

UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE  
ESCOLA DE ENGENHARIA INDUSTRIAL METALÚRGICA DE VOLTA REDONDA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL

RICARDO SALLES HERMANNY

CODIGESTÃO ANAERÓBICA DE RESÍDUOS ALIMENTARES ORGÂNICOS E DE SORO  
DE LEITE

VOLTA REDONDA  
2019

RICARDO SALLES HERMANNY

**CODIGESTÃO ANAERÓBICA DE RESÍDUOS ALIMENTARES ORGÂNICOS E DE  
SORO DE LEITE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental da Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental

Orientador (a): Prof. Dr Carlos Eduardo de Souza Teodoro  
Co-Orientador (a): Prof. Dr (a). Ana Paula Martinazzo

Volta Redonda, RJ  
2019

Ficha catalográfica automática - SDC/BEM  
Gerada com informações fornecidas pelo autor

H552c Hermanny, Ricardo Salles  
Codigestão Anaeróbica de Resíduos Alimentares Orgânicos  
e de Soro de Leite / Ricardo Salles Hermanny ; Carlos Eduardo  
de Souza Teodoro, orientador ; Ana Paula Martinazzo,  
coorientador. Volta Redonda, 2019.  
64 f.

Dissertação (mestrado)-Universidade Federal Fluminense,  
Volta Redonda, 2019.

DOI: <http://dx.doi.org/10.22409/PGTA.2019.m.07203963799>

1. Digestão Anaeróbia. 2. Degradação de Matéria  
Orgânica. 3. Produção intelectual. I. Teodoro, Carlos  
Eduardo de Souza, orientador. II. Martinazzo, Ana Paula,  
coorientador. III. Universidade Federal Fluminense. Escola de  
Engenharia Industrial e Metalúrgica de Volta Redonda. IV.  
Título.

CDD -

Bibliotecária responsável: Andreia de Oliveira Paim - CRB7/5183

---

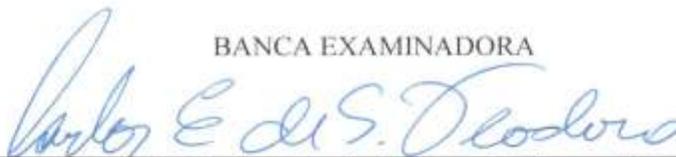
RICARDO SALLES HERMANNY

CODIGESTÃO ANAERÓBICA DE RESÍDUOS ALIMENTARES ORGÂNICOS E DE SORO  
DE LEITE

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-  
Graduação em Tecnologia Ambiental da  
Universidade Federal Fluminense, como  
requisito parcial à obtenção do título de  
Mestre em Tecnologia Ambiental

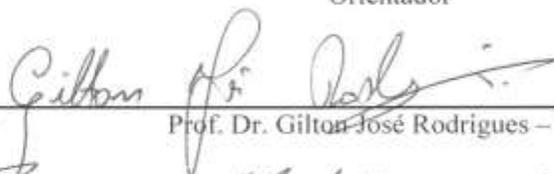
Aprovada em 15/03/2019

BANCA EXAMINADORA



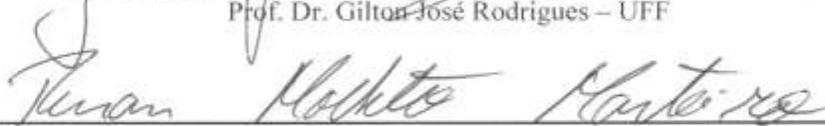
---

Prof. Dr. Carlos Eduardo de Souza Teodoro – UFF  
Orientador



---

Prof. Dr. Gilton José Rodrigues – UFF



---

Prof. Dr. Renan Modesto Monteiro - UNIG

Volta Redonda  
2019

Dedico este trabalho ao meu filho Enzo.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a Deus.

Meus sinceros agradecimentos ao meu orientador Dr. Carlos Eduardo de Souza Teodoro, pelos ensinamentos, orientação, paciência e pela oportunidade a mim concedida de juntos realizarmos este trabalho.

Agradeço à minha co-orientadora Dra. Ana Paula Martinazzo.

Agradeço aos membros da banca examinadora, Dr. Gilton José Rodrigues e Dr. Renan Modesto Monteiro por aceitarem o convite de participarem da banca e contribuírem para este trabalho.

Agradeço a todos os professores do curso de Tecnologia Ambiental, pelas horas agradáveis de aprendizado e de novas experimentações, em especial ao Dr. Adriano Portz e Dra. Fabiana dos Santos;

Agradeço a todos os companheiros do laboratório de Biotecnologia, sempre dispostos a ajudar e passar seus conhecimentos e ao técnico Mateus pela ajuda.

Agradeço ao professor Rodrigo Marassi pelas incontáveis dúvidas sanadas e apoio ofertado.

Agradeço a todos que direta ou indiretamente contribuíram durante essa caminhada maravilhosa e na realização deste trabalho.

Agradeço a minha mãe, meus falecidos avós, a minha esposa ao meu filho e ao meu pai, todos muito amados.

Grato a todos.

## RESUMO

A digestão anaeróbica é uma tecnologia que vem se tornando uma alternativa cada vez mais sustentável com os avanços das pesquisas de base. Esta tecnologia pode tratar efluentes ou resíduos simultaneamente à produção de energia e subprodutos reaproveitáveis. Neste caso a biodegradação da matéria orgânica contida nos resíduos é convertida em biogás pela ação de biocatalisadores do tipo bactérias anaeróbicas. O presente trabalho teve por objetivo avaliar a co-digestão de duas concentrações de soro de leite homogeneizado com restos alimentares e alocados em reatores anaeróbicos para serem tratados com e sem agitação. Foi utilizado inóculo pré-aclimatado em reator do tipo indiano com substrato a base de esterco bovino. A degradação da matéria orgânica ocorreu de forma constantes em ambas concentrações testadas de 70% de soro de leite e 80% de soro de leite. A agitação influenciou os resultados em 09 das 32 possibilidades de fazê-lo. Aos 15 dias de TDH removeu-se, na média, 62% de DQO para o experimento com 70% de concentração de soro de leite e 64,1% para o experimento com 80% de concentração de soro de leite, nas médias dos tratamentos sem e com agitação. Com 60 dias de TDH chegou-se a 73% e 72,30% de eficiência na remoção de DQO, para concentração de 70% de soro de leite e para a concentração de 80% de soro de leite, respectivamente, e na média dos tratamentos sem e com agitação. A condutividade obteve em 60 dias, para a concentração de soro 70% um incremento de 49% em seus valores, enquanto a concentração com 80% de soro de leite obteve 92%. As quantidades de oxigênio dissolvido, em 60 dias, para a concentração de soro 70% obtiveram um incremento de 146% em seus níveis, enquanto a concentração de 80% de soro de leite obteve 323%, desse incremento, em seus níveis. As análises de amônia, para sua aplicação como biofertilizante, demonstraram a sua presença e que seus níveis, para a concentração de 70%, na média dos resultados do tratamento agitado e sem agitação, diminuíram em 90%, para uma TDH de 60 dias. Já o tratamento com concentração de 80% de soro de leite obteve redução de 90,36% em seus níveis, para uma TDH de 60 dias.

**Palavras-chave :** Digestão Anaeróbica. Energia Renovável. Biorremediação. Co-digestão.

## ABSTRACT

Anaerobic digestion is a technology that has become an increasingly sustainable alternative to due advances in basic research. This technology can simultaneously treat effluents and waste recycle by-products and generate power. The biodegradation of the organic matter in the residues is converted into biogas by the action of different types of anaerobic bacteria. This thesis proposes to analyse and study anaerobic digestion in different treatment configurations to produce biogas and biofertilizer through the anaerobic oxidation of whey and restaurant waste using pre-acclimated inoculum in an Indian-type reactor which uses bovine manure substrate. The degradation of organic matter occurred consistently at both tested concentrations of 70% whey and 80% whey. The agitation did not influence the results in 39 out of 48 possibilities. At 15 days of hydraulic detention time an average of 62% of COD was removed for the experiment with 70% concentration of whey and 64.1% for the experiment with 80% of whey concentration. With 60 days of hydraulic detention time, 73% and 72.30% of COD removal efficiency were obtained, at a concentration of 70% whey and at the concentration of 80% whey, respectively, on average of shake and no shake treatment. The conductivity obtained in 60 days, for the 70% concentration was 49% increase in its values, while the concentration with 80% of whey obtained 92%. The amount of dissolved oxygen in 60 days for the 70% concentration obtained a 146% increase in its levels, while the concentration of 80% of whey obtained 323% of this increase. The ammonia analyzes, for their application as biofertilizer, demonstrated their presence and their levels, for the 70% concentration, in the average of the results of the agitated treatment and without agitation, decreased by 90% for a 60-day hydraulic detention time. The treatment with 80% whey obtained a reduction of 90.36% in its levels, for a TDH of 60 days.

**Keywords:** Anaerobic Digestion. Renewable Energy. Bioremediation. Co-Digestion.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Biodigestor modelo indiano localizado na fazenda Nossa Senhora da Aparecida, Valença, RJ, local em que o inóculo foi aclimatado e de onde foi retirado, p.23.

Figura 2. Reator com características de um RAFA, com 2 (duas) saídas de canos transpassados pela estrutura da tampa para captação do efluente e saída de gases (Figura A). Reatores Anaeróbicos preenchidos até o volume de 1,5L (Figura B), p.24.

Figura 3. Médias de pH da concentração de 70% SL nos tratamentos com e sem agitação nos TDH de 0, 15, 30, 45 e 60 dias, p.28.

Figura 4. Médias de pH da concentração de 80% SL nos tratamentos com e sem agitação nos TDH de 0, 15, 30, 45 e 60 dias, p. 29.

Figura 5. Médias de condutividade da concentração de 70% SL nos tratamentos com e sem agitação nos TDH de 0, 15, 30, 45 e 60 dias, p. 31.

Figura 6. Médias de pH de condutividade da concentração de 80% SL nos tratamentos com e sem agitação nos TDH de 0, 15, 30, 45 e 60 dias, p.33

Figura 7. Médias de DQO da concentração de 70% SL nos tratamentos com e sem agitação nos TDH de 0, 15, 30, 45 e 60 dias, p. 35.

Figura 8. Médias de DQO da concentração de 80% SL nos tratamentos com e sem agitação nos TDH de 0, 15, 30, 45 e 60 dias, p. 37.

