na cadeia de suprimento.
Embalagem - pesagem, rotulagem, selagem	Danos nas embalagens produzido por roedores.
Marketing - publicidade, venda, distribuição	Danos durante o transporte: deterioração. Manuseio inadequado em ambiente úmido. Perdas causadas por falta de refrigeração/ armazenamento a frio.
Compra, armazenamento, preparo e cozimento pós-consumo - excessivo ou inadequado	Comprar mais do que o necessário. Alimentos excedentes cozidos e não usados. Armazenamento deficiente/estoque em residências descartados antes de servir. Má técnica de preparo de alimentos: alimentos comestíveis descartados como não comestíveis.
Fim de vida - descarte de desperdício/ perda de alimentos em diferentes estágios da cadeia de suprimento	Os resíduos alimentares descartados podem ser tratados separadamente, alimentados, misturados com outros resíduos e depositados em aterros sanitários.

FONTE: Adaptado de ¹The Government Office for Science, (2011) e ²Parfitt, Barthel e Macnaughton, (2010) citado por Papargyropoulou et al. (2014).

A forma que os resíduos putrescíveis são descartados podem divergir dependendo, principalmente, da condição financeira do país. Em países de média e alta renda, classificados como desenvolvidos, a comida é em grande parte

¹The Government Office for Science. **Foresight Project on Global Food and Farming Futures Synthesis Report C7: Reducing Waste**, London, 2011.

²PARFITT, Julian; BARTHEL, Mark; MACNAUGHTON, Sarah. Food waste within food supply chains: quantification and potential for change to 2050. **Philosophical Transactions Of The Royal Society B: Biological Sciences**, [S.l.], v. 365, n. 1554, p.3065-3081, 27 set., 2010.

desperdiçada pelo consumidor final, mesmo que ainda seja adequado para consumo humano (FAO, 2011). No entanto, em países de baixa renda, em desenvolvimento, a comida é perdida principalmente durante os estágios de produção para processamento da cadeia de suprimentos de alimentos, ou seja, no transporte, armazenamento, distribuição e venda da mercadoria (FAO, 2011).

Segundo Heikkilä et al. (2016), a gestão do desperdício de alimentos é uma questão holística e é influenciada por decisões e atividades realizadas em diferentes níveis da organização. Os conjuntos de fatores e interferências que contribuem para o desperdício alimentar inclui desde questões técnicas, razões práticas, desinformação não intencional por fabricantes, varejistas, questão financeira e cultural até a falta de informação nos estabelecimentos comerciais e nível de desenvolvimento do país (THYBERG; TONJES, 2016; SAKAGUCHI; PAK; POTTS, 2018; STÖCKLI; DORN; LIECHTI, 2018).

Assim, a ação de todos esses fatores e inúmeros outros contribuem para o desperdício de alimentos e geram impactos negativos nas questões de armazenamento, transporte, econômico e ambiental (THYBERG; TONJES, 2016).

Uma maneira interessante de valorização e redução desses impactos é a conversão dos resíduos alimentares em biocombustível, ajudando assim a impulsionar o conceito de economia circular (CARMONA-CABELLO et al., 2018). Com a grande disponibilidade deste tipo de matéria prima, torna-se uma alternativa realizar a digestão anaeróbica para a produção de biogás.

Alguns trabalhos realizaram o estudo da digestão anaeróbica do resíduo alimentar sozinho. Os autores Zhang, Lee e Jahng (2011) verificaram que a digestão anaeróbica em um reator de estágio único não era viável, mesmo com controle de pH. Em outro trabalho Zhang e Jahng (2012) verificaram ausência de nutrientes em resíduo alimentares de uma cafeteria, o que ocasionou o fracasso da digestão anaeróbica. Na TABELA 2 é possível observar algumas das características do resíduo alimentar segundo a literatura pertinente e os valores encontrados neste trabalho.

TABELA 2 – CARACTERÍSTICA DO RESÍDUO ALIMENTAR

Parâmetros	Ratanatamskul, Wattanayommana porn e Yamamoto (2015)	Angeriz-Campoy, Álvarez-Gallego e Romero-García (2015)	Zhang, Lee e Jahng (2011)	Este trabalho (primeiro TRH)	Este trabalho (segundo TRH)
pH	4,5	5,3	6,5	5,81	5,1
Densidade (kgm ⁻³)	---	980	---	960	980
ST (%)	---	31,05	18,1	7,28	10,22
SV (%)	---	27,22	17,1	6,55	9,68
SF (%)	---	---	---	0,73	0,55
Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	189,3	---	330	256	218
Acidez (mg CH ₃ COOH L ⁻¹)	694,3	---	---	944	1094
DQO _{solúvel} (g O ₂ L ⁻¹)	---	281,31	106,6	75,32	99,9

FONTE: A autora (2019).

Além dessas características, o resíduo alimentar possui caráter de um material rico em carboidrato e facilmente hidrolisado (GÓMEZ et al., 2006; LIM et al., 2008). Contém uma quantidade apreciável de gorduras, que podem ser facilmente hidrolisadas em ácidos graxos voláteis (AGVs) de cadeia longa e possui um efeito tóxico nos microrganismos envolvidos no processo de digestão anaeróbica (SILVA et al., 2014). Além disso, são caracterizados por uma alta relação C/N, baixa capacidade tampão e, dependendo de sua biodegradabilidade, a capacidade de produzir grandes quantidades de AGVs (MATA-ALVAREZ et al., 2014).

Assim, a operação do digestor anaeróbico alimentado apenas com resíduo alimentar não é eficaz e estável devido ao acúmulo de AGVs, levando à acidificação do sistema. Por esse motivo, a codigestão de resíduo alimentar com outros resíduos orgânicos, como esterco animal, pode se tornar uma opção a ser considerada para o aumento da produção de biogás (ANGERIZ-CAMPOY; ÁLVAREZ-GALLEGO; ROMERO-GARCÍA, 2015).

2.3.2 Dejeito de Suinocultura

A produção brasileira de suínos passou por grandes transformações nos últimos 20 anos, resultado da introdução de novas tecnologias e, conseqüentemente, aumento da produtividade e das escalas de produção, levando maior competitividade para o setor (LEITÃO; SILVA, 2018).

O aumento da concentração de animais também trouxe desafios relacionados ao meio ambiente no que tange ao tratamento dos efluentes. Na suinocultura tem-se a geração de enormes quantidades de dejetos, principalmente resíduos sólidos, problema amplificado pelo sistema de produção altamente intensivo que concentra grande quantidade de animais em pequenas áreas (KUNZ et al., 2009).

Neste sentido, o desenvolvimento e a implantação de alternativas tecnológicas visando à geração de energia e a redução de custos para o segmento rural podem gerar impactos socioeconômicos positivos (KONRAD et al., 2014). Uma das formas de tornar a produção de suínos sustentável é através da produção de biogás oriunda da digestão anaeróbica realizada em tanques isolados do ar atmosférico, denominados biodigestores.

As principais características dos dejetos são a alta capacidade de tamponamento e baixas relações C / N, onde as concentrações de amônia geralmente superam as exigências de crescimento microbiano e podem se tornar inibitórias para os bactérias metanogênicas (MATA-ALVAREZ et al., 2011; WANG et al., 2012; ASTALS; NOLLA-ARDÈVOL; MATA-ALVAREZ, 2012).

Assim, a produção de biogás pode ser potencializada com a união de dois ou mais substratos, processo denominado codigestão. Segundo Zhang, Lee e Jahng (2011) a codigestão do esterco animal com outro substrato pode ser bem-sucedida porque a relação C/N, as concentrações dos macros e micronutrientes e a capacidade de tamponamento são ajustadas pela mistura dos substratos. Além disso, proporciona alta taxa de produção de metano sem que ocorra o acúmulo de ácidos graxos livres.

A codigestão anaeróbica do desperdício de alimentos e da água residuária da suinocultura poderia resolver os problemas operacionais e a baixa viabilidade econômica encontrados na digestão anaeróbica do desperdício de alimentos ou da água residuária da suinocultura quando considerados separadamente (ZHANG; LEE; JAHNG, 2011).

Neste sentido, a produção de biogás da união de resíduos de restaurantes e dejetos suíno, pode se tornar uma nova realidade, visto que são abundantes e estão disponíveis durante o ano todo. Entretanto, questões logísticas devem ser consideradas, para o transporte do resíduo alimentar até uma propriedade que tenha a criação de suínos, estrutura de abastecimento, mão de obra e entre outros fatores.

2.4 CODIGESTÃO ANAERÓBICA

Devido às características dos resíduos alimentares recomenda-se a sua mistura com outro substrato com a finalidade de dissolver e potencializar a produção de biogás. De modo geral, a codigestão anaeróbia é um processo de tratamento de resíduos em que diferentes tipos de resíduo passíveis de fermentação são misturados em conjunto (AGDAG; SPONZA, 2007).

Segundo Mata-Alvarez, Macé e Llarés (2000) a codigestão é uma opção interessante para melhorar os rendimentos de digestão anaeróbica de resíduos sólidos, uma vez que o uso de um co-substrato na maioria dos casos permite incrementar a produção de biogás devido a sinergismos positivos estabelecidos no meio de digestão e o suprimento de nutrientes ausentes. Além disso, misturas podem ser realizadas como forma de se aumentar a quantidade de material orgânico com maior potencial de biodegradabilidade e incorpora biomassa mais adaptada à bioestabilização dos resíduos (LOPES, 2004).

Segundo Jingura e Matengaifa (2009), quando mais de um tipo de resíduo é tratado em conjunto há melhor desempenho do processo, favorecendo um expressivo aumento na taxa de produção de biogás e uma melhor qualidade do biofertilizante produzido.

Um dos problemas mais frequentemente encontrados durante o processamento biológico do resíduo alimentar do resíduo sólido urbano é a alta relação C:N (GÓMEZ et al., 2006). Assim, alguns autores propuseram o sistema de codigestão com matéria prima diversificada, abrangendo desde resíduos de alimentos, lodo primário até estrume de animal (CALLAGHAN et al., 2002; STROOT, 2001; KASTNER; SOMITSCH; SCHNITZHOFER, 2012), sendo uma opção viável para superar as desvantagens da monodigestão e melhorar a viabilidade econômica da planta geradora de biogás (MATA-ALVAREZ et al., 2014). Segundo o mesmo autor, a codigestão anaeróbica pode ser considerada o tópico mais relevante dentro da pesquisa de digestão anaeróbica, uma vez que, entre os anos de 2012 e 2013, 50% dos artigos publicados na área abordaram o assunto.

Como exemplo, Zhang et al. (2013) propuseram a codigestão de resíduos de alimentos com dejetos da bovinocultura, sendo observado aumento da produção total de metano, porém obedecendo uma relação ótima de resíduos alimentares com esterco bovino. Por sua vez, Gómez et al. (2006) avaliaram a confluência anaeróbica

do lodo primário da estação de tratamento de águas residuárias e da fração frutas e vegetais dos resíduos sólidos urbanos, comprovando o potencial de produção de biogás graças ao alto teor de sólido volátil da mistura. Zhang, Lee e Jahng (2011) realizaram testes analíticos da codigestão de resíduos alimentares e águas residuais da suinocultura, evidenciando o aumento na produtividade de biogás quando comparado com o sistema de digestão anaeróbica realizado individualmente, além da maior estabilidade do processo.

A codigestão é comumente usada para melhorar os rendimentos de digestão anaeróbica de resíduos orgânicos sólidos devido às suas múltiplas forças. Por exemplo, diluição de compostos tóxicos, aumento da carga de matéria orgânica biodegradável, melhor equilíbrio de nutrientes, melhora o sinergismo entre os microorganismos e melhor rendimento de biogás são os benefícios potenciais que podem ser alcançados em um processo de codigestão (ANGERIZ-CAMPOY, ÁLVAREZ-GALLEGO E ROMERO-GARCÍA, 2015). Assim, a codigestão entre os dejetos animais e resíduos ricos em carbono superam esses problemas mantendo um pH estável, dentro da faixa de das bactérias metanogênicas, devido à sua capacidade de tamponamento inerente e reduzindo a concentração de amônia por diluição enquanto aumenta a produção de metano (WANG et al., 2012; ASTALS; NOLLA-ARDÈVOL; MATA-ALVAREZ, 2012).

2.5 FATORES QUE INTERFEREM NO PROCESSO DE CODIGESTÃO ANAERÓBICA

O processo de codigestão anaeróbica é um processo biológico complexo realizado pela ação mútua de um conjunto de diferentes microorganismos e requer condições ambientais específica para ocorrer (DONOSO-BRAVO et al., 2011). A eficiência do sistema pode ser seriamente afetada por essas condições, dependendo do estado que se encontra o interior do reator. Desta maneira, é extremamente importante manter os parâmetros chave em níveis apropriados por um longo tempo de operação (ZHANG et al., 2014).

2.5.1 Temperatura

A temperatura do processo de digestão anaeróbica afeta o sinergismo e o equilíbrio das bactérias, pois a maior parte da população dos microorganismos são sensíveis às mudanças de temperatura (MAJD et al., 2017). A variação da temperatura pode acarretar a inibição dos microrganismos, podendo levar até mesmo a danos irreversíveis (PROBIOGÁS, 2013).

Para o sistema de digestão anaeróbica os microrganismos que atuam na degradação da matéria orgânica se dividem em: psicrófilico, operam entre a faixa de temperatura de 15 a 20°C, mesófilico, se desenvolvem na faixa de temperatura de 25 a 40°C e termófilico na faixa de temperatura de 40 a 85°C (PELCZAR; CHAN; KRIEG, 1996; WELLINGER, 1999; AMANI; NOSRATI; SREEKRISHNAN, 2010). Essas faixas variam de referência adotada, não apresentando valores discrepantes dentro da faixa apresentada.

O regime de temperatura mesófilico tem sido adotado há muito tempo para digestão anaeróbica, mostrando bom desempenho operacional (KIM; AHN; SPEECE, 2002). Neste contexto, Khalid et al. (2011) relatam que no geral, o intervalo de temperatura entre 35 e 37°C (faixa classificada como mesofílica) é considerado adequado para a produção de metano e que alterações na temperatura de mesofílica para termofílica pode causar uma queda acentuada na produção de biogás até que as populações se adaptam novamente ao meio.

2.5.2 Valor do pH

O valor do pH influencia na atividade enzimática, pois cada enzima é ativa dentro de uma faixa específica de pH (LAY; LI; NOIKE, 1997). Desta maneira, os microrganismos envolvidos nos diversos estágios de decomposição anaeróbica necessitam de diferentes valores de pH para o seu desenvolvimento ótimo (PROBIOGÁS, 2013).

Segundo Amani, Nosrati e Sreekrishnan (2010) o pH ótimo para o tratamento anaeróbico fica na faixa de 6,3 – 7,9, dependendo do estágio da produção do biogás. No caso das bactérias que formam ácidos (hidrolíticas e acidogênicas), o pH ideal é de 5 a 6, em contrapartida, as bactérias que finalistas do processo anaeróbico

(acetogênicas e as *arqueas* metanogênicas) dependem inteiramente de um pH neutro entre 6,5 e 7,8 (MAJD et al., 2017).

Liu et al. (2008), por sua vez, indicam que o pH ótimo que promove maior rendimento na produção de biogás pode variar 6,5-7,5, dependendo do substrato e da técnica de digestão. Desta maneira, o pH permite controlar o equilíbrio de dissociação de importantes produtos metabólicos presentes no meio como a amônia, ácidos orgânicos e sulfeto de hidrogênio (PROBIOGÁS, 2013).

2.5.3 Ácidos graxos voláteis (AGVs) e alcalinidade

A estabilidade do processo de digestão anaeróbica é considerada o ponto-chave para manter a produção de metano no digestor, especificamente para o sistema de codigestão com vários substratos (BAI et al., 2017). Muitos parâmetros têm sido recomendados para o monitoramento da estabilidade nos processos de digestão anaeróbica, como pH, ácidos graxos voláteis (AGVs), alcalinidade e a produção constante de biogás (ALCANTARA et al., 2017).

O pH tende a refletir mais o status atual do processo e é menos sensível ao acúmulo de AGVs, visto que sofre alteração significativa somente após a capacidade de tamponamento ter sido destruída, fazendo com que as bactérias metanogênicas sejam inibidas pela acumulação de AGVs (HAWKES et al., 1993).

A alcalinidade e a concentração AGVs podem ser consideradas como duas variáveis importantes na maioria das estratégias de monitoramento, pois respondem aos desequilíbrios e indicando a capacidade de tamponamento dos digestores em processar perturbações e falhas iminentes do digestor, causadas por mudanças operacionais súbitas (AHRING; SANDBERG; ANGELIDAKI, 1995 e LÜTZHØFT et al., 2014 citado por SUN; WU; DONG, 2016). A capacidade de tamponamento é o método mais confiável de medir o desequilíbrio do digestor do que as medições diretas de pH, pois o acúmulo de ácidos graxos de cadeia curta reduz significativamente a capacidade do meio antes da queda do pH (WARD et al., 2008).

Desta maneira, estudos afirmam que a relação de AGV/alcalinidade deve ser observada como parâmetro de estabilidade nos reatores anaeróbicos. Segundo Sánchez et al., (2005), essa relação deve ficar entre 0,1 a 0,5 para que o sistema mantenha o equilíbrio nas reações de produção e de consumo dos compostos.