Figura 9. Médias de oxigênio dissolvido da concentração de 70% SL nos tratamentos com e sem agitação nos TDH de 0, 15, 30, 45 e 60 dias, p.38.

Figura 10. Médias de oxigênio dissolvido da concentração de 80% SL nos tratamentos com e sem agitação nos TDH de 0, 15, 30, 45 e 60 dias, p. 39.

Figura 11. Médias de amônia na concentração de 70% SL e 80% SL nos tratamentos com e sem agitação nos TDH de 0, 15, 30, 45 e 60 dias, p. 41.

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Geração de Biogás por substrato e Reator Anaeróbico, p.8.

Tabela 2: Resultado de geração de biogás pelos resíduos alimentares e soro de leite, p.12.

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

°C	Grau Celsius
%	Porcentagem
AGCLS	Ácidos Graxos de Cadeia Longa
CSTR	Continuous Stirred Tank Reactor
BOD	Biochemical oxygen demand
CCO	Carregamento de Carga Orgânica
COD	Chemical oxygen demand
DA	Digestão Anaeróbica
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
DO	Densidade óptica
EUA	Estados Unidos da América
h	Hora
mg	Miligrama
mL	Mililitros
pH	Potencial hidrogenionico
nm	nanômetros
PBM	Potencial bioquímico de metano
RA	Reatores Anaeróbicos
RPM	Rotação por minuto
SL70%	Tratamento Soro de Leite 70% em sua composição
SL80%	Tratamento Soro de Leite 80% em sua composição
ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos Totais Fixos
STV	Sólidos Totais Voláteis
TA	Tratamento Agitado
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket

UHT	Ultra-High Temperature
W	watt

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO, p.1
2. OBJETIVOS, p.3
  - 2.1. OBJETIVOS GERAL, p.3
  - 2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS, p.3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA, p.4
  - 3.1. PRINCÍPIO DA DIGESTÃO ANAERÓBICA E PRODUÇÃO DE BIOGÁS, p.4
  - 3.2. RESÍDUO ORGÂNICO ALIMENTÍCIO COMO SUBSTRATO PARA UTILIZAÇÃO EM REATORES ANAERÓBICOS, p.6
  - 3.3. SORO DE LEITE, p.7
  - 3.4. RESÍDUOS ALIMENTARES, p.8
  - 3.5. REATORES ANAERÓBICOS, p.10
  - 3.6. CO-DIGESTÃO, p.13
  - 3.7. PARÂMETROS QUE AFETAM A DIGESTÃO ANERÓBICA, p.14
    - 3.7.1. Temperatura, p.15
    - 3.7.2. Potencial hidrogeniônico – pH, p.15
    - 3.7.3. Tempo de detenção hidráulica – TDH, p.16
    - 3.7.4. Carregamento de carga orgânica (CCO), p.17
    - 3.7.5. Inibidores de produção de biogás, p.17
      - 3.7.5.1 Amônia, p.17
      - 3.7.5.2 Ácido sulfídrico – H<sub>2</sub>S, p.18
      - 3.7.5.3 Salinidade, p.18
      - 3.7.5.4 Ácidos graxos de cadeia longa (AGCL), p.18
4. MATERIAS E MÉTODOS, p.20
  - 4.1. LOCAL, p.20
  - 4.2. RESÍDUOS UTILIZADOS, p.20
  - 4.3. INÓCULO, p.20
  - 4.4. REATORES, p.21

- 4.5. CO-DIGESTÃO DOS RESÍDUOS, p.22
- 4.6. EFEITOS DA AGITAÇÃO NA CO-DIGESTÃO DOS RESÍDUOS, p.22
- 4.7. EFEITO DO TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICO – TDH, p. 23
- 4.8. ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS, p.23
  - 4.8.1. Demanda química de oxigênio (DQO), p.23
  - 4.8.2. Potencial hidrogeniônico (pH), p.24
  - 4.8.3. Oxigênio dissolvido – OD, p.24
  - 4.8.4. Condutividade iônica da solução, p.25
  - 4.8.5. Amônio (N-  $\text{NH}_4^+$ ), p.25
- 4.9. ANÁLISES ESTATÍSTICAS, p.25
5. RESULTADOS, p.26
  - 5.1. POTENCIAL HIDROGENIÔNICO, p.26
  - 5.2. CONDUTIVIDADE IÔNICA, p.28
  - 5.3. DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO, p.32
  - 5.4. OXIGÊNIO DISSOLVIDO, p.35
  - 5.5. AMÔNIO, p.38
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS, p.40
  - 6.1. pH, p.40
  - 6.2. CONDUTIVIDADE, p.40
  - 6.3. DQO, p.40
  - 6.4. OXIGÊNIO DISSOLVIDO, p.41
  - 6.5. AMÔNIO, p.41
7. CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES, p.42
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS, p.43

## 1. INTRODUÇÃO

A crescente demanda por alimentos no mundo gera uma grande quantidade de resíduos orgânicos nos centros urbanos e no meio rural. A indústria alimentícia produz quantidades consideráveis de resíduos e efluentes, que em muitos dos casos, ainda não são adequadamente tratados antes de serem dispostos no meio ambiente.

O emprego da biodegradação anaeróbica permite que esses passivos ambientais (resíduos e efluentes) sejam tratados e descartados no ambiente da forma ambientalmente correta e ainda gerem receitas, ou seja, agregarem valor ao processo de tratamento.

Tais efluentes possuem características com grande potencial de utilização na geração de energia térmica, elétrica e produção de biofertilizante, seja individualmente ou em consórcio de substratos, a co-digestão.

Dentre os ramos da indústria alimentícia, a de laticínios, que inclui cooperativas, pequenos proprietários rurais e multinacionais, é uma das que mais geram efluentes. Basicamente essa atividade transforma o leite cru em diversos outros produtos como o leite pasteurizado, leite condensado, creme de leite, iogurte, queijos, etc. O processo industrial desses laticínios gera efluentes com alta carga orgânica e alta concentração de nutrientes, que podem poluir e causar distúrbios no ecossistema aquático (KARADAG et al., 2015). Tratamentos biológicos anaeróbicos para resíduos e efluentes com altas cargas orgânicas são empregados como fonte primária de remoção da carga orgânica do efluente e geração de energia (KASMI, 2016; KARADAG et al., 2015).

Reatores Anaeróbicos (RA) são dimensionados e construídos para alocar a matéria orgânica a ser degradada. Nos reatores anaeróbicos a matéria orgânica passará por todas as etapas físicas, químicas e biológicas de degradação e de formação de biogás. De forma geral, a utilização de reatores anaeróbicos para o tratamento de resíduos e efluentes é muito desejável, já que seus benefícios ambientais e até econômicos podem ser observados. O biogás gerado por reatores anaeróbicos retiram a pressão da exploração do meio ambiente para produção de energia de forma sustentável ao contrário da exploração de combustíveis fósseis que não são considerados ambientalmente corretos. A utilização de reatores anaeróbicos também pode gerar segurança energética (MAO et al., 2015).

Os diversos tipos, modelos ou design de reatores anaeróbicos são projetados e desenvolvidos para estimular e manter a vida microbiológica e seus ciclos no bioreator. Além dos parâmetros corretos para permitir condições ótimas do processo, em regra, quanto maior a área de contato para adesão e manutenção bacteriana melhor será o desempenho dos bioreatores. Por outro lado havendo introdução de plásticos ou outra matéria que não orgânica prejudica todo o sistema (LIM et al., 2018).

## 2. OBJETIVOS

### 2.1. OBJETIVO GERAL

Analisar a co-digestão de soro de leite e resíduos de restaurante utilizando como inóculo lodo de biodigestor modelo indiano.

### 2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o efeito da agitação na co-digestão dos resíduos de soro de leite e restos de alimentos;
- Avaliar o tempo mínimo necessário para a redução no parâmetro DQO dos resíduos combinados durante a co-digestão;
- Avaliar a evolução dos parâmetros, pH, Oxigênio Dissolvido e Condutividade durante a co-digestão;
- Avaliar a remoção de amônia do efluente tratado.

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1. PRINCÍPIO DA DIGESTÃO ANAERÓBICA E PRODUÇÃO DE BIOGÁS

A digestão anaeróbia é um processo metabólico complexo composto por várias reações bioquímicas sequenciais realizadas por um ecossistema de microrganismos, com papel específico em cada etapa. Para a digestão anaeróbia de material orgânico complexo, como proteínas, polissacarídeos e lipídios, podem-se distinguir quatro etapas diferentes no processo global da bioconversão na ausência de oxigênio (ZAIAT et al., 1994).

Na primeira etapa, Hidrólise, a matéria orgânica complexa é degradada em compostos mais simples como monossacarídeos, dissacarídeos, ácidos graxos e aminoácidos, sofrendo a ação das bactérias fermentativas hidrolíticas. Na segunda etapa, Acidogênica, as bactérias fermentativas acidogênicas degradam ácidos em compostos mais simples como ácidos graxos de cadeia curta. Na terceira etapa, Acetogênica, estes produtos são transformados principalmente em ácido acético,  $H_2$  e  $CO_2$ , pela ação das bactérias acetogênicas. Por fim, na última etapa ou Metanogênica, as bactérias arqueas metanogênicas transformam  $H_2$  e  $CO_2$  em  $CH_4$  e  $CO_2$  (CHERNICHARO, 2007). Deve ser ressaltado que o biogás tem na sua composição principalmente metano (60%). Dessa forma, o desenvolvimento e a integração da comunidade microbiana no biorreator depende diretamente do substrato empregado (BROWNE e MURPHY, 2013).

Segundo Oliveira et al. (2009), a eficiência no tratamento e na produção de biogás da digestão anaeróbia pode ser afetada por fatores químicos, físicos e biológicos, que principalmente estão relacionados com o substrato, com as características do digester ou com as condições de operação e ambientais, por exemplo: o modelo do biodigester, inóculo, o tipo de biomassa, quantidade/volume de biomassa, alcalinidade e temperatura.

KHALID et al. (2011) fazem uma compilação dos resultados da literatura científica relacionando a variação no rendimento de produção de metano em litros por quilograma de sólidos voláteis (l/kg/sv), com o substrato empregado. Analisou-se o rendimento de esterco bovino, com rendimento de 620 litros de metano, esterco de suínos também com 620 litros de

produção de metano, fração de lixo doméstico sem óleo e gorduras com 350 litros de metano, restos de frutas e vegetais com 611 litros de metano, esgoto primário com 600 litros de produção de metano. Nota-se que o maior rendimento foi alcançado usando substratos à base de lixo e restos de batata com produção de 690 litros de metano.

Em uma abordagem diferente, COMPARETTI, et al. (2013), observaram em seus estudos a produção de 105 litros de biogás por quilograma de sólidos voláteis gerados por lixo de cozinha ou restos de alimentos e 410 litros de biogás gerados pelo soro de leite. Restos de comida compostos por arroz cozido, carne e vegetais produziram 0,5 L/g de STV (PARITOSH 2017). Em outro estudo realizado com vegetais a produção de metano de 0.3 L/g/STV de metano foi observada em todas as repetições efetuadas (GHOSH et al., 1985).

O resíduo da produção de óleo de palma foi degradado em dois tipos de reatores, CSTR – Continuous strike Tank Reactor e UASB – Upflow Anaerobic Swege Blanket, isoladamente e em consócio, chegando-se a produção de 610 litros de metano por quilograma de substrato (FANG C., et al, 2011). Os sólidos urbanos orgânicos oriundos de estação de tratamento de resíduos propiciou, em reatores anaeróbicos a geração de 320 litros de metano por quilograma de substrato (VOGT et al, 2002).

Reatores CSTR tem por características a agitação constante, controle de temperatura e regime contínuo de abastecimento (KUCZMAN, 2018). Os reatores de “batelada” são aqueles onde apenas um carregamento de substrato é realizado, sem o abastecimento contínuo, podendo entretanto ser analisado ao longo de diferente tempos de detenção hidráulica (TDH). O Reator chamado UASB se caracteriza por ser apropriado para alimentação contínua ou semi contínua de efluentes líquidos, onde há a separação das fases sólida, líquida e gasosa realizada por defletores e separadores. Há ainda modelos de reatores anaeróbios equipados com membranas biológicas (GU et al, 2015).

A tabela 1 apresenta geração de biogás com a utilização de diferentes substratos. Estão tabelados abaixo os referidos substratos alocados em modelos distintos de reatores anaeróbicos.

Tabela1: Geração de Biogás por substrato e Reator Anaeróbico

<b>REATOR</b>	<b>SUBSTRATO</b>	<b>RENDIMENTO BIOGAS (L d<sup>-1</sup>)</b>	<b>REFERÊNCIA</b>
<b>CSTR</b>	Lixo urbano Resíduos de alimentos	221	(KUCZMAN 2018)
<b>Batelada</b>	Lixo Soro	*255 a 45 *245 a 15	(COMPARETTI et al.; 2013)
<b>CSTR</b>	Efluente Municipal	**132 a 210	(LIN et al., 2011)
<b>UASB- Híbrido</b>	Efluente Doméstico	0,42	(CHENG et al., 2016)
<b>AOMBRS</b>	Efluente de baixa carga orgânica	**112 a 135	(GU et al, 2015)

Fonte: O Autor

\*O rendimento foi encontrado em termos de  $L.kg_{STD}^{-1}$ .

\*\*O rendimento foi analisado em termos de Metano,  $L.CH_4 d^{-1}$ .

### 3.2. RESÍDUO ORGÂNICO ALIMENTÍCIO COMO SUBSTRATO PARA UTILIZAÇÃO EM REATORES ANAERÓBICOS

Insumos orgânicos, resíduos e efluentes da indústria alimentícia são muito viáveis para a geração de biogás em reatores anaeróbicos, devido à quantidade gerada e a biodegradabilidade dos mesmos. O tipo de matéria orgânica, o teor de substâncias húmicas e, por conseguinte, o estado de humificação dos resíduos é variável e exercem influência sobre a biodisponibilidade desses materiais quando aplicados em solo (MORAL et al., 2005).

Assim, os resíduos orgânicos são fontes potenciais de fertilizantes e de recuperação de energia para o aproveitamento e otimização na agroindústria. Atualmente, correlações e modelos envolvendo a caracterização da matéria orgânica estão descritos por vários autores na literatura

científica, entretanto, ainda existe falta de conhecimento sobre o potencial de previsões simultâneas, em co-digestão, de produção de metano e qualidade de fertilizantes oriundos de matriz orgânica, para que possa otimizar os tratamentos de resíduos via digestão anaeróbica (FITAMO et al., 2017; CHENG et al., 2016; DIAMANTIS et al., 2014; CHERNICHARO et al., 2007; MORAL et al., 2005).

### 3.3. SORO DE LEITE

O soro de leite é o líquido remanescente após a precipitação e remoção de caseína de leite durante a fabricação de queijo (TEIXEIRA et al., 2010). Do ponto de vista da valorização, o soro de leite é um subproduto rico em nutrientes que contém aproximadamente 55% dos nutrientes do leite (PRAZERES et al., 2012). Entre os mais abundantes destes nutrientes estão a lactose (4,5-5% p/v), proteínas solúveis (0,6-0,8% p/v), lipídios (0,4-0,5% p/v) e sais minerais (8-10% do extrato seco) (GUIMARÃES et al., 2010). Apesar de ter um valor nutricional em potencial, grandes volumes de soro, sem a recuperação dos nutrientes ou qualquer tratamento, são descarregados no ambiente todos os dias, causando impactos ambientais no solo, na água ou no ar (SADDOUD et al., 2007).

O soro de leite tem uma carga orgânica elevada (até 80 g.DQOL<sup>-1</sup>) com alta biodegradabilidade por conter na sua composição matéria orgânica biodegradável e nutrientes (KALYUZHNYI et al., 1997; MAWSON, 1994), entretanto, se este for descartado diretamente em corpos hídricos receptores pode provocar o consumo de oxigênio dissolvido e o processo de eutrofização.

Apesar da alta biodegradabilidade algumas dificuldades foram relatadas em relação à digestão anaeróbica de soro de leite. A maioria dessas dificuldades são devidos a baixa alcalinidade e à rápida acidificação do soro de queijo que pode esgotar a capacidade de tamponamento, levando a uma queda no pH e subsequente falha do reator (ERGÜDER et al., 2001; KALYUZHNYI et al., 1997). Outra desvantagem para o tratamento anaeróbico de soro de leite resultante da fabricação de queijo é a dificuldade em obter granulação e a tendência em produzir, em excesso, materiais exopoliméricos viscosos que reduzem severamente a sedimentação do lodo

e pode causar a eliminação da biomassa em reatores anaeróbios de alta carga (MALASPINA et al., 1995).

Como já dito anteriormente mesmo com uma biodegradabilidade muito alta (próximo a 99%) o soro de leite constitui um substrato difícil de ser tratado devido exatamente ao seu alto conteúdo orgânico e baixa alcalinidade (LATIF et al., 2011; GELEGENIS et al., 2007; THOMA et al., 2006).

A codigestão de soro de leite com outros substratos foi estudada previamente (CARRILLO-REYES et al., 2012; GELEGENIS e GEORGAKAKIS, 2007) e se provou eficiente para tratamento visto a capacidade tampão fornecida pelos substratos adicionados ao soro de leite (AKASSOU et al., 2010). Dadas essas características, os processos de tratamento biológico são estrategicamente úteis quando o soro de leite precisa ser administrado como um efluente a ser tratado, propiciando o aumento do pH, a redução dos níveis de DBO e DQO, além de propiciar a produção de energia (KAVACIK e TOPALOGLU, 2010).

Altas cargas orgânicas biodegradáveis fazem desse insumo uma excelente matriz para sua utilização em biorreatores anaeróbios, que transformam a carga orgânica em biogás e biofertilizante líquido através da comunidade microbiana anaeróbica (KARTHIKEYAN et al., 2015). Por outro lado, devem-se consorciar reatores anaeróbios ou consorciar substratos a fim de se alcançar conjuntamente a geração e aproveitamento da energia e do biofertilizante, assim como promover o adequado saneamento ambiental (HELD et al., 2001).

### 3.4. RESÍDUOS ALIMENTARES

Como outros substratos orgânicos a falta de disposição adequada dos restos de alimentos produzidos nas residências, restaurantes, escritórios, indústrias, etc, geram grandes impactos na saúde das pessoas e no meio ambiente. Dessa forma, métodos alternativos de eliminação de resíduos alimentares são necessários para substituir as práticas mais impactantes para o meio ambiente e para a saúde humana (ZHANG et al., 2016). Os diferentes hábitos de diferentes sociedades alteram a composição dos resíduos alimentares, que podem variar muito, mas possuem alta degradabilidade (ZHANG et al., 2017). Sem medidas de tratamento o descarte

inadequado de resíduos orgânicos tem provocado poluição ambiental em muitos países (EL-MASHAD et al., 2004).

As características físico-químicas dos restos de alimento ou da matéria-prima residual influenciam no desempenho da digestão anaeróbica afetando a produção de biogás e estabilidade do processo (ZHANG et al., 2017). Entre essas características encontramos na literatura o valor médio de pH de 4,2 para esses tipos de resíduos, valor significativamente ácido que pode inibir a atividade microbiana (ZHANG et al., 2017). A co-digestão anaeróbica para resíduos alimentares ajuda a regular o pH do insumo digerido (COMPARETTI et al., 2013; BRINKMAN, 1999; ANGELIDAKI, 1997).

Restos de Alimentos como subprodutos da indústria alimentar, assim como o soro de leite, já foram anteriormente pesquisados sendo essas misturas ou co-digestão observadas com especial interesse para tratar resíduos e efluentes (GHALY, 1996; GELEGENIS et al., 2007). Vários autores que estão focados na digestão anaeróbica do soro de leite para a produção de biogás afirmam essa realidade em seus trabalhos (GHALY e PYKE, 1996; YAN et al., 1989; LO, 1986). Outro estudo mostra que a co-digestão de soro de leite e substratos da cadeia produtiva agroalimentar como a silagem de milho, polpa de beterraba, resíduos de cenoura e fração de glicerina, pode ser vantajosa quando alocados em biodigestores, já que, proporcionam aumento do pH e propiciam melhor balanço da massa orgânica em digestão anaeróbica (KACPRZAK et al., 2010).