2.5.4 Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica é o parâmetro que mensura a quantidade de íons condutores presentes no meio. Pode-se utilizar o parâmetro condutividade como indicativo do grau de mineralização do meio que está diretamente ligada à quantidade de sólidos dissolvidos totais (MACHADO, 2006). Evidencia-se então, que quanto maior a concentração desses íons no efluente, maior será sua capacidade de conduzir corrente elétrica e possibilidade de ocorrer reações entre as substâncias presentes no efluente (CERQUEIRA, 2006).

2.5.5 Concentração de Nutrientes

A presença de macroelementos como o carbono, nitrogênio, potássio, fósforo e enxofre, alguns micronutrientes minerais, vitaminas e aminoácidos são necessários para o desenvolvimento das bactérias, sendo assim, o conhecimento da composição química e o tipo de biomassa utilizada são importantes (ARAÚJO, 2017). Segundo Zhang et al. (2014) os resíduos de alimentos não são compostos apenas matéria orgânica macromolecular, mas também por vários compostos oligoelementos. Segundo o mesmo autor, a concentração desses nutrientes no resíduo alimentar está estreitamente relacionada com a composição deste resíduo que possui em sua constituição uma ampla gama de elementos, como: legumes, carnes, ovos, arroz e vários outros componentes que corresponde aos elementos essenciais citados.

2.5.6 Tempo de retenção hidráulica (TRH) e taxa de alimentação

O tempo de retenção hidráulica (TRH) é o tempo necessário que o material a ser degradado é mantido no biodigestor, sendo este relacionado com a taxa de crescimento microbiano (KWIETNIEWSKA; TYS, 2014). Segundo Jain et al. (2015) esse período depende do tipo de alimentação e da temperatura de operação o biodigestor.

Para resíduos alimentares o valor de TRH para experimentos laboratoriais apresentam uma ampla faixa devido as condições de controle impostas para o experimento, como inóculo, substrato e temperatura (BARCELOS, 2009). No entanto,

alguns trabalhos restringem o TRH para resíduos alimentares próximo de 20 dias (BARCELOS, 2009; IZUMI et al., 2010; ZHANG e LEE; JAHNG, 2011).

A quantidade de substrato inserido no biodigestor nos respectivos dias de alimentação corresponde taxa de alimentação do reator. Na literatura são apresentados alguns fluxos de alimentação dos reatores, diferenciados em contínuo, semicontínuo e batelada (PROBIOGÁS, 2013). Trabalhos relacionados a produção de biogás a partir de resíduo alimentar apresentam sistemas de alimentação contínuo e semicontínuo, o qual este último foi escolhido para o trabalho (ZHANG; LEE; JAHNG, 2011; ZHANG; SU; TAN, 2013; MAZARELI et al., 2016).

2.5.7 Relação C/N

A relação C/N é um fator relevante, pois todos os organismos vivos necessitam de nitrogênio para sintetizar proteínas, devendo existir uma correta proporção entre estes elementos. Um desajuste na relação C/N impede que as bactérias sejam capazes de consumir todo o carbono presente no meio, reduzindo a performance do processo (SGORLON et al., 2011).

Caso essa relação seja elevada as *arqueas* metanogênicas consomem rapidamente o nitrogênio e isso resulta em um baixo rendimento de gás, enquanto que se essa relação for baixa tem se um acúmulo de amônia e o pH do meio fica superior 8,5 influenciando negativamente a atividade das arqueas metanogênicas (KOTHARI et al., 2014). Isso significa que o material é rico em proteína, conseqüentemente, nitrogênio (KWIETNIEWSKA; TYS, 2014).

Segundo Kothari et al., (2014) a relação C/N ótima dos materiais pode ser mantida pela mistura de materiais com alta e baixa relação C/N. Neste quesito a codigestão torna-se uma estratégia interessante, permitindo ajustar essa relação próximo do ideal (WARD et al., 2008). A relação de C/N ideal para a degradação anaeróbica de resíduos orgânicos é de 20 a 35 (KWIETNIEWSKA; TYS, 2014).

2.5.8 Agitação

Alguns autores ressaltam a importância da agitação da biomassa no processo de digestão e, conseqüentemente, na produção de biogás, pois contribui para manter a temperatura uniforme no substrato (transferência de calor) e evita a

formação de crostas (transferência de massa). Segundo Hurtado, Kaiser e Zamora (2015) o processo de mistura proporciona dispersão adequada e contato entre a biomassa ativa e o substrato, evita o assentamento das partículas sólidas pesadas no fundo, reduz o desequilíbrio do pH, da temperatura e a estratificação do lodo e também evita curto-circuito. Além disso, mantém contato total e permanente das bactérias com o substrato, evitando que isso ocorra apenas no ponto de entrada da mistura no digestor, quando a operação está em carga contínua (SOUZA et al., 2008).

O processo de mistura pode ser realizado por agitação mecânica, recirculação hidráulica, injeção de gás ou misturadores estáticos (OSTREM, 2004; HURTADO; KAISER; ZAMORA, 2015; MITKOWSKI; ADAMSKI; SZAFERSKI, 2016). A quantidade e o modelo dos agitadores utilizados dependem do substrato e das dimensões do biodigestor. Substratos que apresentam alta viscosidade devido a elevada concentração de sólidos totais podem reduzir severamente a transferência de massa e calor entre enzimas, bactérias e substratos no digestor, além de ser difícil homogeneização (YU; MA; CHEN, 2011).

Já em biodigestores sem agitadores, após certo período de tempo, observa-se a separação do conteúdo e a formação de camadas em virtude da diferença de densidade entre as várias substâncias que compõem o substrato, e também pelo empuxo provocado pela formação de gás (PROBIOGÁS, 2013). Segundo o mesmo autor, isso ocorre devido à alta densidade do substrato, pois a maior parte da massa de bactérias se encontra embaixo, sendo que o substrato em decomposição frequentemente se acumula na camada superior. Desta maneira, a área de contato entre essas duas camadas está restrita ao ponto em que elas se tocam e a decomposição é muito baixa.

Segundo Kaparaju et al (2008) e Karim et al. (2005) a mistura inadequada leva a distribuição não uniforme dos substratos, enzimas e microorganismos, estabilização incompleta dos resíduos, diminuição na produção de metano e destruição de patógenos.

Assim, observa-se que a ausência de agitadores em biodigestores pode contribuir para não haver as relações sinérgicas necessárias para produção de biogás, uma vez, que a própria mistura com o substrato é afetada. Segundo Karim et al. (2005) há relatos na literatura contraditórios sobre o efeito da mistura no desempenho dos digestores anaeróbicos, trazendo a necessidade de extensa pesquisa nessa direção. Assim, o presente estudo foi desenhado para focar o desempenho e o efeito da

agitação sobre reatores anaeróbicos, além da produção de biogás a partir da codigestão de resíduo alimentar e dejetos da suinocultura.

3 METODOLOGIA

O presente estudo foi desenvolvido no laboratório de Química Analítica e Análise Ambiental da Universidade Federal do Paraná (UFPR) – Setor Palotina. Possui caráter de pesquisa descritiva bibliográfica e experimental, sendo que na primeira, realizou-se um levantamento a partir de artigos científicos, dissertações, teses e literatura consolidada, de modo a dar subsídio à discussão dos resultados obtidos na etapa experimental do trabalho. A parte experimental buscou avaliar o efeito da agitação em reatores anaeróbicos em escala laboratorial a partir da codigestão de dejetos suínos e resíduo de alimento.

O escopo geral do trabalho para avaliar o efeito da agitação mecânica pode ser observado na FIGURA 2.

FIGURA 2 – ESCOPO GERAL DO TRABALHO



FONTE: A autora (2019).

3.1 ADAPTAÇÃO E MONTAGEM DO SISTEMA PARA CODIGESTÃO ANAERÓBICA

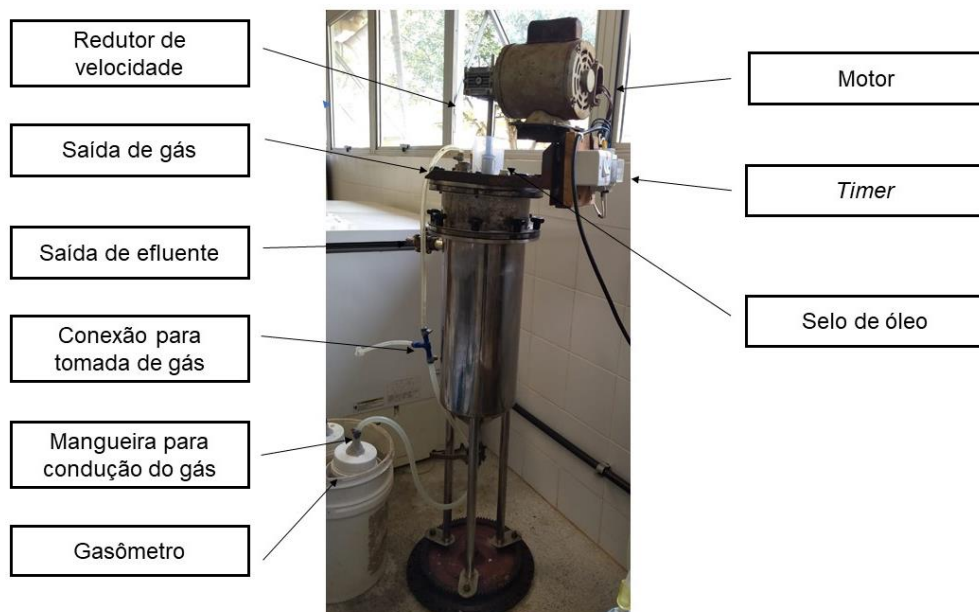
3.1.1 Reator com agitação – Aço Inox

Primeiramente, foi realizada a adaptação de um reator de aço inox acoplando-se um motor ao seu eixo central, como forma de promover a agitação da mistura no interior do reator. O motor utilizado é de indução monofásica, da marca Aberle com $\frac{1}{4}$ cv de potência, modelo B56E154 e disponibilizava 1730 rpm de rotação.

No motor foi acoplado a um redutor de velocidade da marca Romak modelo Q30 1/25 63B14 com capacidade de redução 1:25. Desta maneira, a rotação disponibilizada ao eixo do reator de aço inox foi de aproximadamente 70 rpm, suficiente para vencer as perdas por atrito e promover a homogeneização dos microrganismos e a biomassa a ser digerida. Esse valor de rotação foi próximo ao adotado por Rodriguez et al. (2014) que empregaram rotação de 50 rpm em seus experimentos.

O tempo de agitação foi controlado por um temporizador digital (*timer*). A agitação no reator foi estabelecida em intervalos a cada 4 horas com duração de 10 minutos, resultando assim, em 6 acionamentos diários do motor. Na FIGURA 3 é possível verificar a configuração final da adaptação do motor com o redutor e o *timer*.

FIGURA 3 – CONFIGURAÇÃO FINAL DA ADAPTAÇÃO DO REATOR COM AGITAÇÃO



FONTE: A autora (2019).

Junto à entrada do eixo no reator foi inserido um selo de óleo, para inibir eventual vazamento de gás. O reator comportava uma altura de 54 cm e 20 cm de diâmetro interno. Do volume total de 18 L, apenas 15L foi utilizado para realizar o experimento, visto que a saída do efluente era pela parte superior.

3.1.2 Reator sem agitação – PVC

O reator foi construído em escala de bancada, utilizando-se os materiais apresentados na TABELA 3.

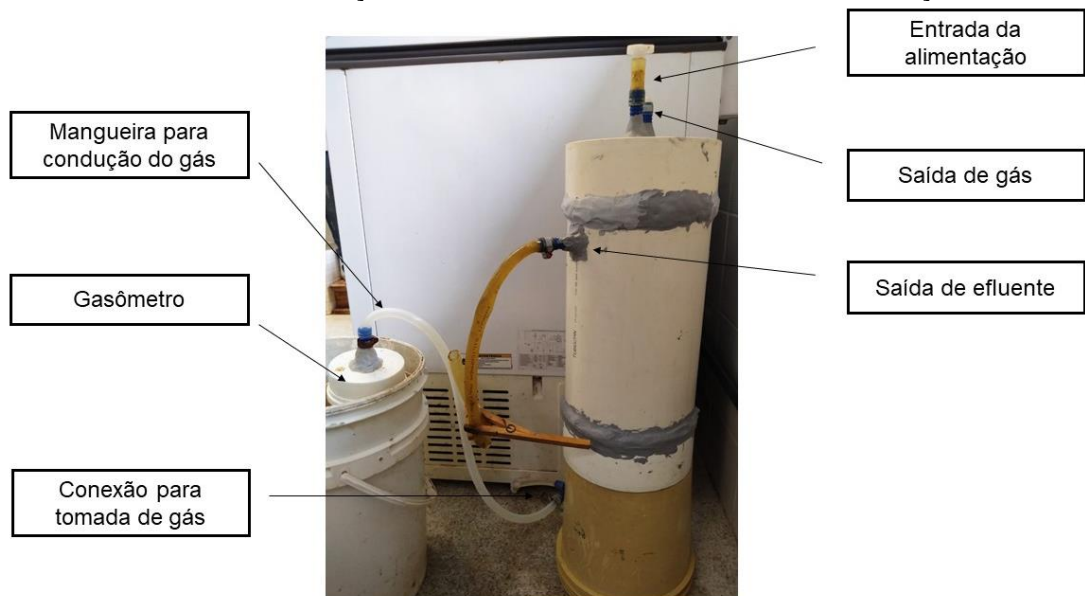
TABELA 3 – ACESSÓRIOS UTILIZADOS PARA A MONTAGEM DO REATOR DE PVC

Acessório	Quantidade
Cano PVC 200 mm	47 cm
Tampa de 200 mm	2
Adaptador de rosca externo azul ½"	3
Luva com rosca ½"	3
Poliuretano	---

FONTE: A autora (2019).

Com o auxílio de uma furadeira com serra copo montou-se o reator de PVC de acordo com a FIGURA 4.

FIGURA 4 – CONFIGURAÇÃO FINAL DO REATOR DE PVC SEM AGITAÇÃO



FONTE: A autora (2019).

Utilizou-se poliuretano para fixação dos acessórios, e impedir vazamento de gás. O reator comportava uma altura de 47 cm e 20 cm de diâmetro interno. Do volume total de 15 L, apenas 10L foi utilizado para realizar o experimento, visto que a saída do efluente era pela parte superior.

3.1.3 Aferição da produção de biogás - gasômetro

A quantificação da produção de biogás foi realizada utilizando-se gasômetros confeccionados com canos PVC de 100 mm imersos em solução salina acidificada. As medições eram realizadas a partir do deslocamento do cano ocasionado pela produção de biogás. A partir disso, o volume medido foi corrigido para condições normais de temperatura e pressão (CNTP) conforme a Equação (1) utilizada por Equino et al. (2007) obtendo-se o valor final produzido de biogás.

$$\frac{P_1 V_1}{T_1} (\text{CNTP}) = \frac{P_2 V_2}{T_2} (\text{EXP.}) \quad (1)$$

Dados:

P_1 – Pressão CNTP (mmHg);

V_1 – Volume CNTP (L);

T_1 – Temperatura CNTP (K);

P_2 – Pressão local (Palotina – Pr);

V_2 – Volume aferido no gasômetro (L);

T_2 – Temperatura aferida no momento da coleta da amostra (K);

Na TABELA 4 são apresentados aos acessórios requeridos para confecção dos gasômetros de PVC.

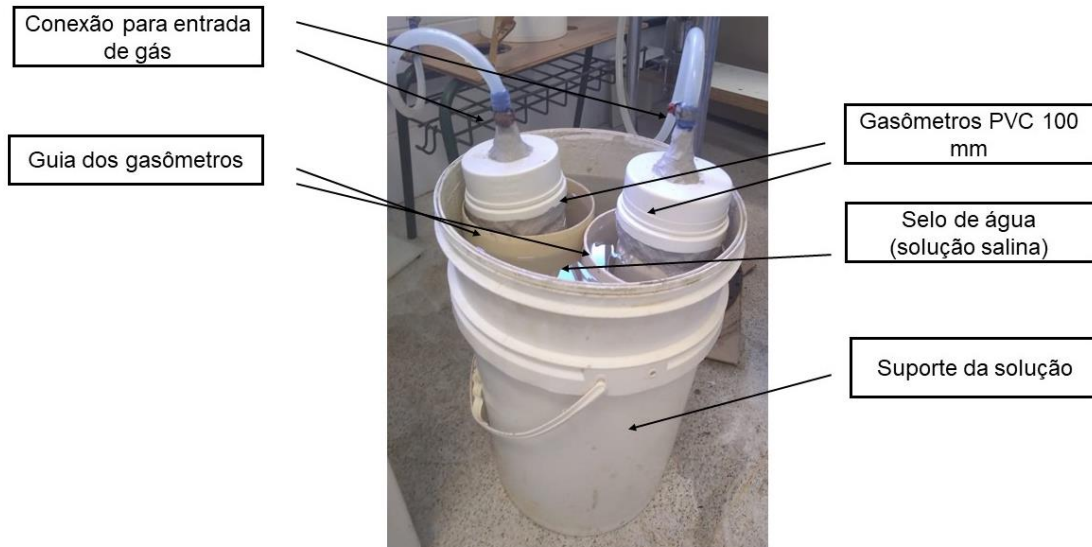
TABELA 4 – ACESSÓRIOS UTILIZADOS PARA A MONTAGEM DOS GASÔMETROS

Acessório	Quantidade
Cano PVC 100 mm	30 cm
Tampa de 100 mm	2
Adaptador de rosca externa azul ½"	2
Luva com rosca ½"	2
Poliuretano	---
Cano PVC 150 mm (Guia)	2

FONTE: A autora (2019).

Na FIGURA 5 é possível visualizar a configuração final dos gasômetros imersos na solução salina. Na solução salina foram inseridas guias para direcionamento dos gasômetros quando ocorrer a produção de biogás.

FIGURA 5 – CONFIGURAÇÃO FINAL DOS GASÔMETROS



FONTE: A autora (2019).

A solução salina foi composta por 25% (g/v) de cloreto de sódio e 3% (v/v) de ácido sulfúrico e serve como selo d'água para evitar a saída do biogás e impedir a dissolução do CO₂ contido no gás (LARSEN, 2009).

3.2 PARTIDA E ALIMENTAÇÃO DOS BIODIGESTORES

A partida do processo anaeróbico nos reatores de escala laboratorial foi realizada utilizando-se inóculo e dejetos frescos de suíno. A inserção de inóculo ao reator deu-se em relação 20% do volume útil (RODRÍGUEZ; PEÑA; MANZI, 2001) correspondente de cada reator, sendo o restante preenchido com dejetos frescos.

Após o enchimento dos reatores aguardou-se um período de 15 dias para acontecer a ambientação das bactérias ao substrato. Segundo Barcelos (2009), o ecossistema anaeróbico não se instala imediatamente após a colocação dos resíduos no reator, havendo a necessidade de aguardar um período de tempo, muitas vezes consideravelmente longo, para que as populações de microrganismos possam crescer e levar o sistema a um ponto de equilíbrio. Após este período, iniciou-se o processo de alimentação dos reatores com resíduos de alimentos e a aferição do volume de biogás produzido a partir do deslocamento dos gasômetros na solução salina.

A fração orgânica do resíduo alimentar utilizado como substrato para os reatores foi proveniente do descarte de alimentos do *buffet* e preparo dos alimentos do Restaurante Universitário (RU) da UFPR – Setor Palotina. O estabelecimento

atende majoritariamente discentes, docentes e técnicos de domingo à sábado, servindo aproximadamente 1300 refeições de segunda à sexta, nos períodos de café da manhã, almoço e janta. Na FIGURA 6 é apresentado uma foto do local de coleta dos resíduos.

FIGURA 6 – RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO (RU)

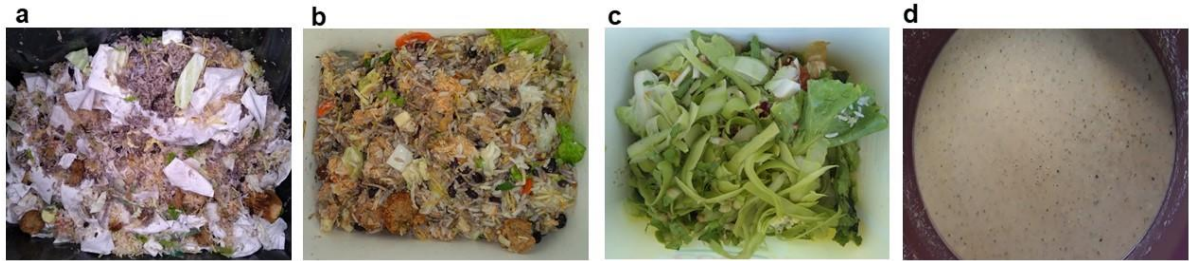


FONTE: A autora (2019).

Os resíduos foram coletados em baldes após as refeições e transportados até o laboratório, sendo submetidos posteriormente ao tratamento para serem, no mesmo dia da coleta, inseridos no reator. A rotina de alimentação era em 3 dias da semana: segunda, quarta e sexta, sendo analisados dois TRH.

Após a coleta, era realizada a remoção de materiais grosseiros, como por exemplo, ossos, caroços, guardanapo e palito de dente. Em seguida, o material biodegradável, composto basicamente por resíduos de alimentos crus e cozidos, como arroz, feijão, carnes, alface, raspas de bolo, pão, casca de frutas, legumes e ovos e pó de café era submetido a um tratamento físico, processado no liquidificador (900W), juntamente com água para reduzir o tamanho das partículas. O parâmetro de adequação do resíduo de alimento triturado era a densidade, sendo considerada a densidade base próxima ao dejetado fresco e inóculo interno do reator. Na FIGURA 7 é possível observar a composição dos alimentos e as características físicas ao longo do preparo do resíduo alimentar oriundo do *buffet* e o resíduo do preparo para alimentação dos reatores.

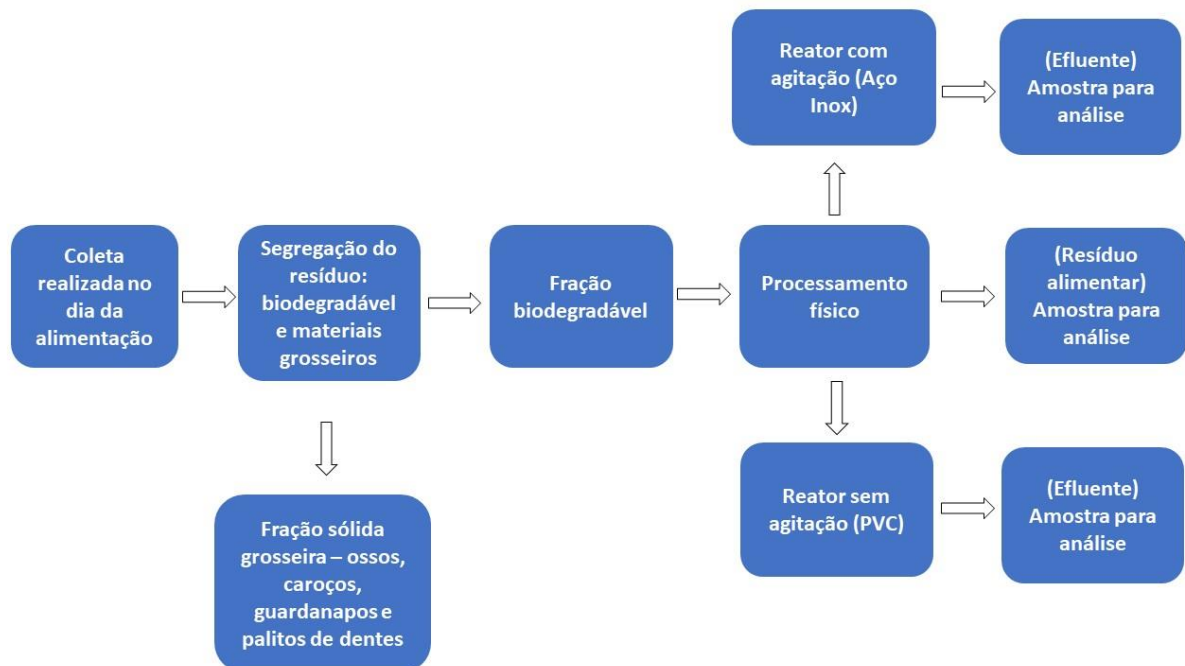
FIGURA 7 – PROCESSAMENTO COM O RESÍDUO ALIMENTAR DO BUFFET: (a) RESÍDUO ALIMENTAR NA COLETA; (b) APÓS A SELEÇÃO; (c) RESÍDUO DO PREPARO; (d) APÓS TRITURAÇÃO



FONTE: A autora (2019).

Par melhor avaliar a diversidade do resíduo alimentar de entrada de ambos reatores, no Apêndice 1 é apresentada os alimentos diários utilizados na alimentação. O fluxograma da FIGURA 8 ilustra, de maneira simplificada, o tratamento realizado com o resíduo do restaurante e as amostras coletadas para posterior análise.

FIGURA 8 – FLUXOGRAMA SIMPLICADO DO TRATAMENTO REALIZADO COM RESÍDUO ALIMENTAR DO RU



FONTE: A autora (2019).

Os horários de alimentação dos reatores nos dois TRH, foi sempre após o horário de almoço, para assim, manter uma padronização no período de alimentação. Para determinação da quantidade de resíduo de alimento que seria inserido em cada reator, utilizou-se a Equação (2).

$$Q = \frac{V_{\text{útil}}}{TRH} \quad (2)$$

Onde:

Q é o volume de alimentação (L/dia);

$V_{\text{útil}}$ volume útil (L);

TRH tempo de retenção hidráulica (dia);

O volume útil para o reator de PVC e inox é 10 e 15L, respectivamente. O TRH foi determinado tomando-se como base trabalhos da literatura técnica. Dentre a faixa apresentada pelos autores Barcelos (2009), Izumi et al. (2010) e Zhang e Lee; Jahng (2011) em seus trabalhos, o valor mais recorrente foi de 20 dias, sendo este adotado como base. Desta maneira, a vazão de alimentação nos respectivos dias de alimentação para cada reator é apresentada na TABELA 5.

TABELA 5 – VAZÃO DE ALIMENTAÇÃO DOS REATORES

Reator/ Vazão	Vazão de alimentação na segunda-feira (L)	Vazão de alimentação na quarta-feira (L)	Vazão de alimentação na sexta-feira (L)
Sem agitação (PVC)	1	1	1,5
Com agitação (Inox)	1,5	1,5	2,25

FONTE: O autor (2019).

De maneira geral, adotou-se dois TRH para o experimento, isto pois, no primeiro TRH teve-se como interesse avaliar o efeito do dejetos suíno juntamente com resíduo alimentar, sendo este inserido somente para dar partida ao processo. Em contrapartida, no segundo TRH o interesse foi avaliar somente a presença do resíduo alimentar, supondo que não estivesse mais presente vestígios do dejetos suíno, devido ao longo período que o mesmo estava submetido.

3.3 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS, MICROBIOLÓGICAS E DE COMPOSIÇÃO DO GÁS

Na medida em que era realizada a alimentação dos reatores, o biofertilizante era retirado, sua temperatura aferida e amostras eram armazenadas para posterior realização das análises. As amostras do alimento fresco, e de biofertilizante dos reatores com e sem agitação foram armazenadas em freezer na temperatura próxima

de -20°C para preservação das características até a realização dos ensaios. Esse procedimento foi realizado durante os dois TRH sendo de 20 dias cada um.

Na TABELA 6 são apresentadas as análises realizadas nas amostras armazenadas e a metodologia adotada. As análises de condutividade (k), pH, temperatura (T), sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF), sólidos voláteis (SV), ácidos voláteis (AV) e alcalinidade total (AT) foram realizadas paralelamente à alimentação dos reatores e retirada do efluente. A análise de demanda química de oxigênio (DQO) foi realizada a cada de 5 dias no TRH, como parâmetro de análise semanal.

TABELA 6 – METODOLOGIA DAS ANÁLISES

Variável	Unidade	Princípio	Método
k	mS.cm ⁻¹	Potenciométrico	--
pH	-	Potenciométrico	--
T	°C	Termômetro	--
ST	g L ⁻¹	Gravimétrico	APHA (2005)
SF	g L ⁻¹	Gravimétrico	APHA (2005)
SV	g L ⁻¹	Gravimétrico	APHA (2005)
AV	mg CH ₃ COOH L ⁻¹	Titulométrico	APHA (2005)
AT	mg CaCO ₃ L ⁻¹	Titulométrico	APHA (2005)
DQO _{total}	g O ₂ L ⁻¹	Espectro	APHA (2005)

FONTE: A autora (2019).

Para a determinação da composição do biogás produzido, uma alíquota do gás foi coletada com o auxílio de ampolas gasométricas, através da conexão da tomada de gás. A coleta aconteceu no sexto dia do segundo TRH do experimento. Os constituintes do biogás (hidrogênio, dióxido de carbono, nitrogênio e metano) foram determinados por cromatografia gasosa em sistema Shimadzu® 2010, equipado com coluna capilar Carboxen® 1010 plot (30 m x 0,53 mm x 0,30 µm). O argônio com vazão de ar de make-up de 5 mL/min foi utilizado como gás de arraste. Foram injetados 500 µL de amostra e a temperatura do injetor foi ajustada para 200 °C. A detecção foi realizada em detector de condutividade térmica (TCD) à temperatura de 230 °C. O forno foi programado para operar à temperatura inicial de 130 °C e aquecido a 135 °C a uma taxa de 46 °C/min durante 6 minutos (PENTEADO et al., 2013). Na FIGURA 9 é apresentada uma foto do cromatógrafo a gás.

FIGURA 9 – CROMATÓGRAFO A GÁS PARA AVALIAR A COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS



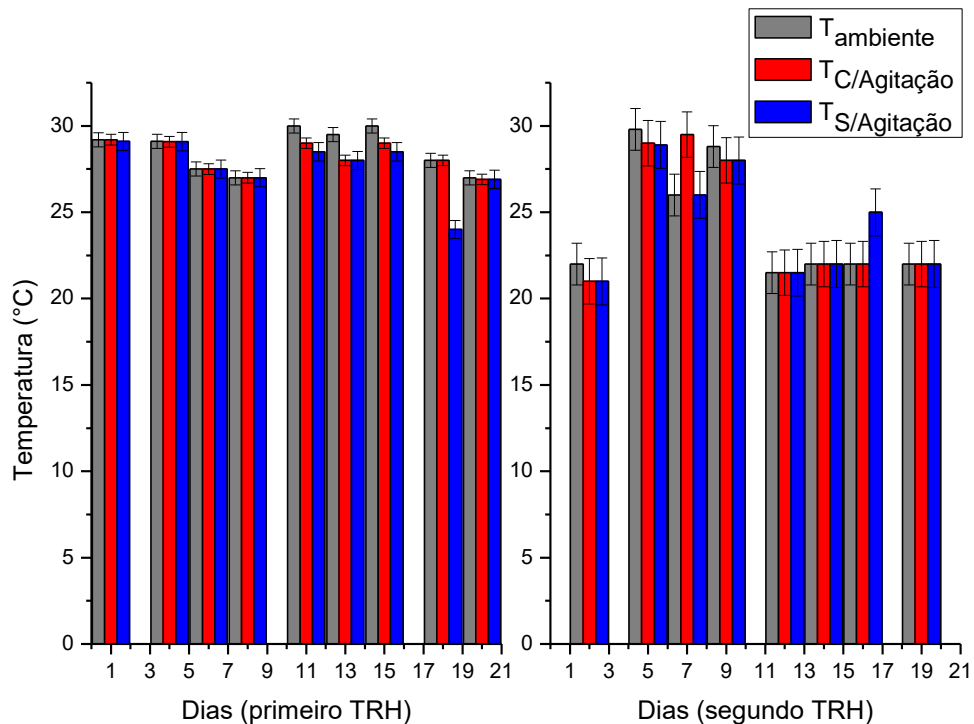
FONTE: A autora (2019).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 TEMPERATURA

Na FIGURA 10 são apresentados os perfis da temperatura ambiente e interna dos reatores com e sem agitação ao longo da realização dos experimentos.

FIGURA 10 – TEMPERATURA AMBIENTE E DOS REATORES COM E SEM AGITAÇÃO



FONTE: A autora (2019).

Os experimentos foram realizados sem controle de temperatura. Neste sentido, a temperatura mais estável e próxima de 28°C foi observada para o primeiro TRH. Assim, a pouca oscilação pode ter contribuído para o sincronismo das atividades microbianas no primeiro TRH, e no desenvolvimento e reprodução das mesmas, favorecendo para uma produção biogás acentuada.

Para o segundo TRH, por sua vez, a amplitude da temperatura e a interferência dela na temperatura interna dos reatores foi mais significativa. Neste período as temperaturas internas dos reatores variaram de 21 e 29,8°C. Esse intervalo se apresentou fora da faixa ótima indicada pela literatura de 35-37°C (KHALID et al., 2011; PARITOSH et al., 2017).

Segundo Sosa, Chao e Río (1999), os microrganismos envolvidos na formação do biogás são extremamente sensíveis às mudanças no meio. Assim, variações bruscas de temperatura afetam o seu desempenho, podendo até mesmo leva-las à morte, o que gera uma redução considerável da produção de biogás. Assim, a variação de temperatura ficou entre a faixa de operação das atividades psicrófilas e mesófilas, podem ter prejudicado a desenvolvimento da produção de biogás.

Os autores Kim et al. (2006) e Bouallagui et al. (2004) avaliaram em seu trabalho o efeito da temperatura na digestão anaeróbica de resíduo alimentar e verificaram nos seus resultados experimentais que a operação dos reatores em temperatura termofílica se traduz em maior produção de biogás em comparação a operação nas condições de temperatura psicrófila e mesofílica. O aumento na produção de biogás é atribuído às altas temperaturas devido a biodegradação anaeróbica da matéria orgânica complexa presente no resíduo alimentar (BOUALLAGUI et al., 2004).