Habitualmente o desperdício de alimentos, que é um componente dos resíduos sólidos urbanos, é incinerado ou despejado em área aberta, o que pode causar sérios problemas de saúde e ambientais. A incineração desse material alimentar, constituído por um elevado teor de humidade, resulta na libertação de dioxinas que podem levar a vários problemas ambientais. Além disso, a incineração reduz o valor econômico do substrato, uma vez que dificulta a recuperação de nutrientes e compostos químicos valiosos do substrato incinerado. Mesmo quando dispostos de forma adequada, como quando alocados em aterros sanitários, existem desvantagens quando comparados ao acondicionamento em reatores anaeróbicos. Aterros sanitários necessitam de processos sofisticados de sondagem de terreno e impermeabilização. Além disso seus custos de instalação e operação são maiores do que em reatores anaeróbicos e exalam forte odor de matéria orgânica se decompõem (PARITOSH et al, 2017).

Restos de alimentos são abundantes em restaurantes e objeto de estudos de viabilidade de geração de metano. Em experimento realizado no México com restos de comida de restaurante colocados em 2 (dois) reatores sequenciais CSTR –Continuous Strike Tank Reactors – se produziu biogás e reduziu os valores de DQO e DBO (CASTILLO-HERNANDEZ et al., 2015).

No Brasil, recente pesquisa em restaurante popular da região sul demonstrou a viabilidade da geração de metano tendo restos de alimento como substrato. Este estudo avaliou o potencial de geração de energia contida nos resíduos alimentares e apresentou uma forma de estabelecer um processo de digestão anaeróbia utilizando exclusivamente resíduos alimentares. Para tanto, utilizou-se um digestor anaeróbico com agitação e volume de 408 L, 15% de sólidos totais e temperatura de 29,4 °C e 103 dias de DTH e obteve uma redução de 90% nos sólidos voláteis. A produção de metano foi de 0,44 L/g/sv representando 59% da composição do biogás (KUCZMAN et al., 2018).

Outro experimento teve como objeto o estudo da produção de metano em reatores anaeróbicos se utilizando dos restos de restaurante da cidade de Marone e do soro de leite de laticínio rural da região da Sicília. Seus resultados são taxativos ao demonstrar que ambos insumos, em separado, geram significativamente biogás, conforme a Tabela 2 (COMPARETTI et al., 2013).

Tabela 2. Resultado, em litros, de geração de biogás pelos resíduos alimentares e soro de leite, gerados pelos sólidos totais e sólidos voláteis.

<b>Indicador</b>	<b>Taxa</b>	<b>Resíduo de Alimentos</b>	<b>Soro de leite</b>
Biogás gerado pelos Sólidos Totais	L/kg <sup>-1</sup>	672	385
Biogás gerado pelos Sólidos Voláteis	L/kg <sup>-1</sup>	739	410

Fonte: COMPARETTI et al (2013)

### 3.5. REATORES ANAERÓBICOS

Reatores anaeróbicos são elementos arquitetônicos cilíndricos ou retangulares construídos para o desenvolvimento e habitação de microrganismos anaeróbicos, que tem a função de transformar a matéria orgânica ou inorgânica na ausência de oxigênio. Esses reatores podem ser construídos de diversos materiais, como aço inoxidável, concreto ou polimérico, cujo, os fatores primordiais do material devem ser resistência química e mecânica (AGDAG et al., 2007).

Os sistemas anaeróbicos possuem algumas vantagens sobre os sistemas aeróbicos, como a necessidade de menor espaço de construção, menor produção de lodos, aplicação de altas cargas orgânicas e produção de biogás (DIAS et al., 2014).

O tipo de reator anaeróbico e seus fatores, assim como o controle da temperatura, da agitação, do Potencial Hidrogeniônico - pH, Tempo de Detenção Hidráulica - TDH, a combinação de insumo alocado no reator, o coeficiente da matéria degradada, a microbiologia envolvida e a quantidade de matéria orgânica disponível influenciará de forma significativa a produção de biogás (KHALID et al., 2011).

A temperatura ambiente controlada do reator é uma grande preocupação para a cultura microbiana anaeróbica. Tem sido relatado que a faixa ótima de temperatura é de 35 a 40 °C para atividade mesofílica e 50 a 65 °C para atividade termofílica (ARSOVAL, 2010).

Tipos variados de biodigestores e a utilização de mais de um tipo ou modelo de biodigestor são aplicados para fins de digestão anaeróbica e geração de biogás. Alguns estudos se dedicam a identificar qual configuração de biodigestor ou de sistema de biodigestores são mais eficientes. Um deles comparou o desempenho da produção de metano entre o já convencional Reator Agitado de Alimentação Contínua (RAAC) (ou Continuous Strike Tank Reactor - CSTR), em oposição aos Reatores Anaeróbicos de Fluxo Ascendente (RAFA) ou (Upflow Anaerobic Filters - UFAFs), em seus tempos de detenção hidráulica (DTH) ótimos. Se verificou maior geração no UFAFs (FERNÁNDEZ, 2013).

Processos com distintas configurações para o tratamento anaeróbico de soro de leite foram investigados. Foram testados três sistemas, o primeiro com um RAFA individual, o segundo sistema contou com um RAFA acoplado a um tanque de sedimentação e a um RAAC e

o terceiro sistema igualmente um RAAC acoplado a um RAFA, mas com recirculação de lodo ao invés do tanque de sedimentação do segundo sistema. Nesse estudo a terceira configuração removeu 90% de DQO, além de gerar mais biogás (DIAMANTIS et al, 2013).

Entretanto, reatores agitados de alimentação ou carregamento contínuo são mais eficientes do que os não agitados e também de carregamento contínuos. Isso é o que CUBAS et al. (2011) afirmam em seu trabalho, ressaltando a importância da velocidade dessa agitação, que ajuda a propiciar uma boa condição ambiental para a comunidade microbiótica.

A agitação frequente estimula o contato entre o substrato e os microrganismos, acelerando a fermentação acidogênica e também ajudando as interações dos microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica. A melhor frequência e velocidade das rotações por minuto adotada para a agitação deve variar dependendo do uso pretendido do reator em questão (LO et al, 2011).

Processos com digestores agitados, assim como a rígida observação dos corretos parâmetros (pH, Temperatura, TDH, etc) necessários para a eficiente degradação da matéria orgânica não proporcionam uma métrica constante ou geram certezas quanto a produção de biogás, ou a eficiência de remoção de sólidos. Há casos, ou estudos, em que digestores agitados produzem menos biogás do que os não agitados. Isso ocorre pela influência de outros parâmetros, como temperatura, pH, tipo de insumo, frequência do carregamento, etc. Experimento realizado com matéria seca de lodo de esgoto comparando reatores estáticos e reatores agitados mostrou que o primeiro produziu mais gás e removeu mais elementos tóxicos das amostras do que o modelo agitado (ZAHANGIR et al, 2004).

Os reatores de membrana anaeróbica (AnMBRs) evoluíram recentemente das membranas de lodo ativado ou MBRs aeróbicos. Essa membrana pode ser externa ou submersa dentro do reator, e pode conseguir remoções elevadas de DQO (98%) com TDH de 3 h (STUCKEY, 2012).

Os reatores anaeróbicos mais aplicados e estudados são RAFA e RAAC, sendo que o RAFA tem como principal característica o desenvolvimento de zonas estratificadas no interior com uma manta de lodo anaeróbico na base e fluxo ascendente, e o RAAC possui um sistema de agitação contínua (SPERLING et al., 2014). Esses sistemas são bem empregados para esgotos de alta carga. A depender da carga do efluente deve ser utilizada alguma estratégia operacional,

como combinação de reatores, co-substratos ou aclimatação de inóculos para a partida do reator (SPERLING et al., 2014).

As principais configurações de alimentação de biorreatores são aqueles alimentados continuamente, os semi contínuos e aqueles alimentados por batelada. Reatores por batelada são os mais simples, preenchido com a matéria-prima e deixado por um período determinado para sua retenção hidráulica. Reatores anaeróbicos em batelada são úteis porque propiciam uma digestão com equipamento simples e barato, além de sua utilidade para avaliar facilmente a taxa de digestão (PARAWIRA et al., 2004).

Como exemplos de outros tipos de reatores anaeróbicos podemos citar o Reator Anaeróbico de Leito Fluidizado – RALF, e sua versão com floculação, o Reator Anaeróbico com Membrana Submergida, o Digestor Semi Contínuo de Duas Fases ou o Reator Anaeróbico de Estado Sólido com Fluxo Ascendente (KHALID et al., 2011).

Outro fato importante é a utilização de reatores anaeróbicos para produção de biofertilizantes simultaneamente a produção de biogás, para este caso normalmente o efluente tratado ou digerido se torna um líquido rico em nutrientes inorgânicos como NPK (nitrogênio, fósforo e potássio) oriundo da ação de degradação dos compostos, processo denominado mineralização da matéria orgânica (AHRING et al., 2015; NKEMKA et al., 2015). Em certos casos, a adubação química pode ser substituída pelo uso do biofertilizante. Entretanto, deve-se estar atento a legislação competente e suas recomendações para o uso no solo e na agricultura (DI MARIA et al., 2016).

### 3.6. CO-DIGESTÃO

A co-digestão é um método de tratamento de resíduos em que diferentes resíduos são misturados e tratados juntos. É também denominado "co-fermentação". A co-digestão é importante para melhorar os rendimentos da digestão anaeróbica de sólidos orgânicos (AGDAG e SPONZA, 2007).

Os benefícios potenciais alcançados em um processo de co-digestão de insumos orgânicos são a diluição de compostos tóxicos, o aumento da carga de matéria orgânica biodegradável, o equilíbrio melhorado de nutrientes, o efeito sinérgico dos microrganismos e o

melhor rendimento de biogás. Outros benefícios da co-digestão: (1) a facilitação de um desempenho de digestão estável e confiável, (2) produção de um produto digerido de boa qualidade (JINGURA E MATENGAIFA, 2009).

Esta categoria de resíduos caracteriza-se pelo baixo conteúdo em matéria orgânica versus nitrogênio, favorecendo Razões C/N reduzidas. Além disso, em sua composição existe presença de micro e macronutrientes necessários para o crescimento de microrganismos anaeróbicos, bem como alcalinidade suficiente para evitar acidificação (RICO et al., 2015). A co-digestão, como fornece abundante quantidades de nutrientes (HARTMANN e AHRING 2005), acelera a biodegradação através da bioestimulação. Além disso, taxa de digestão e estabilização são aumentadas (LO et al., 2010; SOSNOWSKI et al., 2008).

A co-digestão de misturas alocados em biorreator melhora a relação C/N/P e pode diminuir a concentração de nitrogênio (CUETOS et al., 2008). O uso de um co-substrato com baixo teor de nitrogênio e lipídios aumenta a produção de biogás, reduzindo problemas associados à acumulação de compostos intermediários voláteis e outros relacionados a altas concentrações de amônia, sabendo-se que os microrganismos metanogênicos são sensíveis a alta concentração deste (CASTILLO et al., 2006).