Assim, a variação da temperatura apresentada nos dois TRH pode ter favorecido o desequilíbrio das atividades dos microrganismos, reduzindo a produção de biogás. Para minimizar estes problemas e garantir que os microrganismos operem em condição ótima de temperatura pode-se recorrer ao isolamento térmico dos reatores e controle da sua temperatura interna.

4.2 CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

A análise de condutividade elétrica é importante para avaliar a quantidade de íons dissolvidos no meio. Neste sentido, esta análise permite avaliar a presença de elementos condutores no meio, o que é influenciado pela constituição do resíduo ou pela adição de especiarias e temperos. Na TABELA 7 é possível observar a condutividade elétrica dos efluentes dos reatores sem e com agitação e da alimentação dos mesmos.

Como pode ser observado, a condutividade elétrica dos efluentes apresentou inicialmente valor elevado, sendo gradativamente reduzida na medida em que os reatores eram alimentados com resíduos de alimentos. A maior condutividade no início dos experimentos deve-se ao fato de conter somente inóculo e dejetos suínos nos reatores que foram submetidos a um processo de inoculação por um período de 15 dias. Para fins de comparação, no Apêndice 2 pode-se observar a condutividade elétrica do inóculo e dejetos frescos utilizados inicialmente. Assim, a condutividade no início do processo no reator sem e com agitação teve uma concentração de 18,80 e 19,75 mS.cm⁻¹, respectivamente. No entanto, Abreu et al. (2015) encontraram nos seus resultados experimentais uma condutividade de 9,75 mS.cm⁻¹ com 21 dias de TRH. Essa diferença deve-se ao fato de o autor ter diluído o dejetos suínos em água, o

que explica a diferença observada. Após a inoculação fez-se a inserção de resíduo alimentar com condutividade elétrica inferior, o qual acarretou na gradativa redução da condutividade elétrica em ambos reatores.

TABELA 7 – CONDUTIVIDADE ELÉTRICA DA ALIMENTAÇÃO E DOS REATORES SEM E COM AGITAÇÃO

Primeiro TRH						
Dia	S/ Agitação (mS.cm ⁻¹)		C/ Agitação (mS.cm ⁻¹)		Alimentação (mS.cm ⁻¹)	
1	18,80	±0,16	19,75	±0,03	3,06	±0,02
4	16,58	±0,63	18,17	±0,23	3,61	±0,06
6	15,72	±0,37	15,89	±0,19	2,86	±0,05
8	16,60	±0,24	16,01	±0,30	4,64	±0,14
11	11,17	±0,23	12,13	±0,10	6,00	±0,21
13	5,76	±0,06	6,94	±0,33	2,46	±0,21
15	5,80	±0,23	6,66	±0,08	1,43	±0,01
18	7,25	±0,22	6,21	±0,40	1,65	±0,03
20	3,62	±0,12	6,06	±0,27	2,80	±0,15
Segundo TRH						
Dia	S/ Agitação (mS.cm ⁻¹)		C/ Agitação (mS.cm ⁻¹)		Alimentação (mS.cm ⁻¹)	
2	2,70	±0,08	4,31	±0,18	1,52	±0,18
5	4,70	±0,14	5,28	±0,18	4,22	±0,10
7	2,96	±0,11	3,51	±0,11	1,03	±0,14
9	4,15	±0,11	4,38	±0,15	2,80	±0,21
12	3,46	±0,04	3,34	±0,11	1,44	±0,13
14	4,26	±0,04	4,10	±0,30	2,87	±0,06
16	2,79	±0,06	3,48	±0,05	1,59	±0,15
19	2,64	±0,03	3,24	±0,17	2,64	±0,03

FONTE: A autora (2019).

A média do valor da condutividade elétrica para alimentação no primeiro e segundo TRH foi de 3,16 e 2,26 mS.cm⁻¹, respectivamente. Esses valores foram próximos ao valor de 3,89 mS.cm⁻¹ encontrado por Sotti (2014) em seu trabalho. A menor condutividade elétrica do resíduo alimentar no 15^o e 18^o dia do primeiro TRH e 2^o, 7^o, 12^o e 16^o dia para o segundo TRH, deve-se à menor concentração do resíduo do *buffet* e maior de cascas de frutas. Para derivados de frutas e vegetais, o aumento dos conteúdos solúveis (principalmente açúcar) e insolúveis promovem uma redução da condutividade elétrica do alimento (PALANIAPPAN; SASTRY³, 1991; ICIER; ILICALI⁴, 2005 citado por LEITE; TRIBST; CRISTIANINI, 2017). A variedade da

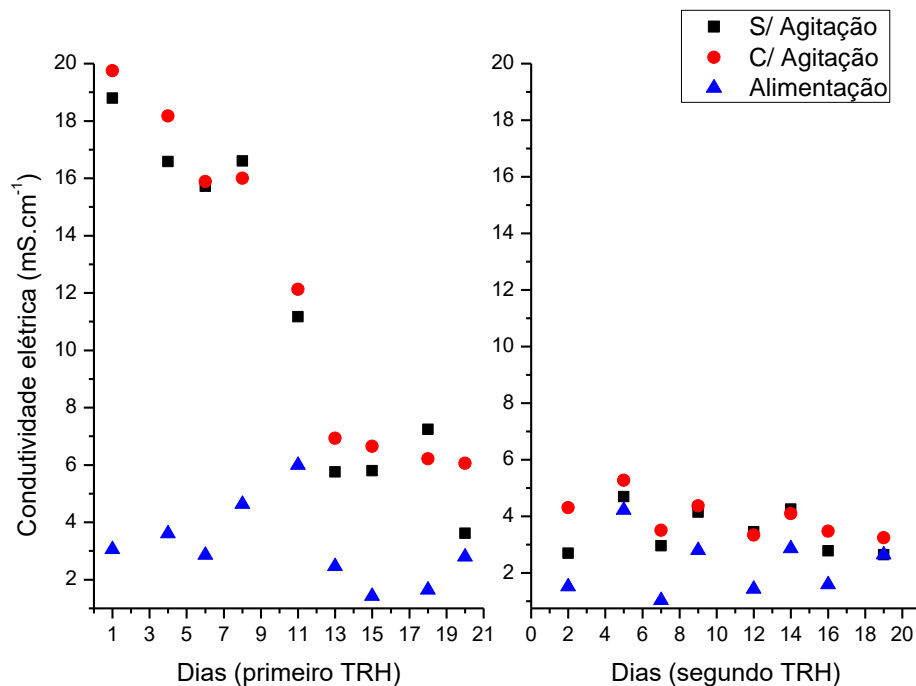
³ PALANIAPPAN, S., SASTRY, S. K.. Electrical Conductivity of Selected Juices: Influences of Temperature, Solids Content, Applied Voltage, and Particle Size. **Journal of Food Processing and Engineering**, 14, 247-260, 1991

⁴ ICIER, F; ILICALI, C. Temperature dependent electrical conductivities of fruit purees during ohmic heating. **Food Research International**, 38, 1135–1142, 2005.

composição dos alimentos diários pode ser observada no Apêndice 1, o que explica a oscilação no valor da condutividade do resíduo alimentar.

De modo geral, após a remoção dos dejetos suínos em ambos os reatores, os mesmos apresentaram valores de condutividade pouco superiores aos valores da alimentação, principalmente no segundo TRH, como pode ser observado na FIGURA 11.

FIGURA 11 – CONDUTIVIDADE ELÉTRICA DA ALIMENTAÇÃO E DOS REATORES SEM E COM AGITAÇÃO



FONTE: A autora (2019).

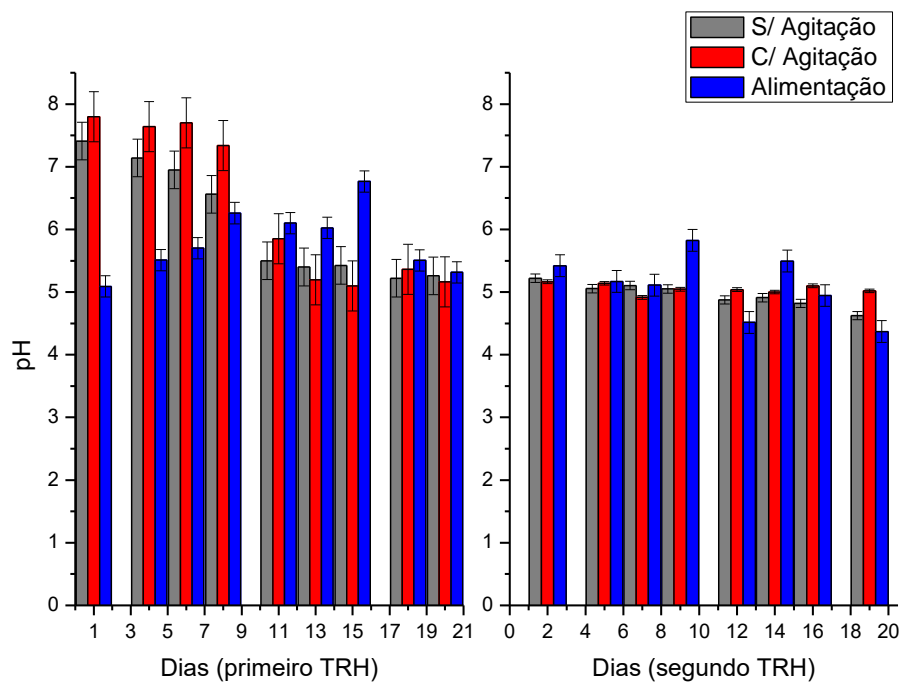
4.3 O VALOR DE PH

Na FIGURA 12 é possível verificar o perfil do pH da alimentação e dos efluentes para os reatores sem e com agitação.

Como pode-se observar, até o 8º dia do primeiro TRH, o pH de ambos reatores se encontrava próximo de 7,5. Após esse período houve uma queda do pH de ambos reatores, ficando entre 5 e 6. Esse comportamento deve-se ao fato de que inicialmente os reatores continham parte do dejetos suíno, o que contribuiu até certo momento com o efeito tampão. No entanto, com a entrada contínua do resíduo alimentar esse efeito não se manteve, resultando assim na queda do pH.

Gueri (2017) afirma em seu trabalho que, caso haja uma demasiada produção de AGVs durante a digestão anaeróbia devido à intensa taxa da atividade de hidrólise e acidogênese, pode ocorrer o decaimento do pH se a alcalinidade do sistema for insuficiente. Segundo Eastman e Fergus⁵ (1981) e Sosnowski, Wieczorek e Ledakowicz⁶ (2002) citado por Kondusamy e Kalamdhad (2014) se o pH apresenta valores fora da faixa de 6,5 a 8,2 a atividade das *arqueas* metanogênicas será prejudicada, podendo até mesmo inibir o crescimento de alguns microrganismos.

FIGURA 12 – PH DA ALIMENTAÇÃO E DOS REATORES COM E SEM AGITAÇÃO



FONTE: A autora (2019).

A média do pH de entrada do resíduo alimentar no primeiro e segundo TRH foi de 5,8 e 5,1, respectivamente. Estes valores de pH são semelhantes ao apresentado por Gomez-Romero et al. (2014), que obtiveram para resíduo de frutas e vegetais um pH de 5,27, e por Zhang, Lee e Jahng (2011) que obtiveram um pH 6,5 para resíduo alimentar.

⁵ EASTMAN, J.A.; FERGUSON, J.F.. Solubilization of particulate organic carbon during the acid phase of AD **Journal of the Water Pollution Control Federation**, 53, p. 352-366, 1981.

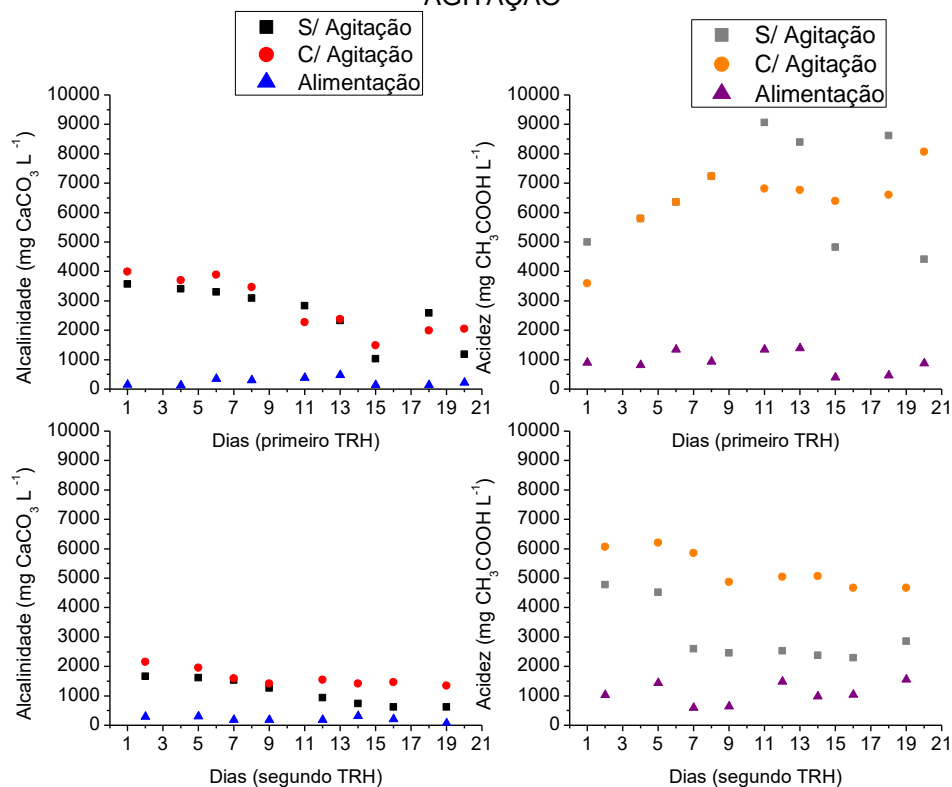
⁶ SOSNOWSKI, P.A.; WIECZOREK, S.; LEDAKOWICZ, S.. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of MSWs. **Adv. Environ. Res.**, 7, p. 609-616, 2002.

No segundo TRH não se observou grandes variações no pH dos efluentes, visto que este se encontrava próximo ao pH do resíduo alimentar utilizado na alimentação dos reatores, indicando estabilização deste parâmetro.

4.4 TEOR DE ALCALINIDADE E ACIDEZ

Segundo Ratanatamskul, Wattanayommanaporn e Yamamoto (2015) a análise de acidez e da alcalinidade é fundamental para assegurar a eficiência do processo e estabilidade do sistema de biodigestão anaeróbica. Na FIGURA 13 é apresentado o perfil da alcalinidade e acidez da amostra de alimentação e as saídas dos reatores sem e com agitação.

FIGURA 13 – ALCALINIDADE E ACIDEZ DA ALIMENTAÇÃO E DOS REATORES COM E SEM AGITAÇÃO



FONTE: A autora (2019).

Observa-se que a alcalinidade possui uma relação direta com os resultados de pH apresentados anteriormente. Até o 8º dia do primeiro TRH a alcalinidade dos efluentes manteve-se com pequena variação e com valor próximo de 4000 mg CaCO₃ L⁻¹ para os dois reatores, dentro da faixa recomendada por Amani, Nosrati e

Sreekrishnan (2010) de 1000 à 5000 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$. Na medida que se iniciou a queda do pH houve a redução da alcalinidade e, em contrapartida, a acidez aumentou.

Segundo Kondusamy e Kalamdhad (2014) a concentração dos AGVs (acidez) é equivalente à concentração de ácido acético na solução. Segundo Amani, Nosrati e Sreekrishnan (2010) a faixa ótima para este parâmetro encontra-se entre 500 à 2000 mg $\text{CH}_3\text{COOH L}^{-1}$. Nota-se que em grande parte de ambos os TRH a acidez dos reatores encontra-se muito superior ao valor indicado por Amani, Nosrati e Sreekrishnan (2010). Esse comportamento pode ter ocorrido devido à acumulação de ácidos no interior dos reatores, resultado da composição do resíduo alimentar utilizado.

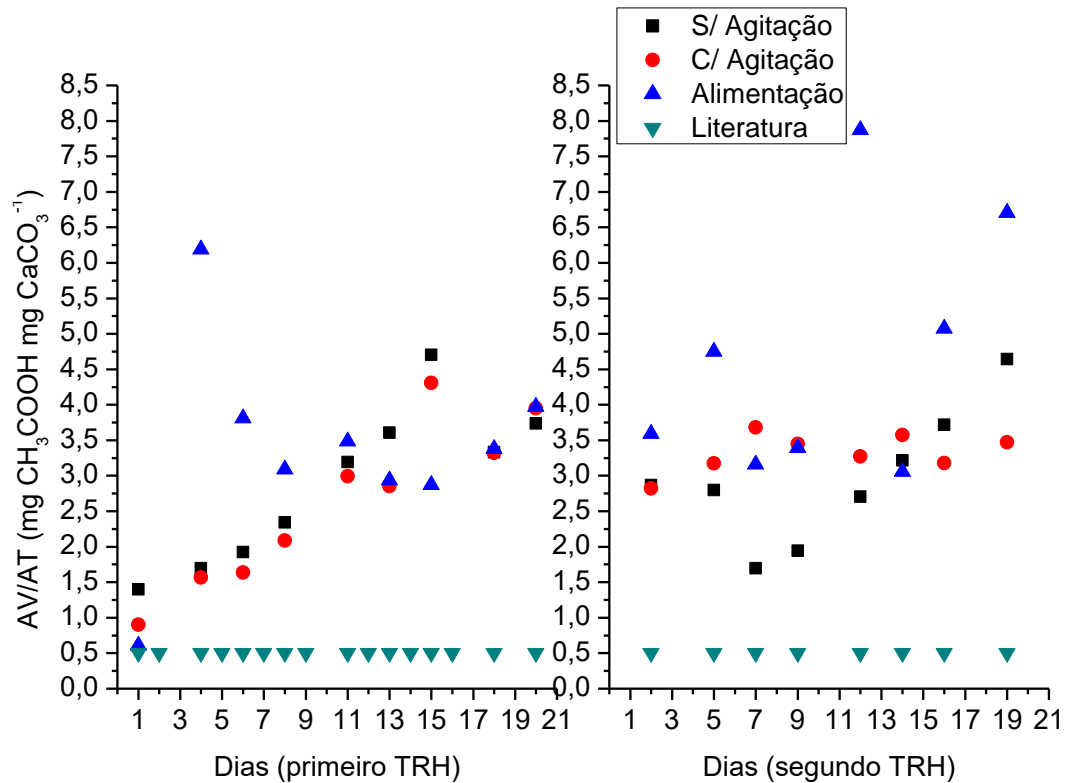
Esse comportamento pode ser explicado analisando-se o teor de acidez da alimentação. A média da acidez para o primeiro e o segundo TRH para alimentação foi de 944 e 1094 mg $\text{CH}_3\text{COOH L}^{-1}$, respectivamente, dentro da faixa estabelecida por Nosrati e Sreekrishnan (2010). No entanto, a alcalinidade da alimentação para o primeiro e segundo TRH foi de 256 e 218 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, muito inferior ao valor estabelecido por Amani, Nosrati e Sreekrishnan (2010), explicando o perfil ácido encontrado em ambos reatores.

Comportamento semelhante ao encontrado neste trabalho foi identificado por Zhang, Lee e Jahng (2011) na codigestão anaeróbica de resíduos alimentares e água residuária da suinocultura com TRH de 20 dias. O reator que continha somente resíduo alimentar apresentou uma acidez de 8000 mg $\text{CH}_3\text{COOH L}^{-1}$, próximo aos valores encontrados neste trabalho. Em contrapartida, os reatores com misturas de dejetos suínos apresentaram acidez menor de 2000 mg $\text{CH}_3\text{COOH L}^{-1}$. No entanto, as condições operacionais dos reatores eram diferentes ao estabelecido neste trabalho.

Diferentemente do perfil de alcalinidade e acidez apresentado no primeiro TRH pelo reator com agitação, o reator sem agitação apresentou um desequilíbrio na concentração de ambos parâmetros. Isso pode ter ocorrido devido à mudança do pH ocasionada por um possível perfil de estratificação do substrato contido no seu interior e o resíduo da alimentação, sendo necessário um período para difusão do substrato ao microrganismo e, após a difusão, retornar à estabilização, como foi observado no segundo TRH.

A relação AV/AT pode ser analisada segundo os dados da alcalinidade e acidez. Na FIGURA 14 são apresentados os dados dos reatores sem e com agitação, alimentação e o valor referente à literatura de 0,5 (SÁNCHEZ et al., 2005).

FIGURA 14 – RELAÇÃO AV/AT DA ALIMENTAÇÃO E DOS REATORES COM E SEM AGITAÇÃO



FONTE: A autora (2019).

Como pode-se observar a relação AV/AT da alimentação apresentou grandes oscilações, pois houve uma ampla gama de resíduos alimentares coletados no RU, como pode ser observado no Apêndice 1. Observou-se que em ambos os TRH a relação AV/AT encontrava-se superior ao recomendado pela literatura, apresentando grande concentração de AGVs (como foi observado anteriormente) na constituição, o que é um fator que pode ter contribuído para acidificação de ambos reatores e a redução do pH.

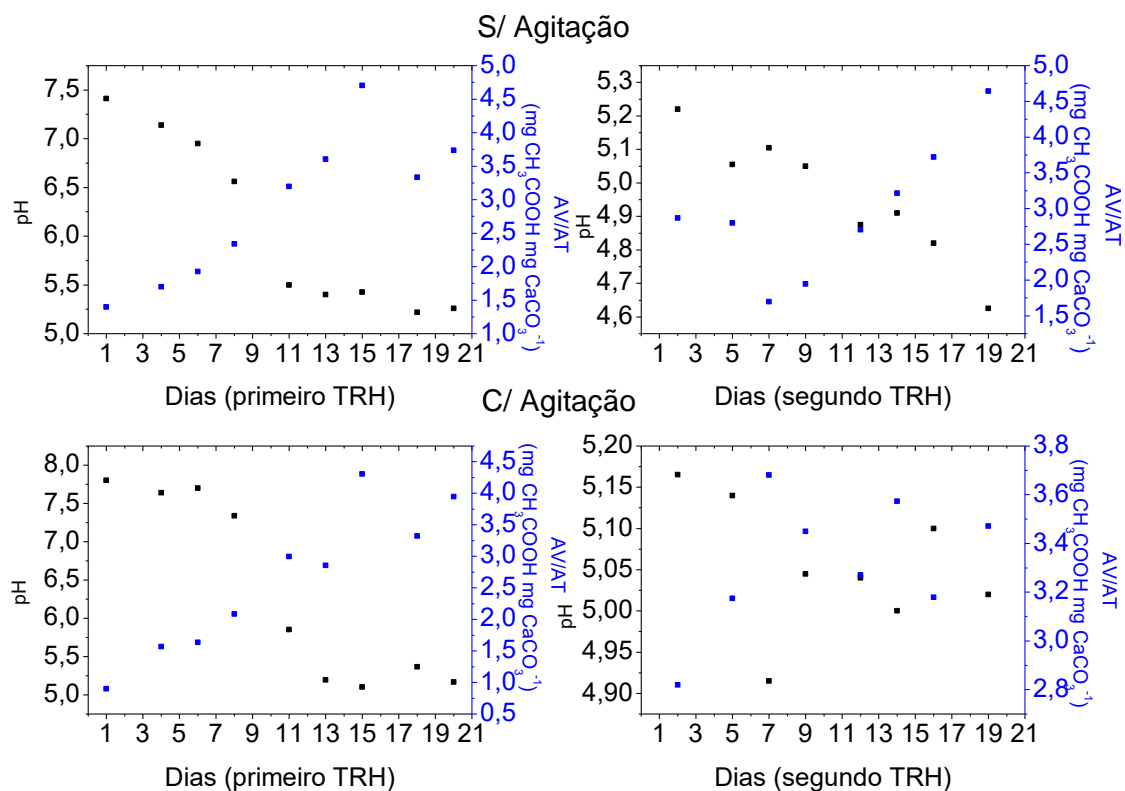
Além disso, observou-se que a relação AV/AT no primeiro TRH para ambos reatores apresentou perfis semelhantes. No entanto, devido ao desequilíbrio encontrado no reator sem agitação no segundo TRH, foi observado um declive na relação. Isso deve-se ao fato de que o teor de acidez entre o 3º e 7º dia reduziu. Além disso, após esse período a alcalinidade do meio também reduziu, contribuindo para o aumento da relação AV/AT. A redução da alcalinidade do meio pode ter sido provocada pelo longo período em que os reatores estiveram submetidos ao baixo pH

e a acumulação dos AGVs, resultando assim no enfraquecimento da capacidade de tamponamento da mistura.

Resultado semelhante foi encontrado no trabalho de Ratanatamskul, Wattanayommanaporn e Yamamoto (2015) com um reator de dois estágios alimentado com resíduo alimentar e lodo de esgoto. Os autores demonstraram que a alimentação com um maior teor de resíduos alimentares apresenta maior concentração de AGVs, resultando em um ligeiro decréscimo de pH, menor alcalinidade e maiores valores da relação AV/AT.

Para fins de comparação traçou os dados de pH e AV/AT para ambos os reatores, como pode ser observado na FIGURA 15.

FIGURA 15 – DADOS DE PH E AV/AT DOS REATORES SEM E COM AGITAÇÃO



FONTE: A autora (2019).

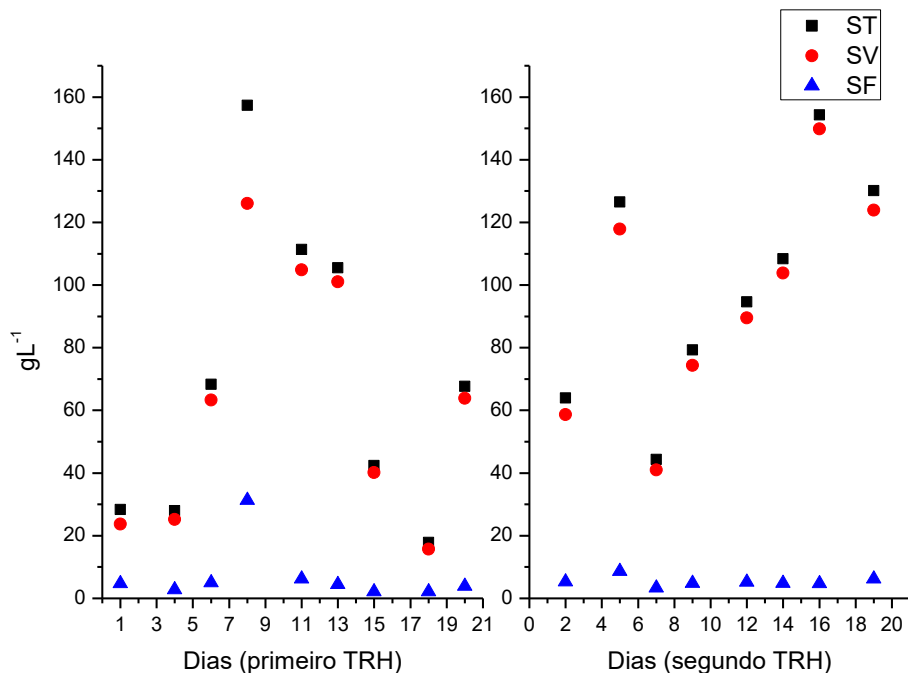
Observe que de modo geral que há uma relação inversamente proporcional. Quando o valor do pH se encontra elevado tem-se menor teor de AV/AT, sendo também o oposto encontrado. Esse comportamento evidência que houve maior

relações de AV/AT no reator sem agitação em comparação com reator com agitação, e conseqüentemente menor pH. Assim essa relação, possibilita constatar uma acumulação de AGVs maior no reator sem agitação, isso possivelmente ocorreu devido o acúmulo de matéria orgânica ao fundo do reator, contribuindo para maior teor de acidez.

4.5 SÓLIDOS TOTAIS, FIXOS E VOLÁTEIS

A série de sólidos totais (ST), fixos (SF) e voláteis (SV) da alimentação e saída de ambos reatores também foi determinada. Segundo Zhang et al. (2014) a concentração de SV de determinado substrato se refere ao seu teor de matéria orgânica biodegradável, utilizada para produção de biogás. Na FIGURA 16 é apresentada a série de sólidos totais, voláteis e fixos da alimentação dos reatores.

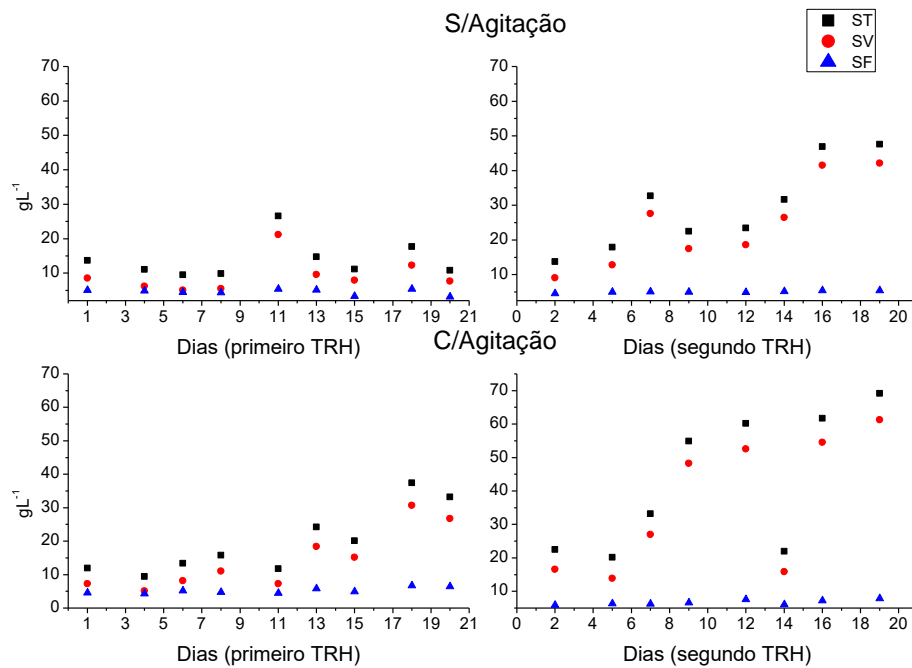
FIGURA 16 – SÉRIE DE SÓLIDOS TOTAIS, VOLÁTEIS E FIXOS DA ALIMENTAÇÃO



FONTE: A autora (2019).

Na FIGURA 17, por sua vez, é possível observar o resultado da série de sólidos totais, voláteis e fixos dos efluentes dos reatores sem e com agitação.

FIGURA 17 – SÉRIE DE SÓLIDOS TOTAIS, VOLÁTEIS E FIXOS DOS REATORES SEM E COM AGITAÇÃO



FONTE: A autora (2019).

Observa-se na FIGURA 16 que a concentração de SV na composição do resíduo alimentar é predominante, sendo algo satisfatório para codigestão anaeróbica por contribuir para maior produção de biogás. A média de SV para o primeiro e segundo TRH foi de 62,64 e 94,87 gL^{-1} , respectivamente. Esses resultados foram próximos ao encontrado por Ratanatamskul, Wattanayommanaporn e Yamamoto (2015), os quais obtiveram uma concentração de SV de 69,68 gL^{-1} .

Em relação a porcentagem de ST inseridos em ambos reatores no primeiro e segundo TRH foi de 7,28 e 10,22%, respectivamente. Esses valores foram menores ao indicado por Li (2011), que relata que a concentração de ST deve ser menor que 15%, o que facilita a movimentação do material no interior do reator.

A irregularidade da concentração de sólidos da alimentação corresponde à diversidade dos alimentos que compõem o cardápio do RU, que variou desde alimentos oferecidos no café da manhã (borra de café, bolo e pão) até as refeições principais (arroz, feijão, carne, resíduo vegetais e frutas entre outros), como constatado no Apêndice 1.

Observa-se na FIGURA 17 que, dentre os dois TRH, os ST e SV apresentaram comportamento similar, uma vez que estão diretamente relacionados

entre si (NEVES, 2016). A concentração de SV na saída do reator sem e com agitação no início do primeiro TRH variou entre 10 e 30 gL⁻¹, respectivamente. No segundo TRH, por sua vez, observou-se maior concentração de SV, sendo de aproximadamente 40 e 70 gL⁻¹ para o reator sem e com agitação, respectivamente.

A concentração elevada de SV na saída do reator com agitação deve-se à maior homogeneização do conteúdo e, conseqüentemente, maior presença de sólidos em suspensão.

Na TABELA 8, por sua vez, são apresentados os valores médios de remoção de ST e SV para os dois TRH analisados.

TABELA 8 – REMOÇÃO DE ST E SV DOS REATORES SEM E COM AGITAÇÃO

Parâmetro	Primeiro TRH		Segundo TRH	
	S/ Agitação	C/ Agitação	S/ Agitação	C/ Agitação
Remoção de ST (%)	68,10	70,58	67,69	53,47
Remoção de SV (%)	76,34	77,79	71,87	58,68

FONTE: A autora (2019).