A co-digestão do soro de leite com restos de comida para a produção de biogás e remoção de DBO/DQO é objeto de pesquisa que demonstrou sua viabilidade e indicam que esses substratos conjuntamente produzem um melhor balanço de nutrientes, que por sua vez proporciona uma melhor capacidade de equilíbrio do sistema biológico (GOMEZ et al, 2014).

Os restos de alimento do lixo municipal de Padova, Itália e o soro de leite de uma indústria de alimentos da região foram co-digeridos em reator RAFA com foco na produção de bio-hidrogênio. Foi efetuado pré-tratamento térmico com o inóculo a fim de que as atividades das arqueas metanogênicas fossem inibidas. Esse estudo propiciou demonstrar a viabilidade da geração de biogás com concentrações de hidrogênio (GIROTTO et al., 2017). Verificou-se ainda que uma grande quantidade de aminoácidos no soro de queijo foi convertida em lactato em função das bactérias do ácido láctico, naturalmente presente no soro de queijo.

O potencial de geração desses dois substrato, soro de leite e resto de comida, é bastante evidente visto que até estações de tratamento de esgoto os usam como inóculo e aditivo de

matéria orgânica para melhorar a eficiência de tratamento da planta de tratamento e para aumentar a produção de gás da mesma (MARAGKAKI et al., 2017).

### 3.7. PARÂMETROS QUE AFETAM A DIGESTÃO ANAERÓBICA

A fase inicial de formação de colônias bacteriológicas metanogênicas é a mais sensível para o adequado funcionamento de toda digestão anaeróbica, já que sua taxa de formação é menor nessa fase, do que a taxa de crescimento das bactéria acidogênicas. Dessa forma alguns parâmetros devem ser observado a fim de que o ambiente não fique muito ácido e detenha o crescimento das metanogênicas (CHENG et al.; 2015).

#### 3.7.1. Temperatura

A temperatura encontrada no reator onde se abrigam os microrganismos é fundamental para a manutenção e multiplicação das colônias microbianas anaeróbicas na ordem, fases e forma desejada. Tem sido relatado que a faixa ótima de temperatura é de 35 a 40 °C para atividade mesofílica e 50 a 65 ° C para atividade termofílica (ARSOVA, 2010).

Quando o maior interesse da pesquisa ou do processo produtivo se detém na recuperação de energia por meio da digestão os cuidados com a temperatura vão desde sua incubação, controle constante no reator, pré-tratamento e até o pós-tratamento do efluente ou resíduo. Nesse caso o que se pretende é gerar biogás em todas essas fases, à exceção da incubação (NKEMKA et al., 2015).

A produção de metano pode ser altamente afetada pela temperatura e por esse motivo em países mais frios ou no inverno de países temperados isso é uma preocupação constante. Há estudo que demonstra que a solubilidade do gás metano e, conseqüentemente seu aproveitamento, diminui em virtude da redução da temperatura (PHATTARANAWIK et al., 2012).

### 3.7.2. Potencial hidrogeniônico - pH

Igualmente à temperatura, o potencial hidrogeniônico – pH, possui grande influência na microbiologia da digestão anaeróbica e grande importância em sua eficiência. A composição do substrato ou co-substrato a ser digerido deve ser medida e ajustada quando necessária.

Foi exatamente o que fez AIVASIDIS (1989) ao identificar, em sistemas de reatores anaeróbicos integrados, que quando os substratos de entrada eram apenas parcialmente fermentados havia a acidificação de carboidratos o que resultou em uma queda de pH, levando-o à adição de hidróxido de sódio para manter os valores de pH ao nível desejável. Pelo contrário, também constatou que quando o substrato foi completamente fermentado foi necessária adição de uma solução básica, para controle de pH, uma vez que os ácidos orgânicos gerados no primeiro estágio foram completamente consumidos durante essa fase, resultando em um aumento espontâneo do pH no reator RAFA, para valores quase neutros (AIVASIDIS, 1989).

Outro estudo com reator RAFA manejado para alcançar alto desempenho demonstrou que sob condições operacionais estáveis, com acompanhamento e correção de todos parâmetros que afetam à digestão anaeróbica não foi necessário se acrescentar álcali já que o pH operacional foi espontaneamente mantido em torno de 6,7. Esse estudo de caso em um sistema de digestão anaeróbica de dois estágios foi realizado em uma fábrica de pequeno a médio porte, de produção de queijo (DIAMANTIS et al, 2013).

### 3.7.3. Tempo de detenção hidráulica - TDH

Assim como o design ou modelo dos biodigestores variam conforme o substrato a ser digerido, sua consistência e diluição, sua alcalinidade e até sua temperatura, o Tempo de Detenção Hidráulica – TDH igualmente variará conforme o design ou modelo de reator anaeróbico, a consistência e diluição do substrato, além da toxicidade a ser degradada.

Os testes de digestão anaeróbica por batelada representam o tempo final de TDH do experimento, podendo, entretanto, amostras com TDH inferiores ao tempo final da batelada serem analisadas. Testes por batelada são valiosos para o estabelecimento de produção de metano sob condições específicas, mas podem falhar em prever escalas reais de desempenho de reatores

anaeróbicos, devido à sua dependência do tipo de inóculo, relação substrato para inóculo e a batelada ou lote, natureza do teste em si (DAREIOTI e KORNAROS, 2015).

Estudo realizado com TDH de até 108 dias apresenta a remoção de DQO observadas em diferentes TDHs. Entre os 28 e 108 dias finais desse experimento a remoção de DQO melhorou muito ligeiramente, de 89% para 97%. Observou-se decréscimo na remoção de DQO, de 89% a 83% quando comparadas as amostras dos 20 e 28 dias. No entanto, nos TDHs de 15 e 17 dias observou-se o aumento da remoção de DQO de 44% para 77%, respectivamente. Ou seja, aos 17 dias de TDH se removeu 77% de DQO (RINCÓN et al., 2008).

#### 3.7.4. Carregamento de carga orgânica (CCO)

A quantidade ótima de carga orgânica adicionada aos sistemas de digestão anaeróbica ajuda na estabilização do mesmo, como no caso em que uma constante adição de esgoto doméstico nos reatores anaeróbicos ajuda a controlar a sua alcalinidade (DIAMANTIS et al., 2013). O tipo de substrato assim como o modelo ou design dos Ratores Anaeróbicos são parte da equação que determina o CCO do sistema. Analisando tal equação HWANG, et al (1992) operaram um único reator metanogênico com soro de leite como substrato, onde constataram que com uma CCO menor, a remoção de DQO foi maior, alcançando 95%. Entretanto o percentual de remoção diminuiu para 65-77% com o aumento de CCO aplicado. Isso pode ser justificado pelo fato de que o soro de leite é um substrato facilmente degradável (HWANG et al., 1992).

Por outro lado, dentro dos corretos dimensionamentos dos reatores anaeróbicos, quanto maior o CCO adicionado, em regra, mais metano será produzido. A produção de metano e a capacidade de remoção de elementos tóxicos são afetadas por variações de valores de CCR, causando estresse na comunidade bacteriológica (RINCÓN et al., 2008).

#### 3.7.5. Inibidores de produção de biogás

Caso os parâmetros ideais para a produção de biogás não sejam observados nos reatores anaeróbicos, alguns inibidores dessa atividade podem se sobressair no sistema causando desestabilidade, redução de eficiência e até colapso do mesmo.

#### 3.7.5.1 Amônia

Durante a digestão anaeróbica e produção de metano nos reatores anaeróbicos, a amônia é gerada pelo biodegradação dos compostos nitrogenados e quando a concentração de amônia cresce acima de 3500 mg/L o rendimento da produção de metano começa a sofrer uma queda na medida em que os valores das concentrações de amônia sobem. Além disso as bactérias metanogênicas podem reduzir suas atividades em até 56,5% (CHENG, et al., 2015).

O controle de pH do substrado digerido é uma forma de controle na produção da amônia. Tal controle propiciou a redução de ppm de amônia na amostra. O pH ótimo permitiu o crescimento dos microrganismos e reduziu a contaminação por amônia. O autor demonstra que esse pH ótimo varia de 6,6 até 7,4 dependendo do material a ser degradado e da espécie de microrganismos predominante (YAO et al., 2017).

#### 3.7.5.2 Ácido sulfídrico – H<sub>2</sub>S

O H<sub>2</sub>S, igualmente produzido na digestão anaeróbica proveniente da digestão de resíduos ricos em sulfato são tóxicos para microrganismos anaeróbicos e suprime a produtividade do metano. Em particular essa é uma preocupação para o tratamento de efluentes e para a produção de metano a partir de águas residuais municipais (FERRER, et al., 2015).

#### 3.7.5.3 Salinidade

A presença de altas concentrações salinas é comum no processamento de substratos como peixes, frutos do mar, produtos químicos, petróleo e os oriundos das indústrias farmacêuticas. Alta salinidade pode causar danos às células bacterianas devido a desidratação que causa e devido a pressão osmótica. Com seu efeito tóxico sobre a biomassa, atribuída principalmente aos cátions, a salinidade é considerada um importante fator que influencia na digestão anaeróbica (CHEN et al., 2008).

#### 3.7.5.4 Ácidos graxos de cadeia longa (AGCL)

Ácidos graxos de cadeia longa (AGCLs) são substratos potencialmente adequados para produção de biogás. No entanto, a toxicidade deles também é conhecida por prejudicar a formação de grânulos e a flotação de lodo, suprimindo a atividade metanogênica, limitando a transferência de massa do substrato e de seus nutrientes, sem contar o fato de prejudicar a produção de biogás em reatores anaeróbios de leito granular no tratamento de águas residuárias lipídicas de alta resistência (CHEN et al., 2008). Dessa forma, sugere o autor, esses ácidos devem passar por um pré-tratamento antes de adentrarem em reatores anaeróbicos.

## 4 MATERIAS E MÉTODOS

### 4.1 LOCAL

O presente trabalho foi realizado no Laboratório de Biotecnologia e no Laboratório de Pós Colheita e pré-Processamento de Produtos Agrícolas da Escola de Engenharia Industrial Metalúrgica de Volta Redonda/UFF.