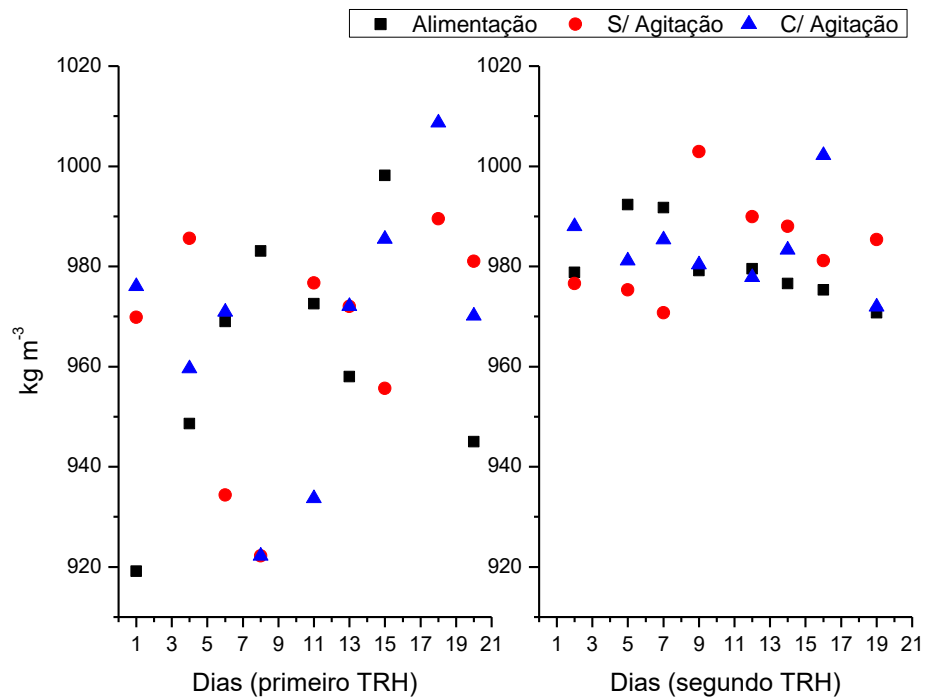
Em relação a remoção de SV no primeiro TRH, é possível verificar que ocorreu de modo eficiente, devido aos elevados valores encontrados e a maior estabilização do processo neste período. Entretanto, no segundo TRH houve uma redução da remoção de SV em ambos os reatores, devido à queda do pH, o aumento do teor de acidez e a conseqüentemente possível morte de algumas bactérias presentes no meio.

Ademais, com a análise de SF foi possível observar o acúmulo de sólidos visto que os resultados apresentaram valores negativos. O acúmulo ocorreu principalmente no reator sem agitação, pois como o resíduo alimentar apresenta determinados teores de sólidos, devido à ausência da agitação, o mesmo deposita-se no fundo do reator, podendo ocasionar em zonas mortas, diferentemente do reator com agitação em que as partículas sólidas ficam em suspensão.

4.6 DENSIDADE

Na FIGURA 18 é possível avaliar o perfil da densidade da alimentação dos reatores e a saída do reator com e sem agitação. Esta análise consistiu no principal parâmetro utilizado para controle da concentração de sólidos do resíduo alimentar na alimentação de ambos os reatores.

FIGURA 18 – DENSIDADE DA ALIMENTAÇÃO E DOS REATORES COM E SEM AGITAÇÃO



FONTE: A autora (2019).

Observa-se que não houve grandes variações na densidade dos fluidos, apresentando valores dentro da faixa de 900 a 1000 kg m⁻³, o que é algo satisfatório, visto que era um parâmetro controlado para não apresentar distúrbios na alimentação nos reatores. Alguns trabalhos apresentaram valores dentro da faixa encontrada neste trabalho, Gomez-romero et al. (2014) obtiveram para resíduos de frutas e vegetais uma densidade de 910 kg m⁻³ e Angeriz-Campoy, Álvarez-Gallego e Romero-García (2015) encontraram o valor de 980 kg m⁻³ para resíduo alimentar de cantina.

4.7 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)

A demanda química de oxigênio (DQO) é um importante parâmetro para verificar a eficiência do processo no que diz respeito à biodegradabilidade da matéria orgânica (NEVES, 2016). Na TABELA 9 é possível observar o resultado da DQO solúvel realizada nas amostras da alimentação e da saída dos reatores.

TABELA 9 – DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO) DA ALIMENTAÇÃO E DOS REATORES SEM E COM AGITAÇÃO

Primeiro TRH						
Alimentação			S/ Agitação		C/ Agitação	
Dia	Média (g O ₂ L ⁻¹)	±DP	Média (g O ₂ L ⁻¹)	±DP	Média (g O ₂ L ⁻¹)	±DP
1	86,04	4,31	31,75	2,79	29,52	4,15
6	91,52	1,72	46,37	6,89	22,92	0,43
11	32,44	0,86	57,33	5,17	28,50	0,93
15	53,76	5,17	38,25	1,41	63,63	7,95
20	112,84	24,98	49,21	8,56	48,92	0,71

Segundo TRH						
Alimentação			S/ Agitação		C/ Agitação	
Dia	Média (g O ₂ L ⁻¹)	±DP	Média (g O ₂ L ⁻¹)	±DP	Média (g O ₂ L ⁻¹)	±DP
5	117,10	1,72	77,84	11,96	74,69	14,21
9	58,63	6,89	44,42	7,44	75,69	3,22
14	121,37	2,58	83,00	9,20	74,47	2,44
19	102,49	10,34	128,47	2,54	120,35	14,07

FONTE: A autora (2019).

A média da DQO solúvel da alimentação dos reatores no primeiro e segundo TRH foi de 75,32 e 99,9 g O₂ L⁻¹, respectivamente. O resíduo alimentar utilizado por Zhang, Lee e Jahng (2011) apresentou valor de DQO solúvel de 106,6 g O₂ L⁻¹ e Angeriz-Campoy, Álvarez-Gallego e Romero-García (2015) encontraram em resíduo de cantina um valor de 281,32 g O₂ L⁻¹. Segundo o Angeriz-Campoy, Álvarez-Gallego e Romero-García (2015) a concentração da DQO solúvel dos resíduos alimentares é maior em relação à fração orgânica de resíduo sólidos, o que indica ser um bom substrato para digestão anaeróbica para produzir biogás.

É possível observar que houve um aumento na concentração da DQO solúvel na saída de ambos reatores. Isso pode ser explicado por diversos fatores, como: a queda do pH, aumento da concentração de ácidos no meio e como consequência enfraquecimento da alcalinidade, aumento da relação AV/AT e por fim o aumento do teor de SV no efluente dos reatores, indicando a degradação incompleta dos resíduos alimentares. Todo esse conjunto de fatores deve-se a possível acidificação dos reatores, devido o caráter de baixo pH e teor de alcalinidade apresentado no resíduo alimentar.

Com o valor da DQO solúvel foi possível determinar o teor de remoção da DQO em ambos os TRH para os reatores. O resultado dessa análise pode ser observado na TABELA 10.

TABELA 10 – REMOÇÃO DA DQO SOLÚVEL DOS REATORES SEM E COM AGITAÇÃO

Período	S/ Agitação	C/ Agitação
	Remoção DQO solúvel (%)	Remoção DQO solúvel (%)
Primeiro TRH	49,42	52,35
Segundo TRH	29,79	43,10

FONTE: A autora (2019).

Como já esperado, a remoção da DQO solúvel em ambos os reatores deu-se de forma acentuada no primeiro TRH, com o valor de 49,42 e 52,35% para o reator sem e com agitação, respectivamente. Esse resultado deve-se a maior estabilidade do pH e alcalinidade, além de maior remoção de SV. Em contrapartida, no segundo TRH a remoção da DQO foi mais baixa, com melhor desempenho observado para o reator com agitação.

A carga orgânica diária e a alimentada total são outros parâmetros possíveis de serem obtidos com o dado da DQO. Na TABELA 11 é possível observar estes resultados.

TABELA 11 – CARGA ORGÂNICA DIÁRIA E TOTAL DOS REATORES SEM E COM AGITAÇÃO

Parâmetro	Primeiro TRH		Segundo TRH	
	S/ Agitação	C/ Agitação	S/ Agitação	C/ Agitação
CO (g DQO dia ⁻¹)	37,66	56,49	49,95	74,92
COT (g DQO _{alimentada})	753,20	1129,81	998,96	1498,45

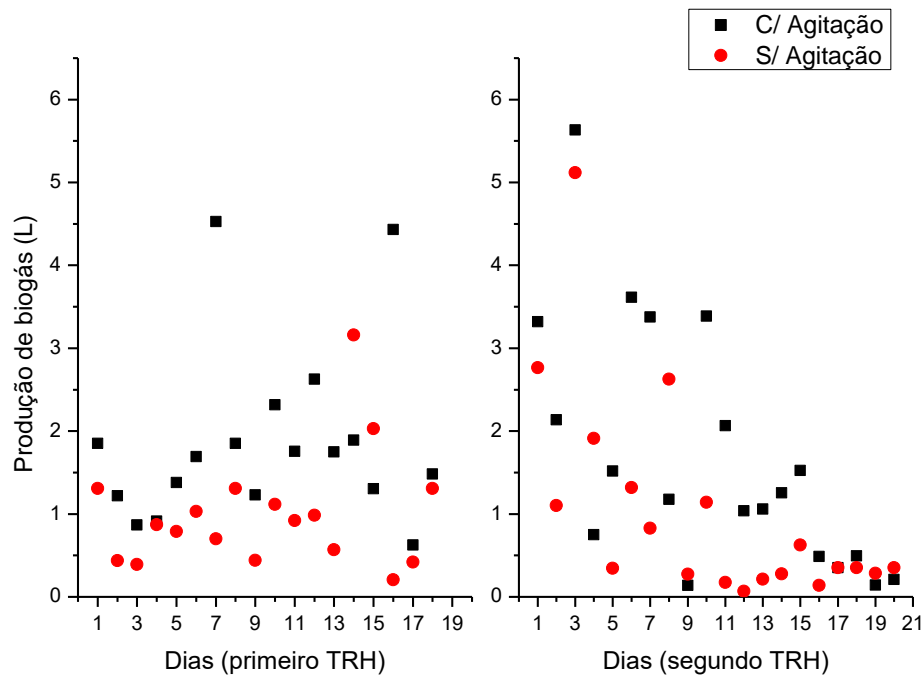
FONTE: A autora (2019).

Como pode ser observado a carga orgânica diária e alimentada total colocada no reator com agitação é superior ao inserido no reator sem agitação. Essa diferença deve-se ao fato que o volume dos reatores é diferente, o que acarretou na diferença observada. Este parâmetro será utilizado principalmente para determinar o rendimento dos reatores no próximo tópico.

4.8 PRODUÇÃO DE BIOGÁS

O perfil de produção de biogás durante o primeiro e segundo TRH pode ser observado na FIGURA 19.

FIGURA 19 – PRODUÇÃO NORMAL DE BIOGÁS DIÁRIA DOS REATORES SEM E COM AGITAÇÃO



FONTE: A autora (2019).

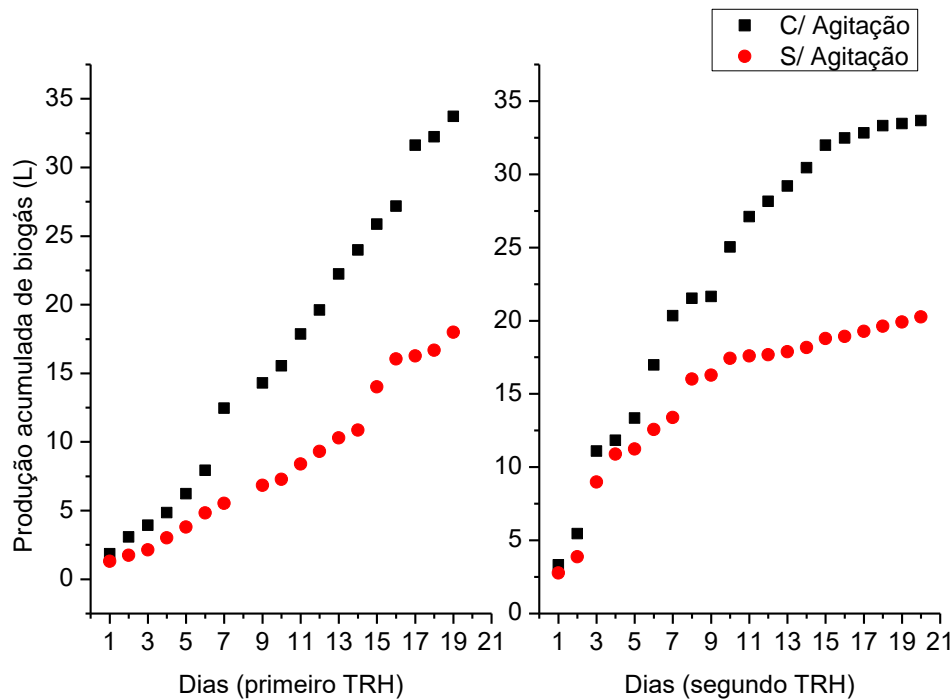
Como pode ser observado, inicialmente houve um leve aumento da produção de biogás, seguido de uma fase de declínio. O declínio está associado à acidificação que ocorreu no interior dos reatores, devido à queda do pH e o aumento da acidez.

Os incrementos de produção de biogás identificados em alguns momentos, principalmente no reator com agitação, foram provocados pela maior quantidade de resíduo alimentar inserido nos dias de sexta feira. Isso, contribuiu para o aumento na escala de produção, indicando bom sincronismos das atividades bacterianas. Desde modo, com a produção elevada de biogás ao longo do primeiro TRH foi necessário realizar a troca dos gasômetros, para assim a quantificar de modo real a produção de gás.

Observe que o aumento do volume de biogás no reator sem agitação foi inferior ao reator com agitação. Logo, a maior remoção dos SV, observado anteriormente, não esteve relacionada diretamente com sua conversão em biogás, mas sim na sua possível sedimentação no fundo do reator.

Na FIGURA 20 é possível observar o perfil da produção normal de biogás acumulada.

FIGURA 20 – PRODUÇÃO NORMAL DE BIOGÁS ACUMULADA DOS REATORES SEM E COM AGITAÇÃO



FONTE: A autora (2019).

A produção acumulada no primeiro TRH foi de 33,71 e 17,98 L normal de biogás para o reator com e sem agitação, respectivamente. No segundo TRH a produção acumulada foi de 33,67 e 20,26 L normal de biogás para o reator com e sem agitação, respectivamente. A quantidade de biogás produzido em ambos os TRH no reator com agitação permaneceu estável, isso é algo satisfatório, pois demonstra que a agitação contribui positivamente para o sistema de codigestão. Na TABELA 12 é possível verificar a produção de biogás acumulada por volume útil de reator, a qual comprova a afirmação realizada anteriormente.

TABELA 12 – PRODUÇÃO DE BIOGÁS ACUMULADA POR VOLUME ÚTIL DE REATOR

Período	S/ Agitação	C/ Agitação
	Produção ($L_{\text{biogás}} gL_{\text{útil de reator}}^{-1}$)	Produção ($L_{\text{biogás}} gL_{\text{útil de reator}}^{-1}$)
Primeiro TRH	1,80	2,25
Segundo TRH	2,03	2,22

FONTE: A autora (2019).

De modo geral, observa-se que no primeiro TRH houve produção intensa de biogás em ambos reatores, o que indica que as bactérias presente no meio estavam com bom desenvolvimento de suas atividades. No segundo TRH, entretanto, o reator sem agitação apresentou uma estagnação na produção de biogás após o 11º dia,

diferentemente do reator com agitação que apresentou o mesmo comportamento após 15º dia. Com esse perfil, é possível verificar que mesmo em meio ácido o reator com agitação manteve a produção de biogás por um maior período do que o reator sem agitação.

Com os resultados de produção de biogás e carga orgânica alimentada total é possível realizar a análise de rendimento da produção de biogás em relação a DQO solúvel alimentada total, como apresentado na TABELA 13.

TABELA 13 – RENDIMENTO DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS DOS REATORES SEM E COM AGITAÇÃO

Período	S/ Agitação	C/ Agitação
	Rendimento ($L_{\text{biogás}} \text{ gDQO}_{\text{alimentada}}^{-1}$)	Rendimento ($L_{\text{biogás}} \text{ gDQO}_{\text{alimentada}}^{-1}$)
Primeiro TRH	2,38	2,98
Segundo TRH	2,02	2,24

FONTE: A autora (2019).

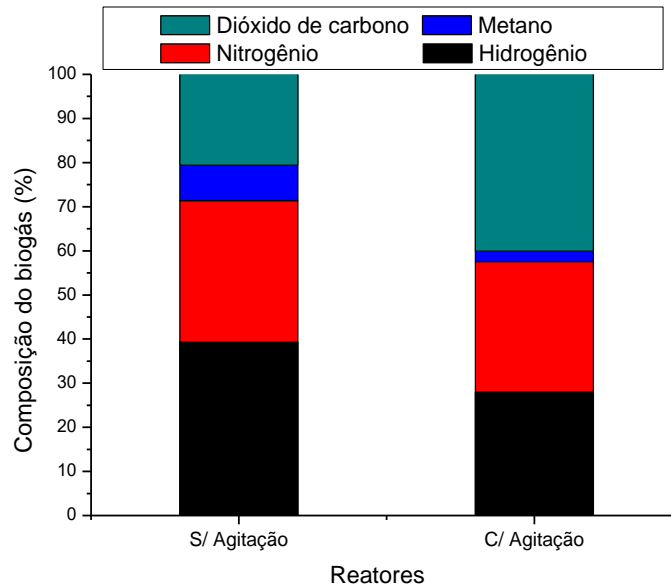
Observa-se que o reator com agitação apresentou maior rendimento na conversão de biogás com 2,98 e 2,24 $L_{\text{biogás}} \text{ gDQO}_{\text{alimentada}}^{-1}$ no primeiro e segundo TRH, respectivamente. Em contrapartida, o reator sem agitação apresentou um rendimento de 2,38 e 2,02 $L_{\text{biogás}} \text{ gDQO}_{\text{alimentada}}^{-1}$ para o primeiro e segundo TRH, respectivamente.

Com esses dados foi possível perceber que o reator com agitação foi 24,95% mais eficiente do que o reator sem agitação no primeiro TRH e 10,79 % mais eficiente no segundo TRH. Assim, o efeito da agitação no presente estudo deu-se de modo satisfatório, principalmente no primeiro TRH em que o reator continha de dejetos suíno para manter as condições operacionais estáveis e não desequilibrar o meio.

4.9 CONCENTRAÇÃO DO BIOGÁS PRODUZIDO

A avaliação da composição do gás produzido foi realizada no sexto dia do segundo TRH nos reatores com e sem agitação. Os resultados das análises são apresentados na FIGURA 21.

FIGURA 21 – COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS PRODUZIDO DOS REATORES SEM E COM AGITAÇÃO



FONTE: A autora (2019).

Observa-se que houve diferentes concentrações de gases em ambos reatores. A concentração de gás metano (CH_4) no reator sem e com agitação foi pequena, de 8 e 2,3%, respectivamente. Em contrapartida, a presença de hidrogênio (H_2) na composição total do gás foi expressiva, igual a 39,3 e 28%, para os reatores sem e com agitação, respectivamente. Outro gás com parcela considerável na composição foi o dióxido de carbono (CO_2) com 20,6 e 40,1%, para os reatores sem e com agitação, respectivamente.

A alta concentração do H_2 e CO_2 no meio promove indícios que dentre as 4 fases de produção de biogás (hidrólise, acidogênese, acetanogênese e metanogênese) a última fase foi inibida devido à acumulação dos AGVs e à queda considerável do pH (BARLAZ; SCHAEFER; HAM, 1989 e MORMILE, et al., 1996). Segundo os mesmos autores, esse processo ocorre em valores de pH compreendidos entre 5,5 e 6. Assim, a baixa concentração encontrada em ambos reatores pode estar atrelada à inibição das *arqueas* metanogênicas, responsáveis pela produção do metano (PARITOSH et al., 2017). Logo, para que o processo de degradação da matéria orgânica seja satisfatória é necessário o equilíbrio entre as etapas da produção de biogás, visto que as bactérias metanogênicas são muito sensíveis ao acúmulo de AGVs (VEEKEN; HAMELERS, 1999).

Deste modo, a estabilização da produção de biogás pode ser atribuída à inibição do crescimento e desenvolvimento de algumas bactérias e possível colapso causado devido a acidificação dos reatores.

Para a maior concentração da produção de metano, uma possível alternativa é a utilização de dois reatores, um contendo as fases hidrólise e acidogênese e o outro as fases acetogênese e metanogênese, como foi realizado no trabalho de Neves (2016).

5. CONCLUSÃO

A alimentação dos reatores com resíduo alimentar induziu a uma gradativa acidificação dos mesmos, tendo em vista o baixo teor alcalinidade deste resíduo. Este fenômeno foi observado em ambos os reatores, não sendo percebida influência do processo de agitação. Da mesma forma, perfis semelhantes para temperatura, condutividade e densidade foram observados para os reatores com e sem agitação nos dois TRH analisados. A acidificação do conteúdo dos reatores, por sua vez, induziu a uma redução da produção de biogás ao longo da realização dos experimentos, o que foi observado principalmente no segundo TRH, devido a possível presença de somente resíduo alimentar.

Com relação à produção de biogás, os resultados permitiram identificar influência positiva da agitação, resultando em aumento do rendimento do processo. Uma explicação para o melhor desempenho do reator com agitação está relacionando com a maior homogeneização do conteúdo em decorrência do processo de mistura empregado. Esse resultado está atrelado com a maior remoção da DQO no processo com agitação, quando comparado ao processo sem agitação.

Quanto ao teor de sólidos, por sua vez, foi identificado que a remoção de SV foi menor para o reator com agitação. Esse aspecto pode ser justificado pelo fato de que os sólidos tendem a ficar em suspensão quando o processo de agitação é empregado, aumentando sua concentração no efluente. Importante destacar que, apesar deste resultado, o processo com agitação apresentou maior rendimento de produção de biogás. Nesse sentido, no caso do reator sem agitação, a maior remoção dos SV não esteve relacionada diretamente com sua conversão em biogás, mas sim na sua possível sedimentação no fundo do reator.

Foi possível analisar que o dejetos suíno contribuiu até certo momento para a estabilidade do processo, principalmente no primeiro TRH. Assim, a junção do dejetos suíno ao resíduo alimentar pode contribuir para um processo mais estável, favorecendo o crescimento e o desenvolvimento das bactérias. Além disso, a agitação atrelada a essa codigestão pode contribuir para maior produção de biogás, visto que apresenta maior rendimento em comparação com reator sem agitação.

REFERÊNCIAS

- ABREU, J. L. S.; CANDEIA, R. A.; FARIAS, E. T R.; GOMES, J. G. Estudo de caso: biodigestão anaeróbia de resíduos suínos com inoculação de meios de cultura. **Realize**, mar. 2015.
- AGDAG, O. N.; SPONZA, D. T. Co-digestion of mixed industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling bioreactors. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.l.], v. 140, n. 1-2, p.75-85, fev. 2007.
- AHRING, B. K.; SANDBERG, M.; ANGELIDAKI, I.. Volatile fatty acids as indicators of process imbalance in anaerobic digestors. **Applied Microbiology And Biotechnology**, [S.l.], v. 43, n. 3, p.559-565, jul. 1995.
- ALCANTARA, M. S.; GRISOTTI, G.; TAVARES, M. HF.; GOMES, S. D. Anaerobic digestion stability test by shewhart control chart. **Engenharia Agrícola**, [S.l.], v. 37, n. 3, p.618-626, jun. 2017.
- AMANI, T.; NOSRATI, M.; SREEKRISHNAN, T.R. Anaerobic digestion from the viewpoint of microbiological, chemical, and operational aspects — a review. **Environmental Reviews**, [S.l.], v. 18, p.255-278, dez. 2010.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 21.ed. Washington. 2005.
- ANGERIZ-CAMPOY, R.; ÁLVAREZ-GALLEGO, C. J.; ROMERO-GARCÍA, L. I. Thermophilic anaerobic co-digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) with food waste (FW): Enhancement of bio-hydrogen production. **Bioresource Technology**, [S.l.], v. 194, p.291-296, out. 2015.
- APPELS, L.; BAEYENS, J.; DECRÈVE, J.; DEWIL, R. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. **Progress In Energy and Combustion Science**, [S.l.], v. 34, n. 6, p.755-781, dez. 2008.
- APPELS, L.; LAUWERS, J.; DEGRÈVE, J.; HELSEN, L.; LIEVENS, B.; WILLEMS, K.; IMPE, J. V.; DEWIL, R. Anaerobic digestion in global bio-energy production: Potential and research challenges. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.l.], v. 15, n. 9, p.4295-4301, dez. 2011.
- AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L.; FORESTI, E.; SANTOS, M. L. F.; MONTEGGIA, L. O. Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica em lodos anaeróbios. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [S.l.], v. 12, n. 2, p.192-201, jun. 2007.
- ARAÚJO, A. P. C. **Produção de biogás a partir de resíduos orgânicos utilizando biodigestor anaeróbico**. 2017. 42 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Química, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE BIOGÁS E BIOMETANO (ABIOGÁS). **ABiogás e Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) traçam estratégias para expansão do biogás na matriz energética brasileira.** 2018. Disponível em: <<https://www.abiogas.org.br/abiogas-e-ministerio-da-agricultura>>. Acesso em: 28 fev. 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil.** São Paulo: [s.n.], p. 14 -16, 2017.

ASTALS, S.; NOLLA-ARDÉVOL, V.; MATA-ALVAREZ, J.. Anaerobic co-digestion of pig manure and crude glycerol at mesophilic conditions: Biogas and digestate. **Bioresource Technology**, [S.l.], v. 110, p.63-70, abr. 2012.

BAI, L.; ZIFU, X.; XUEMEI, W.; XI, H.; SHIKUN, C.; XIAOFENG, B.; RUILING, G. Online measurement of alkalinity in anaerobic co-digestion using linear regression method. **International Journal Of Agricultural And Biological Engineering**. [S.l.], p. 176-183. jan. 2017.

BARCELOS, B. Z. **Avaliação de diferentes inóculos na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos.** 2009. 90 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos., Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília.

BARLAZ, M. A.; SCHAEFER, D. M.; HAM, R. H. Bacterial Population Development and Chemical Characteristics of Refuse Decomposition in a Simulated Sanitary Landfill. **Appl Environ Microbiol.**, [S.l.], v. 55, n. 1, p.55-65, jan. 1989.

BOUALLAGUI, H.; HAOUARI, O.; TOUHAMI, Y.; CHEIKH, R. B.; MAROUANI, L.; HAMDÍ, M. Effect of temperature on the performance of an anaerobic tubular reactor treating fruit and vegetable waste. **Process Biochemistry**, [S.l.], v. 39, n. 12, p.2143-2148, out. 2004.

CALLAGHAN, F.J.; WASE, D. A.J.; THAYANITHY, K.; FORSTER, C. F. Continuous co-digestion of cattle slurry with fruit and vegetable wastes and chicken manure. **Biomass And Bioenergy**, [S.l.], v. 22, n. 1, p.71-77, jan. 2002.

CARDOSO, B. F.; OYAMADA, G. C.; SILVA, C. M. Produção, Tratamento e Uso dos Dejetos Suínos no Brasil. **Desenvolvimento em Questão**, [S.l.], v. 13, n. 32, p.127-145, dez. 2015.

CARMONA-CABELLO, M.; LEIVA-CANDIA, D.; CASTRO-CANTARERO, J. L.; PINZI, S.; DORADO, M. P. Valorization of food waste from restaurants by transesterification of the lipid fraction. **Fuel**, [S.l.], v. 215, p.492-498, mar. 2018.

CERQUEIRA, A. A. **Aplicação da Técnica de Eletrofloculação no Tratamento de Efluentes Têxteis.** 2006. 114 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-graduação em Química, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

CHERNICHARO, C. A. L. Princípios do tratamento Biológico de Águas Residuárias. **Reatores Anaeróbios**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Belo Horizonte. 2 ed., v. 5, p. 245, 1997.

DIVYA, D.; GOPINATH, L.R.; CHRISTY, P. M. A review on current aspects and diverse prospects for enhancing biogas production in sustainable means. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.l.], v. 42, p.690-699, fev. 2015.

DONOSO-BRAVO, A.; MAILIER, J.; MARTIN, C.; RODRÍGUEZ, J.; ACEVES-LARA, C. A.; WOUWER, A. V. Model selection, identification and validation in anaerobic digestion: A review. **Water Research**, [S.l.], v. 45, n. 17, p.5347-5364, nov. 2011.

ELBESHISHY, E.; NAKHLA, G.; HAFEZ, H. Biochemical methane potential (BMP) of food waste and primary sludge: Influence of inoculum pre-incubation and inoculum source. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 110, p.18-25, abr. 2012.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). **Balço Energético Nacional: Relatório Síntese ano base 2017**. Rio de Janeiro: [s.n.], 2018.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **FAO no Brasil: Semana Nacional de Conscientização da Perda e Desperdício de Alimentos**. 2018. Disponível em: <<http://www.fao.org/brasil/noticias/detail-events/en/c/1163036/>>. Acesso em: 16 jan. 2019.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **Global food losses and food waste: Extent, causes and prevention**. Rome: [s.n.], 2011.

FORSTER-CARNEIRO, T.; PÉREZ, M.; ROMERO, L. I. Anaerobic digestion of municipal solid wastes: Dry thermophilic performance. **Bioresource Technology**, [S.l.], v. 99, n. 17, p.8180-8184, nov. 2008.

GÓMEZ, X.; CUETOS, M. J.; CARA, J.; MORÀN, A.; GARCÍA, A. I. Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes. **Renewable Energy**, [S.l.], v. 31, n. 12, p.2017-2024, out. 2006.

GÓMEZ, X.; MORÀN, A.; CUETOS, M. J.; SÁNCHEZ, M. E. The production of hydrogen by dark fermentation of municipal solid wastes and slaughterhouse waste: A two-phase process. **Journal Of Power Sources**, [S.l.], v. 157, n. 2, p.727-732, jul. 2006.

GOMEZ-ROMERO, J.; GONZALEZ-GARCIA, A.; CHAIREZ, I.; TORRES, L.; GARCÍA-PENA, E. I. Selective adaptation of an anaerobic microbial community: Biohydrogen production by co-digestion of cheese whey and vegetables fruit waste. **International Journal of Hydrogen Energy**, [S.l.], v. 39, n. 24, p.12541-12550, ago. 2014.

GUERI, M. V. D. **Avaliação do processo de digestão anaeróbia de resíduos alimentares em reatores batelada e semi-contínuo**. 2017. 97 f. TCC (Graduação) -

Curso de Pós-graduação em Bioenergia, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel.

HAWKES, F.R.; GUWY, A. J.; ROZZI, A. G.; HAWKES, D. L. A new instrument for on-line measurement of bicarbonate alkalinity. **Water Research**, [S.l.], v. 27, n. 1, p.167-170, jan. 1993.

HEIKKILÄ, L.; REINIKAINEN, A.; KATAJAJUURI, J.-M., SILVENNOINEN, K.; HARTIKAINEN, H. Elements affecting food waste in the food service sector. **Waste Management**, [S.l.], v. 56, p.446-453, out. 2016.

HOLM-NIELSEN, J. B.; SEADI, T. A.; OLESKOWICZ-POPIEL, P. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. **Bioresource Technology**, [S.l.], v. 100, n. 22, p.5478-5484, nov. 2009.

HURTADO, F. J.; KAISER, A. S.; ZAMORA, B. Fluid dynamic analysis of a continuous stirred tank reactor for technical optimization of wastewater digestion. **Water Research**, [S.l.], v. 71, p.282-293, mar. 2015.

IZUMI, K.; OKISHIO, Y.-K.; NAGAO, N.; NIWA, C.; YAMAMOTO, S.; TODA, T. Effects of particle size on anaerobic digestion of food waste. **International Biodeterioration & Biodegradation**, [S.l.], v. 64, n. 7, p.601-608, out. 2010.

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

JINGURA, R. M.; MATENGAIFA, R. Optimization of biogas production by anaerobic digestion for sustainable energy development in Zimbabwe. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.l.], v. 13, n. 5, p.1116-1120, jun. 2009.

KAPARAJU, P.; BUENDIA, I.; ELLGAARD, L.; ANGELIDAKIA, I. Effects of mixing on methane production during thermophilic anaerobic digestion of manure: Lab-scale and pilot-scale studies. **Bioresource Technology**, [S.l.], v. 99, n. 11, p.4919-4928, jul. 2008.

KAPARAJU, P.; RINTALA, J. Anaerobic co-digestion of potato tuber and its industrial by-products with pig manure. **Resources, Conservation And Recycling**, [S.l.], v. 43, n. 2, p.175-188, jan. 2005.

KARIM, K.; HOFFMANN, R.; KLASSON, T.; AL-DAHMAN, M. H. Anaerobic digestion of animal waste: Waste strength versus impact of mixing. **Bioresource Technology**, [S.l.], v. 96, n. 16, p.1771-1781, nov. 2005.

KASTNER, V.; SOMITSCH, W.; SCHNITZHOFER, W. The anaerobic fermentation of food waste: a comparison of two bioreactor systems. **Journal Of Cleaner Production**, [S.l.], v. 34, p.82-90, out. 2012.

KHALID, A.; ARSHAD, M.; ANJUM, M.; MAHMOOD, T.; DAWSON, L. The anaerobic digestion of solid organic waste. **Waste Management**, [S.I.], v. 31, n. 8, p.1737-1744, ago. 2011.

KIM, J. K.; OH, B. R.; CHUN, Y. N.; KIM, S. W. Effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic digestion of food waste. **Journal Of Bioscience And Bioengineering**, [S.I.], v. 102, n. 4, p.328-332, out. 2006.

KIM, M.; AHN, Y.- H.; SPEECE, R. E. Comparative process stability and efficiency of anaerobic digestion; mesophilic vs. thermophilic. **Water Research**, [S.I.], v. 36, n. 17, p.4369-4385, out. 2002.

KIRAN, E. U.; TRZCINSKI, A. P.; NG, W. J.; LIU, Y. Bioconversion of food waste to energy: A review. **Fuel**, [S.I.], v. 134, p.389-399, out. 2014.

KONDUSAMY, D.; KALAMDHAD, A. S. Pre-treatment and anaerobic digestion of food waste for high rate methane production – A review. **Journal Of Environmental Chemical Engineering**, [S.I.], v. 2, n. 3, p.1821-1830, set. 2014.

KONRAD, O.; SCHMEIER, N. P.; ANATER, A. T.; CASARIL, C.; LUMI, M. Geração de biogás através de digestão anaeróbia utilizando substrato suíno e bovino. **Revista Acadêmica Ciências Agrárias e Ambientais**, [S.I.], v. 12, n. 671, p.209-214, 2014.

KOSSEVA, M. R. Management and Processing of Food Wastes. **Comprehensive Biotechnology**, p. 557–593, 2011.

KOTHARI, R.; PANDEY, A. K.; KUMAR, S.; TYAGI, V. V.; TYAGI, S. K. Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: An overview. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.I.], v. 39, p.174-195, nov. 2014.