### 4.2 RESÍDUOS UTILIZADOS

Os resíduos utilizados neste trabalho foram:

O soro de leite obtido no Sítio Vale Sol, no distrito de Pentagna, em Valença, RJ,

Restos de alimentos foram obtidos na residência do autor dessa dissertação, em Valença, RJ. Os restos de alimentos eram compostos por arroz, feijão, massa de pastel frito, pão francês, carne assada, carne moída, cascas de embutidos, maçã, banana, bolo de chocolate e couve.

### 4.3 INÓCULO

O inóculo utilizado neste trabalho é procedente de um biodigestor modelo indiano (Figura 1). O biodigestor se encontra em funcionamento desde o ano de 2012, na fazenda Nossa Senhora da Aparecida, localizada na sede o município de Valença-RJ e com capacidade de armazenamento de 1000 litros de dejetos. O TDH desse reator é de 35 dias para o abastecimento de aproximadamente 15kg de esterco por dia misturados a 15 litros de água e com produção de 30m<sup>3</sup> de biogás por mês, além do biofertilizante.

Figura 1. Biodigestor modelo indiano localizado na fazenda Nossa Senhora da Aparecida, Valença, RJ, local em que o inóculo foi aclimatado e de onde foi retirado.



#### 4.4 REATORES

Frascos de vidro com tampa rosqueada foram utilizados como reatores (Figura 2) para a co-digestão do soro de leite e restos de alimentos. Os frascos, com 18 cm de altura por 10 cm de diâmetro, tinham volume útil total de 2 (dois) litros e foram preenchidos com 1,5 L de insumo. Cada reator, que possuem todas as características de um RAFA, contém 2 (duas) saídas de canos transpassados pela estrutura da tampa e com a medida de 0,5 cm de diâmetro para captação do efluente a ser analisado e para saída de gás. O cano de coleta de efluente possui 14 cm de comprimento e penetra aproximadamente 9 cm no corpo do biodigestor, restando aproximadamente 5 cm para fora do mesmo. O cano para saída e coleta de gás possui 7 cm aproximadamente com 2 cm penetrando na parte interna do reator. Ambos sistemas de coleta possuem válvulas de controle.

Figura 2. Reator com as características de um RAFA, com 2 (duas) saídas de canos transpassados pela estrutura da tampa para captação do efluente a ser analisado e para saída de gás (A).  
Reatores Anaeróbicos preenchidos até volume de 1,5 L (B).



A



B

#### 4.5 CO-DIGESTÃO DOS RESÍDUOS

O soro de leite, os restos de comida e o inóculo foram homogeneizados por intermédio de um liquidificador caseiro. Os tratamentos utilizados na co-digestão foram realizados com duas distintas concentrações de soro de leite e inóculo:

- (1) 70% soro de leite, 20% inóculo e 10% de resto de comida (SL70%)
- (2) 80% de soro de leite, 10% de inóculo e 10% de resto de comida (SL80%).

Os efeitos dessas distintas proporções foram analisados após o pH ser ajustado para 6,87 com NaOH.

#### 4.6 EFEITOS DA AGITAÇÃO NA CO-DIGESTÃO DOS RESÍDUOS

A fim de se avaliar o efeito da agitação na co-digestão dos resíduos, biodigestores contendo as duas diferentes proporções de soro de leite e inóculo (70%SL e 80%SL) permaneceram sob agitação de 100 RPM, a 40°C, durante todo o experimento, em incubadora

shaker da marca TECNAL, modelo TE-421. Foram 3 (três) biodigestores e, conseqüentemente, três repetições para cada proporção de soro de leite (70%SL e 80%SL)

Outros 6 (seis) biodigestores foram mantidos em estufa tipo BOD a 40° C sem agitação. Cada tratamento referente a proporção de soro de leite (70%SL e 80%SL) possuía 3 (três) repetições.

#### 4.7 EFEITO DO TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICO - TDH

Para se avaliar o efeito da TDH os dois experimentos (70%SL e 80%SL) ocorreram em paralelo e foram conduzidos pelo período 60 (sessenta) dias com retiradas de amostras aos 15, 30, 45 e 60 dias, a fim de se analisar os parâmetros descritos nos item 4.8.

#### 4.8 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

As análises de caracterização físico-química foram realizadas de acordo com *Standard Methods for analysis for water and wastewater* edição de 2012: demanda química de oxigênio total (DQOT, norma 5220-D), amônia (norma 4110-B), condutividade elétrica (norma 2410-B), potencial hidrogeniônico (pH, 4500-H+), oxigênio dissolvido (norma 4500-O G).

##### 4.8.1 Demanda química de oxigênio (DQO)

Ao analisar a DQO a matéria orgânica contida no efluente ou na água é fortemente oxidada para dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) e água ( $\text{H}_2\text{O}$ ) por meio de um agente oxidante em meio fortemente ácido com temperatura elevada. A oxidação foi realizada com dicromato de potássio, ácido sulfúrico e sulfato de mercúrio para evitar interferentes, além do nitrato de prata como catalizador.

A quantificação foi feita indiretamente pela coloração da solução causada pela oxidação do dicromato de potássio de acordo com a quantidade de matéria orgânica oxidada. Para isso utilizou-se da medida da absorbância em espectrofotômetro da marca SHIMADZU, modelo UV-1800, fixado o comprimento de onda em 600 nm (APHA, 2012).

Foi montada uma Curva Padrão de acordo com a DQO esperada sabendo que a solução padrão sem diluição equivale a 1000 mg de Oxigênio. A solução foi diluída para a obtenção dos outros pontos e água destilada como o ponto “0”. Colocadas as diluições em tubos de ensaio com tampa de rosca, identificados e lavados com ácido sulfúrico 0,05M, foi adicionado 2,5 mL da amostra, 1,5 mL de solução digestora e 3,5 mL da solução catalítica, nesta ordem. A solução digestora foi feita secando-se, em estufa a 105°C por duas horas, o dicromato de potássio ( $\text{KCr}_2\text{O}_7$ ), e se pesou 1,02g e 3,3g de sulfato de mercúrio I ( $\text{HgSO}_4$ ). Dissolveu-se esses componentes em água destilada com 16,7 mL de ácido sulfúrico concentrado. Deixou-se esfriar e volumou-se em balão volumétrico para 100 mL. A solução catalítica se deu adicionando sulfato de prata ( $\text{Ag}_2\text{SO}_4$ ) cristal ou pó em  $\text{H}_2\text{SO}_4$  (ácido sulfúrico) concentrado, numa proporção de 1,13 g para 100. Fechou-se e agitou-se levemente cada um dos tubos. Depois disso foram colocados em uma capela com bloco digestor por 2 horas a 150°C. Retiradas do bloco digestor foram levadas ao espectrofotômetro ajustado a 600 nm, a fim de se fazer a leitura da amostra. O valor obtido no espectrofotômetro foi convertido para expressar a DQO em  $\text{mgO}_2/\text{L}$  ou  $\text{mgDQO}/\text{L}$  (APHA, 2012).

#### 4.8.2 Potencial hidrogeniônico (pH)

O potencial Hidrogeniônico (pH) foi quantificado para caracterizar a quantidade de  $\text{H}^+$ , no efluente. Esta análise foi realizada com um pHmetro marca TECNAL, modelo TEC-5. As amostras homogeneizadas foram submetidas às análises, o pHmetro foi previamente calibrado através das soluções tampões com pH de 4,0, 7,0 e 10,0. Entre as medidas o eletrodo foi limpo com água destilada e seco com papel macio (APHA, 2012).

#### 4.8.3 Oxigênio dissolvido - OD

Foi utilizado método eletrométrico que emprega eletrodo de membrana para a determinação de oxigênio dissolvido. O equipamento da marca HANNA, modelo HI 5421, possui medidor de oxigênio com célula eletrolítica, um cátodo de platina e um ânodo de prata. Ambos

separados e imersos em um eletrólito tendo seu conjunto isolado por membrana de polietileno. O método aplicado foi o 4500-O-G (APHA, 2012).

#### 4.8.4 Condutividade iônica da solução

A condutividade iônica da solução é uma análise que fornece o potencial da solução em transportar elétrons por meio de íons, ou seja, por seu intermédio é capaz estimar indiretamente a quantidade de íons em solução. A medida da condutividade iônica foi realizada diretamente na solução com o uso do eletrodo condutivimétrico da marca Tecnal, modelo Tec-4MP. Tal equipamento foi calibrado com solução padrão de KCl na concentração  $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ . O eletrodo foi limpo com água destilada e papel macio após cada medição (APHA, 2012).

#### 4.8.5 Amônio (N- $\text{NH}_4^+$ )

Para análises de amônia utilizou-se a metodologia analítica por cromatografia iônica segundo a norma 4110 referência “B” da Standard methods (APHA, 2012). Antes da análise as amostras foram centrifugados em centrífuga da marca CIENTEC, modelo CT-6000R com 3000 rpm e 2400G.

Posteriormente as amostras foram filtradas em filtros com  $0,45 \mu\text{m}$ . A análise foi conduzida usando um cromatógrafo de ions modelo 940 professional IC Vario da marca METHOHM equipado com ultra filtração, pré-coluna e coluna modelo Metrosep A supp 7 (250 / 4.0) com supressão química para análise de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), cloreto ( $\text{Cl}^-$ ), brometo ( $\text{Br}^-$ ), fosfato ( $\text{PO}_4^{2-}$ ) e fluoreto ( $\text{F}^-$ ) e com coluna Metrosep C4 (150/4.0) para análises de sódio ( $\text{Na}^+$ ), potássio ( $\text{K}^+$ ), cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ), magnésio ( $\text{Mg}^{2+}$ ) e amônio ( $\text{NH}_4^+$ ).

### 4.9 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Os ensaios, em cada experimento conduzidos em separado (SL70% e SL80%), foram realizados por delineamento experimental causalizado com *one way* ANOVA ( $p=0,05$ ) e em alguns casos usando também o teste de Tukey ( $p=0,05$ ) para comparar as diferenças significativas

das médias entre as variáveis, respeitando o grau de liberdade. Para este fim foi usado o software SISVAR. As análises estatísticas foram realizadas para cada parâmetro estudado na pesquisa.

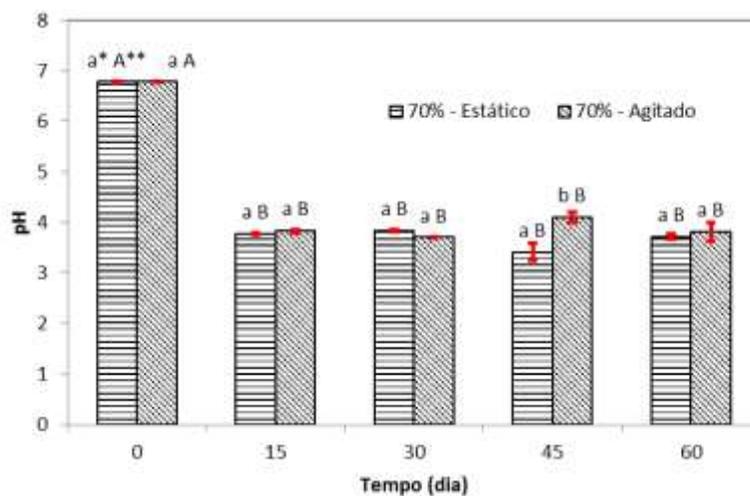
## 5 RESULTADOS

### 5.1 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO

A falha na degradação orgânica e na produção de metano é comum na digestão anaeróbica de resíduos muito ácidos ou muito básicos. Isso se verifica pela dificuldade de microrganismos se adequarem a estes ambientes, quando não são adaptado a eles. A verificação do pH do insumo digerido deve ser investigada para uma degradação ótima, o pH ideal para a degradação e a consequente produção de biogás deve permanecer entre 7,0 e 7,6 e quando se encontra abaixo de 6,0 na faixa ácida pode causar interferência no bioprocessamento com desvio das etapas metabólicas como na acidogênicas ou inativação de enzimas como na hidrólise (YAO et al, 2017).

Os níveis de pH apresentaram forte declínio aos 15 dias e depois disso apresentaram variação estatisticamente irrelevantes até o tempo 60 dias (Figura 3). A figura 3 nos traz a performance dos tratamentos tempo interagindo com o tratamento agitado e com o tratamento sem agitação. Observa-se pelo teste de Tukey, que apenas no tempo de 45 dias houve diferença estatística entre elas, para o tratamento agitação comparado ao não agitado.

Figura 3. Valores médios de pH da concentração 70%SL nos tratamentos com e sem agitação analisadas nos TDH 0, 15, 30, 45 e 60 dias.

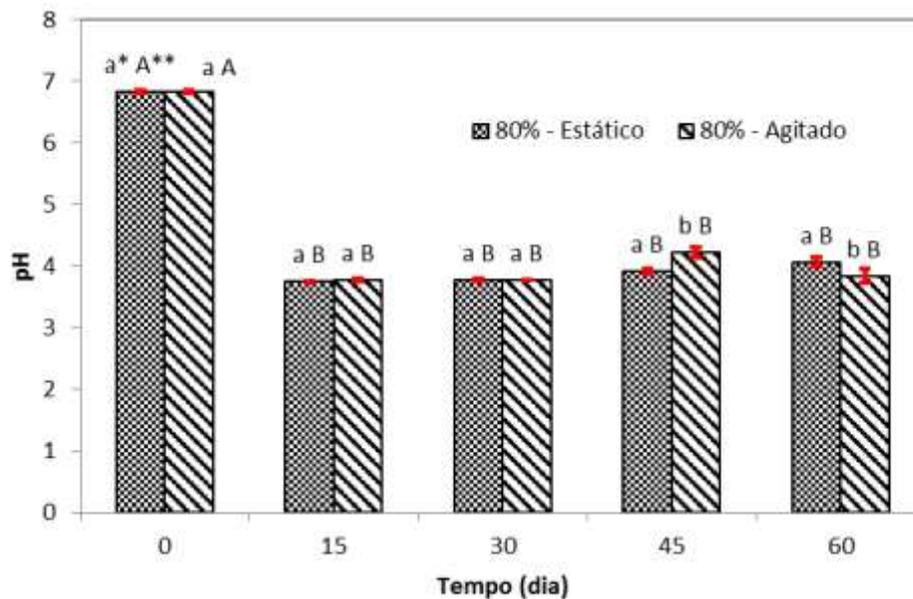


\*Médias seguidas da mesma letra minúscula (tratamento agitação) não diferem significativamente a 5% pelo teste de Tukey

\*\* Médias seguidas da mesma letra maiúscula (tratamento tempo) não diferem significativamente a 5% pelo teste de Tukey

Igualmente aos níveis de pH da concentração com 70% de soro de leite, a concentração de 80% de soro de leite operou um declínio nos primeiros 15 dias com poucas variações até os 60 dias. A figura 4 representa os valores de pH com agitação e sem agitação ao longo do tempo. Observa-se pelo teste de Tukey que apenas a partir de 45 dias houve diferença significativa entre os tratamentos sem e com agitação, sendo este último o que observou melhores médias para o tempo de 45 dias e o tratamento sem agitação o que obteve melhores médias para o tempo 60 dias.

Figura 4. Valores médios de pH da concentração 80%SL nos tratamentos com e sem agitação analisadas dentro do TDH de 0, 15, 30, 45 e 60 dias.



\*Médias seguidas da mesma letra minúscula (tratamento agitação) não diferem significativamente a 5% pelo teste de Tukey

\*\* Médias seguidas da mesma letra maiúscula (tratamento tempo) não diferem significativamente a 5% pelo teste de Tukey

Da observação de ambas concentrações concluímos que o tratamento agitação só foi estatisticamente relevante a partir de 45 dias na concentração de 80% de soro de leite. Para a concentração com 70% de soro de leite a agitação foi irrelevante, com exceção do tempo 45 dias.

Foi no tempo 45 dias agitado da concentração com 80% de soro de leite que se observou a maior média de pH ao longo dos tempos, sem observar o tempo 0 (zero), que teve o pH ajustado.

Sobre os efeitos da agitação no pH, trabalho científico identificou quais seriam os parâmetros ideais para a produção de solventes em reatores anaeróbios e se chegou a conclusão que a agitação a 150 rpm é um deles. A velocidade dessa agitação foi apontada como um fator significativo no controle do pH (RANJAN et al, 2013).

Mesmo com o pH mantido muito abaixo do ideal após 15 dias pudemos observar, da análise dos outros parâmetros mais a frente, a degradação ocorrer. Entretanto, diferentes trabalhos afirmam a necessidade de um pH condizente com as necessidades dos microrganismos e, dependendo do insumo tratado, o controle desse pH deve ser observado com rigidez, sob pena de se alterar e desestabilizar o processo anaeróbico (YAO et al, 2017; RICO et al., 2015; DIAMANTIS et al, 2013; RANJAN et al, 2013; SARAPHIROM e REUNGSANG, 2011; AIVASIDIS, 1989).

A pesar da co-digestão ser conhecida por ajudar a manter o pH em níveis aceitáveis para a digestão anaeróbica (RICO et al., 2015), não foi possível fazê-lo durante o experimento e com a premissas estabelecidas para o mesmo. Um fator pode ter influenciado esse comportamento, a acidez do insumo. O insumo digerido, face grande parte ser composto por soro de leite, se mostrou altamente ácido mesmo co-processado com resíduos de maior pH (GOMEZ et al, 2014).

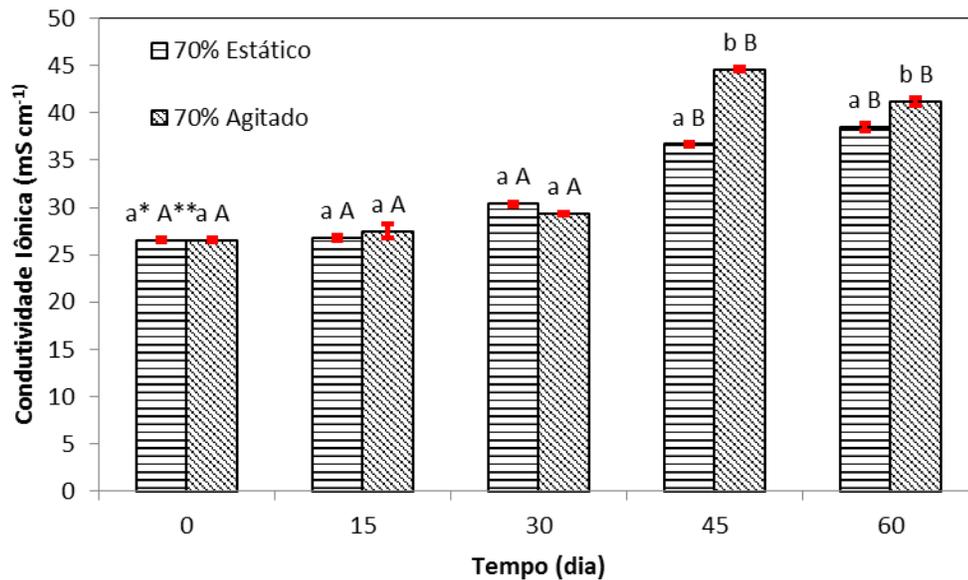
Além disso, por se tratar de um experimento em batelada, a falta de entrada de carga orgânica pode ter desestabilizado os microrganismos anaeróbicos do ambiente, propiciando que a fase acidogênica prevalecesse por toda pesquisa. Evidenciou-se, assim, a necessidade de controle do pH, a fim de mantê-lo no nível adequado para a vida microbiana, providência esta sugerida por YAO et al (2017).

A batelada, mesmo quando sequencial, requer um controle de pH para que os microrganismos se adaptem adequadamente, conseguindo, dependendo da espécie, um pH ótimo para desempenhar o bioprocessamento no máximo de rendimento. Ambientes com pH baixo apresentam problemas para a sucessão microbiana e nas etapas da geração de biogás (SARAPHIROM e REUNGSANG, 2011).

## 5.2 CONDUTIVIDADE IÔNICA

A condutividade é um parâmetro utilizado para se verificar e acompanhar a degradação da matéria orgânica. A condutividade elétrica das água residuais está ligada ao teor de sais nela encontrado e indica a capacidade da água em transmitir corrente elétrica face a presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em ânions e cátions. Apesar de não ser um parâmetro que integra o padrão de potabilidade da água, no Brasil, é um importante indicador da concentração de sólidos dissolvidos pelos motivos acima expostos (LACERDA et al, 2015). A degradação sofreu influência significativa da agitação, na concentração 70% soro de leite, nos tempos 45 e 60 dias, segundo o Teste de Tukey, já que obtiveram maior condutividade (Figura 5).

Figura 05. Valores médios de condutividade na concentração 70%SL nos tratamentos com e sem agitação analisadas dentro do TDH de 0, 15, 30, 45 e 60 dias.