KOTHARI, R.; TYAGI, V. V.; PATHAK, A. Waste-to-energy: A way from renewable energy sources to sustainable development. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.I.], v. 14, n. 9, p.3164-3170, dez. 2010.

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. I. R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource Technology**, [S.I.], v. 100, n. 22, p.5485-5489, nov. 2009.

KUO, J.; DOW, J. Biogas production from anaerobic digestion of food waste and relevant air quality implications. **Journal Of The Air & Waste Management Association**, [S.I.], v. 67, n. 9, p.1000-1011, 22 jun. 2017.

KWIETNIEWSKA, E.; TYS, J. Process characteristics, inhibition factors and methane yields of anaerobic digestion process, with particular focus on microalgal biomass fermentation. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [s.I.], v. 34, p.491-500, jun. 2014.

LARSEN, A. C. **Co-digestão anaeróbia de glicerina bruta e efluente de fecularia**. 2009. 41 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Agrícola, Centro

de Ciências Exatas e Tecnologia, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel.

LASTELLA, G.; TESLA, C.; CORNACCHIA, G.; NOTORNICOLA, M.; VOLTASIO, F.; SHARMA, V. K. Anaerobic digestion of semi-solid organic waste: biogas production and its purification. **Energy Conversion And Management**, [S.l.], v. 43, n. 1, p.63-75, jan. 2002.

LAY, J.- J.; LI, Y.- Y.; NOIKE, T. Influences of pH and moisture content on the methane production in high-solids sludge digestion. **Water Research**, [S.l.], v. 31, n. 6, p.1518-1524, jun. 1997.

LEITE, T. S.; TRIBST, A.; CRISTIANINI, M. Possibilidades e desafios no uso de aquecimento ôhmico para o processamento de alimentos. **Revista UFPR**, Curitiba, v. 35, n. 2, p.1-14, dez. 2017.

LI, YEBO; PARK, STEPHEN Y.; ZHU, JIYING. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.l.], v. 15, n. 1, p.821-826, jan. 2011.

LIM, S. - J.; KIM, B. J.; JEONG, C. - M.; CHOI, J.- D.- R.; AHN, Y. H.; CHANG, H. N. Anaerobic organic acid production of food waste in once-a-day feeding and drawing-off bioreactor. **Bioresource Technology**, [S.l.], v. 99, n. 16, p.7866-7874, nov. 2008.

LINDMARK, J.; THORIN, E.; FDHILA, R. B.; DAHLQUIST, E. Effects of mixing on the result of anaerobic digestion: Review. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.l.], v. 40, p.1030-1047, dez. 2014.

LIU, C. – F.; YUAN, X. - Z.; ZENG, G. – M.; LI, W. - W.; LI, J. Prediction of methane yield at optimum pH for anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. **Bioresource Technology**, [S.l.], v. 99, n. 4, p.882-888, mar. 2008.

LOPES, W. Influence of inoculum on performance of anaerobic reactors for treating municipal solid waste. **Bioresource Technology**, [S.l.], v. 94, n. 3, p.261-266, set. 2004.

LÜTZHØFT, H. C. H.; BOE, K.; FANG, C.; ANGELIDAKI, I. Comparison of VFA titration procedures used for monitoring the biogas process. **Water Research**, [S.l.], v. 54, p.262-272, maio 2014.

MACHADO, B. C. **Avaliação da qualidade dos efluentes das lagoas de estabilização em série da estação de tratamento de esgoto de samambaia – df para o cultivo de tilápia (*oreochromis niloticus*)**. 2006. 126 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília

MAJD, S. S.; ABDOLI, M. A.; KARBASSI, A.; POURZAMANI, H. R.; REZAEI, M. Effect of Physical and Chemical Operating Parameters on Anaerobic Digestion of Manure and Biogas Production: A Review. **Journal Of Environmental Health And Sustainable Development**. [S.l.], p. 235-247. dez. 2017.

MATA-ALVAREZ, J.; DOSTA, J.; MACÉ, S.; ASTALS, S. Codigestion of solid wastes: A review of its uses and perspectives including modeling. **Critical Reviews In Biotechnology**, [S.I.], v. 31, n. 2, p.99-111, 25 fev. 2011.

MATA-ALVAREZ, J.; DOSTA, J.; ROMERO-GÜIZA, M. S.; FONOLL, X.; PECES, M.; ASTALS, S. A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.I.], v. 36, p.412-427, ago. 2014.

MATA-ALVAREZ, J.; MACÉ, S.; LLABRÉS, P. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. **Bioresource Technology**, [S.I.], v. 74, n. 1, p.3-16, ago. 2000.

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

MITKOWSKI, P. T.; ADAMSKI, M.; SZAFERSKI, W. Experimental set-up of motionless hydraulic mixer and analysis of hydraulic mixing. **Chemical Engineering Journal**, [S.I.], v. 288, p.618-637, mar. 2016.

MORAES, B. S.; ZAIAT, M.; BONOMI, A. Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane ethanol production in Brazil: Challenges and perspectives. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.I.], v. 44, p.888-903, abr. 2015.

MORMILE, M. R.; GURIJALA, K. R.; ROBINSON, J. A.; MCLNERNEY, M. J.; SUFLITA, J. M. The Importance of Hydrogen in Landfill Fermentations. **Applied And Environmental Microbiology**, [S.I.], v. 65, n. 5, p.1583-1588, maio 1996.

NEVES, G. N. **Produção de hidrogênio e metano via codigestão anaeróbia em reatores de dois estágios a partir de resíduo alimentar e lodo do tratamento de vinhaça**. 2016. 122 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia de Alimentos, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

OSTREM, K. **Greening waste: anaerobic digestion for treating the organic fraction of municipal solid wastes**. 2004. 54 f. Tese (Doutorado) - Curso de pós-Graduação, Department of Earth and Environmental Engineering, Columbia University, [S.I.].

PAPARGYROPOULOU, E.; LOZANO, R.; STEINBERGER, J. K.; WRIGHT, N.; UJANG, Z. B. The food waste hierarchy as a framework for the management of food surplus and food waste. **Journal Of Cleaner Production**, [S.I.], v. 76, p.106-115, ago. 2014.

PARITOSH, K.; KUSHWAHA, S. K.; YADAV, M.; PAREEK, N.; CHAWADE, A.; VIVEKANAND, V. Food Waste to Energy: An Overview of Sustainable Approaches for Food Waste Management and Nutrient Recycling. **Biomed Research International**, [S.I.], v. 2017, p.1-19, 2017.

PELCZAR, M. J.; CHAN, E. C. S.; KRIEG, N. R.. **Microbiologia: Conceitos e aplicações**. 2. ed. São Paulo: Makron, 1996. p. 167-168.

PENTEADO, E. D.; LAZARO, C. Z.; SAKAMOTO, I. K.; ZAIAT, M. Influence of seed sludge and pretreatment method on hydrogen production in packed-bed anaerobic reactors. **International Journal of Hydrogen Energy**, [S.l.], v. 38, n. 14, p.6137-6145, maio 2013.

PROJETO BRASIL-ALEMANHA DE FOMENTO AO APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DE BIOGÁS NO BRASIL (PROBIOGÁS). **Guia Prático do Biogás: Geração e Utilização**. Gülzow-prüzen: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e V., p. 20-27, 2013.

RATANATAMSKUL, C.; WATTANAYOMMANAPORN, O.; YAMAMOTO, K. An on-site prototype two-stage anaerobic digester for co-digestion of food waste and sewage sludge for biogas production from high-rise building. **International Biodeterioration & Biodegradation**, [S.l.], v. 102, p.143-148, ago. 2015.

RODRIGUEZ, G.; ANDERLEI, T.; MICHELETTI, M.; YIANNESKIS, M.; DUCCI, A. On the measurement and scaling of mixing time in orbitally shaken bioreactors. **Biochemical Engineering Journal**, [S.l.], v. 82, p.10-21, jan. 2014.

RODRÍGUEZ, J. A.; PEÑA, M. R.; MANZI, V. Application of an innovative methodology to improve the starting-up of UASB reactors treating domestic sewage. **Water Science And Technology**, [s.l.], v. 44, n. 4, p.295-303, ago. 2001.

ROMERO-GÜIZA, M. S.; VILA, J.; MATA-ALVAREZ, J.; CHIMENES, J. M.; ASTALS, S. The role of additives on anaerobic digestion: A review. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.l.], v. 58, p.1486-1499, maio 2016.

SAKAGUCHI, L.; PAK, N.; POTTS, M. D. Tackling the issue of food waste in restaurants: Options for measurement method, reduction and behavioral change. **Journal Of Cleaner Production**, [S.l.], v. 180, p.430-436, abr. 2018.

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 upflow anaerobic sludge bed reactor treating piggery waste. **Bioresource Technology**, [S.l.], v. 96, n. 3, p.335-344, fev. 2005.

SGORLON, J. G.; RIZK, M. C.; BERGAMASCO, R.; TAVARES, C. R. G. Avaliação da DQO e da relação C/N obtidas no tratamento anaeróbio de resíduos fruti-hortícolas. **Acta Scientiarum. Technology**, [S.l.], v. 33, n. 4, p.421-424, 20 set. 2011.

SILVA, C. M.; FRANÇA, M. T.; OYAMADA, G. C. Características da suinocultura e os dejetos causados ao ambiente. **Connection Line: Revista Eletrônica do Univag**, [S.l.], n. 12, p.44-59, 2015.

SILVA, N. P.; FRANCISCO, A. C. Geração de energia elétrica a partir de dejetos suínos: um estudo de caso em uma propriedade rural na região oeste do estado do paraná. [S.l.: s.n.], v. 7, n. 2, p.65-82, out. 2010.

SILVA, S. A.; CAVALEIRO, A. J.; PEREIRA, M. A.; STAMS, A. J. M.; ALVEZ, M. M.; SOUSA, D. Z. Long-term acclimation of anaerobic sludges for high-rate methanogenesis from LCFA. **Biomass And Bioenergy**, [S.l.], v. 67, p.297-303, ago. 2014.

SOSA, R.; CHAO, R.; RÍO, J. Aspectos bioquímicos y tecnológicos del tratamiento de residuales agrícolas com producción de biogás. **Revista Computadorizada de Proucción Porcina**, v. 6, n. 2, 1999.

SOTTI, G. **Biogás de digestão anaeróbia dos resíduos orgânicos de restaurante universitário com efluente sanitário**. 2014. 60 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina.

SOUZA, C. F.; CAMPOS, J. A.; SANTOS, C. R.; BRESSAN, W. S.; MOGAMI, C. A. Methane volumetric yield swine wastes Methane volumetric yield swine wastes. **Ciência Agrotecnologia**, [S.l.], v. 32, n. 1, p.219-224, jan. 2008.

SOUZA, C. F.; LUCAS JÚNIOR, J.; FERREIRA, W. P. M. Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos sob efeito de três temperaturas e dois níveis de agitação do substrato: considerações sobre a partida. **Engenharia Agrícola**, [S.l.], v. 25, n. 2, p.530-539, ago. 2005.

STROOT, P. Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditions—I. digester performance. **Water Research**, [S.l.], v. 35, n. 7, p.1804-1816, maio 2001.

SUEHARA, Ken-ichiro et al. Biological treatment of wastewater discharged from biodiesel fuel production plant with alkali-catalyzed transesterification. **Journal Of Bioscience And Bioengineering**, [S.l.], v. 100, n. 4, p.437-442, out. 2005.

SURENDRA, K. C.; TAKARA, D.; HASHIMOTO, A. G.; KHANAL, S. K. Biogas as a sustainable energy source for developing countries: Opportunities and challenges. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.l.], v. 31, p.846-859, mar. 2014.

TEGHAMMAR, A.; KARIMI, K.; HORVPATH, I. S.; TAHERZADEH, M. J. Enhanced biogas production from rice straw, triticale straw and softwood spruce by NMMO pretreatment. **Biomass And Bioenergy**, [s.l.], v. 36, p.116-120, jan. 2012.

THYBERG, K. L.; TONJES, D. J. Drivers of food waste and their implications for sustainable policy development. **Resources, Conservation And Recycling**, [S.l.], v. 106, p.110-123, jan. 2016.

TÖCKLI, S.; DORN, M.; LIECHTI, S. Normative prompts reduce consumer food waste in restaurants. **Waste Management**, [S.l.], v. 77, p.532-536, jul. 2018.

VEEKEN, A.; HAMELERS, B. Efect of temperature on hydrolysis rates of selected biowaste components. **Bioresource Technology**, [s.i, p.249-254, 1999.

VIANA, E.; SCHULZ, H. E.; ALBUQUERQUE, R.; NORONHA, A. B. Resíduos alimentares do lixo domiciliar: Estudo do uso na alimentação de frangos de corte. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 1, p.203-211, 2006.

WANG, X.; YANG, G.; FENG, Y.; REN, G.; HAN, X. et al. Optimizing feeding composition and carbon–nitrogen ratios for improved methane yield during anaerobic co-digestion of dairy, chicken manure and wheat straw. **Bioresource Technology**, [S.I.], v. 120, p.78-83, set. 2012.

WARD, A. J.; HOBBS, P. J.; HOLLIMAN, P. J.; JONES, D. J. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 99, n. 17, p.7928-7940, nov. 2008.

WELLINGER, A. Process design of agricultural digesters. Nova Energie GmbH Elggerstrasse, Report, 1999.

YU, L.; MA, J.; CHEN, S. Numerical simulation of mechanical mixing in high solid anaerobic digester. **Bioresource Technology**, [S.I.], v. 102, n. 2, p.1012-1018, jan. 2011.

ZHANG, C.; SU, H.; BAEYENS, J.; TAN, T. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.I.], v. 38, p.383-392, out. 2014.

ZHANG, C.; SU, H.; TAN, T. Batch and semi-continuous anaerobic digestion of food waste in a dual solid–liquid system. **Bioresource Technology**, [S.I.], v. 145, p.10-16, out. 2013.

ZHANG, C.; XIAO, G.; PENG, L.; SU, H.; TAN, T. The anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure. **Bioresource Technology**, [S.I.], v. 129, p.170-176, fev. 2013.

ZHANG, L.; JAHNG, D. Long-term anaerobic digestion of food waste stabilized by trace elements. **Waste Management**, [S.I.], v. 32, n. 8, p.1509-1515, ago. 2012.

ZHANG, L.; LEE, Y. – W.; JAHNG, D. Anaerobic co-digestion of food waste and piggery wastewater: Focusing on the role of trace elements. **Bioresource Technology**, [S.I.], v. 102, n. 8, p.5048-5059, abr. 2011.

ZHANG, Q.; HU, J.; LEE, D.- Jong. Biogas from anaerobic digestion processes: Research updates. **Renewable Energy**, [S.I.], v. 98, p.108-119, dez. 2016.

ZIGANSHIN, A. M; ZIGANSHINA, E. E.; KLEINSTEUDER, S.; NIKOLAUSZ, M. Comparative Analysis of Methanogenic Communities in Different Laboratory-Scale Anaerobic Digesters. **Archaea**, [S.I.], v. 2016, p.1-12, 2016.

APÊNDICE 1 – ALIMENTAÇÃO DIÁRIAS DOS REATORES

Primeiro TRH	
Dia	Cardápio
1	Pepino, tomate, cebola, carne de frango, arroz, feijão e abóbora.
4	Feijão, arroz, alface, repolho, carne bovina, casca de cenoura e chuchu.
6	Borra de café, casca de ovo, bolo, casca de mamão e melancia.
8	Borra de café, arroz, feijão e casca de ovo.
11	Casca de banana e ovo, abóbora, creme de milho, farinha e peixe.
13	Casca de ovo e cenoura, café, bolo e batata doce.
15	Folha de repolho, alface e tomate.
18	Alface, tomate, repolho, melancia.
20	Pão, carne bovina, repolho, bolo, arroz, feijão, alface, jiló.
Segundo TRH	
Dia	Cardápio
2	Arroz, feijão, couve, casca de banana e ovo, carne.
5	Arroz, feijão, fricose, queijo, molho branco, bolinho vegetariano e ovo
7	Carne de boi, arroz, feijão, alface, couve.
9	Arroz, feijão, macarrão, carne moída e bovina, pepino e ovo.
12	Arroz, feijão, casca de banana, carne de boi, couve.
14	Arroz, feijão, carne de boi, ovo, pão, bolo, queijo.
16	Arroz, feijão, chuchu, melancia, alface.
19	Arroz, feijão, pão, bolo, alface.

APÊNDICE 2 – ANÁLISES DO DEJETO FRESCO E INÓCULO DE SUÍNO

Parâmetros	Inóculo		Dejeto fresco	
	Média	± DP	Média	± DP
pH	8,23	---	7,28	---
Densidade (kgm ⁻³)	1022	0,35	964	14,14
ST (mg L ⁻¹)	11502,5	53,03	14932,5	88,38
SV (mg L ⁻¹)	5332,5	60,1	11820	452,5
SF (mg L ⁻¹)	6170	7,07	3112,5	540,9
Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	6751,2	49,21	3993,3	12,3
Acidez (mg CH ₃ COOH L ⁻¹)	744,15	0,1	8855,38	49,61
DQO _{solúvel} (g O ₂ L ⁻¹)	21,80	3,35	47,18	6,51
Condutividade (mS cm ⁻¹)	37,02	1,84	20,18	0,035