\*Médias seguidas da mesma letra minúscula (tratamento agitação) não diferem significativamente a 5% pelo teste de Tukey

\*\* Médias seguidas da mesma letra maiúscula (tratamento tempo) não diferem significativamente a 5% pelo teste de Tukey

Altos valores para condutividade indicam degradação da matéria orgânica. O excesso desse parâmetro pode causar danos ao ser humano e às culturas irrigadas, por intermédio de acumulação de sais na zona radicular, diminuindo a disponibilidade de água e acelerando a

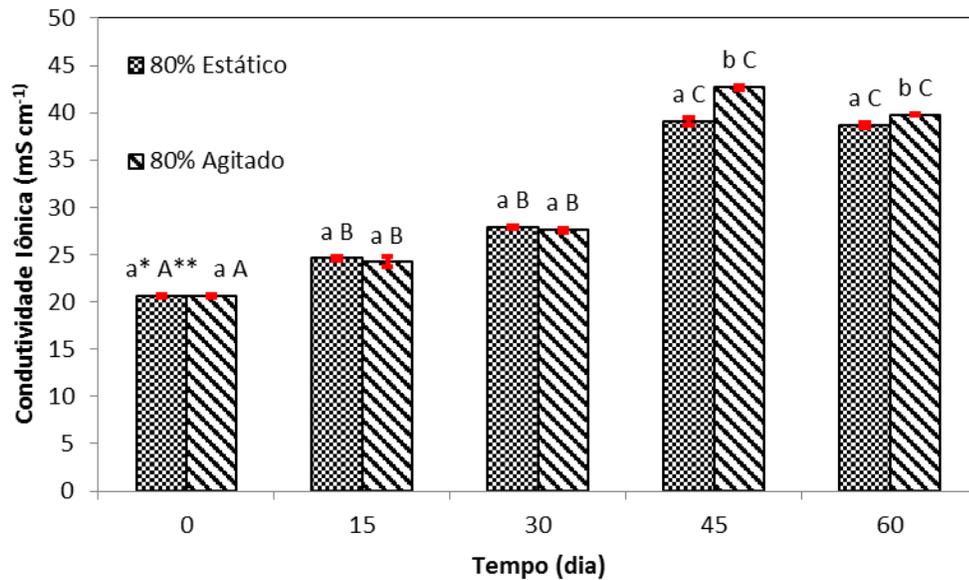
escassez de nutrientes (SANTANA et al., 2007). Quando a água apresenta alta condutividade, provavelmente contém grande quantidade de nutrientes dissolvidos e/ou em decomposição (CAMARGO e VALENTI, 1990).

WANG et al (2018), ao estudar a degradação da matéria orgânica em sistema anaeróbico, observou que o aumento da atividade do sistema de transporte de elétrons está relacionado com o aumento significativo da degradação da matéria. De acordo com a metodologia proposta a degradação completa do substrato estudado só foi possível na presença de  $Fe_3O_4$ , para aumentar a condutividade. Quando  $Fe_3O_4$  estava ausente a degradação foi incompleta (WANG et al, 2018).

É de se notar a relação estabelecida, em outro estudo, sobre a degradação da matéria orgânica e a condutividade. Foi demonstrado o caminho inverso da presente pesquisa. Ou seja, incrementou-se deliberadamente a condutividade para se aumentar a degradação da matéria. Resíduos de lodo de esgoto foram convertidos em material condutor de íons para melhorar a condutividade e a degradação anaeróbica de águas residuais. Os resultados indicaram que essa providência aumentou a condutividade do meio e desempenhou um papel significativo na melhoria das eficiências, como a eficiência de remoção de demanda química de oxigênio (DQO) aumentada em 25,4%, ou na taxa de produção de metano, que melhorou em 68,1% e na quantidade de ácidos graxos voláteis totais (VFA), que diminuíram 37,5% a mais do que o do reator sem o material condutor. A condutividade, atividade de transporte de elétrons e poliméricos extracelulares, quando aumentada promoveu também a formação de grânulos de biomassa que forneceu melhor ambiente para os microorganismos. Além disso, a degradação anaeróbica efetuada com alta condutividade do ambiente obteve maior capacidade de resistir a choques ácidos, também identificados na presente dissertação, facilitando a estabilidade do processo (ZHUANGA et al 2018).

O tratamento com concentração de 80% de soro de leite (Figura 6) também apresentou aumento nas médias agitadas das amostras testadas, para condutividade, a partir dos 45 dias, conforme o experimento com concentração de 70% de soro de leite.

Figura 06. Valores médios de condutividade na concentração 80%SL nos tratamentos com e sem agitação analisadas dentro do TDH de 0, 15, 30, 45 e 60 dias.



\*Médias seguidas da mesma letra minúscula (tratamento agitação) não diferem significativamente a 5% pelo teste de Tukey

\*\* Médias seguidas da mesma letra maiúscula (tratamento tempo) não diferem significativamente a 5% pelo teste de Tukey

O papel e a importância da condutividade elétrica na promoção da digestão anaeróbica, especificamente sobre a transferência eletrônica direta interespecie (TEDI) se faz importante para a presente pesquisa. A TEDI é uma sinergia microbiana descoberta recentemente onde a transferência de elétrons ocorre entre espécies microbianas sintróficas. A TEDI entre bactérias e archaeas metanogênicas na digestão anaeróbica pode acelerar a degradação de compostos orgânicos. A simbiose baseada na TEDI pode ocorrer naturalmente em alguns digestores anaeróbicos através de materiais condutores naturais, biológicos ou não naturais (BARUA, 2017).

Os resultados das análises do parâmetro condutividade permitem concluir que observamos uma constante degradação da matéria orgânica, visto a condutividade do efluente ter evoluído com o tempo, independente do tratamento ser agitado ou sem agitação. Quando há condutividade na água há evidências de degradação orgânica (CAMARGO e VALENTI, 1990).

Observamos ainda que o experimento com 70% de soro de leite, no tempo zero, possuía maior condutividade do que o experimento com 80% de soro de leite. Pode-se entender que a concentração de soro de leite e o percentual de inóculo nos tratamentos resultaram nesse efeito, já que no tempo 0 (zero) não havia nenhuma outra variável e visto o inóculo, ou lodo ativado, ser um material condutor de íons. ZHUANGA et al (2018) estudaram esses efeitos do inóculo, ou lodo ativado, na condutividade do insumo e chegaram a essa conclusão.

Analisando os tratamentos agitados e sem agitação, no tempo, observamos a diferença estatística a partir de 45 dias. O tratamento agitado conseguiu obter melhores médias do que o tratamento sem agitação. Essa diferença estatística apresentada pode ter ocorrido em face da transferência de elétrons entre espécies microbianas sintrófica, a TEDI, acima descrita (BARUA 2017).

Com o passar dos dias todos os tratamentos apresentaram aumento de sua condutividade. Ao compararmos o tempo 0 (zero) com o tempo 60 dias observaremos um considerável aumento na condutividade do efluente, aumentando de 20 mS/cm<sup>-1</sup> para 39 mS/cm<sup>-1</sup> no tratamento com 80% de soro de leite com agitação, enquanto aumentou de 26,5 mS/cm<sup>-1</sup> para 39,8 mS/cm<sup>-1</sup> no tratamento com a concentração de 70% de soro de leite.

### 5.3 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO

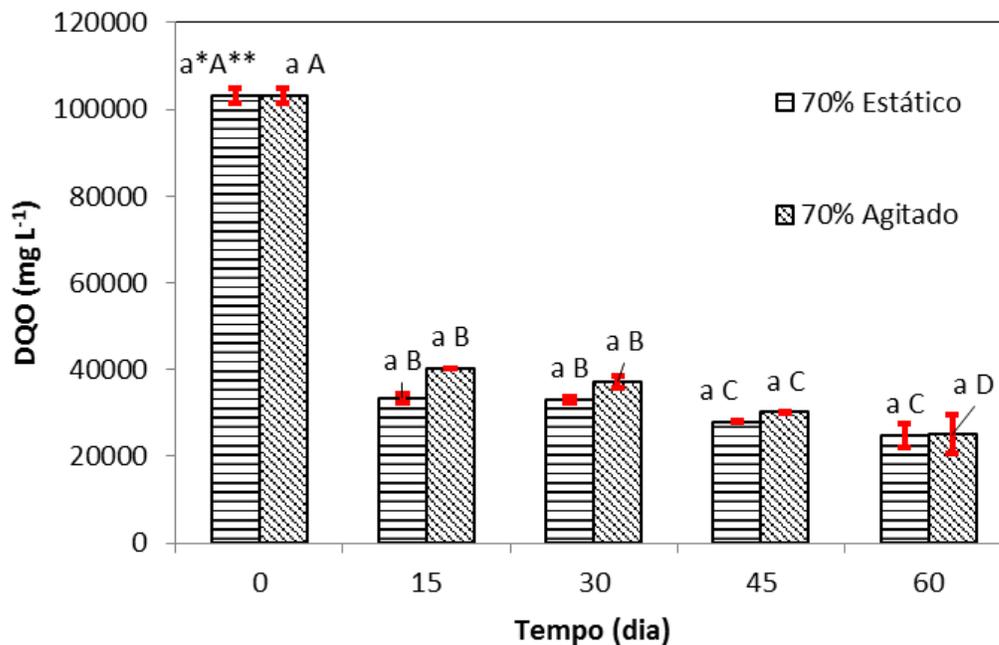
A DQO representa não somente o oxigênio consumido biologicamente (DBO), mas abrange toda matéria oxidável. Por este motivo, muitas vezes a DQO é o parâmetro preferível para caracterizar efluentes industriais, além de ser importante na análise de recursos hídricos que recebem esgotos domésticos e industriais (JORDÃO e PESSOA, 1982).

Certos efluentes, ao serem lançados num manancial, causam efeito de subtração no balanço de oxigênio do curso d'água, alterando o processo biológico natural existente por conterem substâncias químicas redutoras, tais como, sulfitos, sais ferrosos, etc. O consumo de oxigênio ocasionado por estas substâncias pode ser muito rápido, ou lento, mas certamente danoso para o ambiente (NAIME e FAGUNDES, 2005).

Dessa forma, é desejável que os níveis de DQO decresçam por motivos ambientais e de saneamento, além da relação existente entre remoção de DQO e recuperação energética (KYTHREOTOU et al, 2014).

Na concentração com 70% de soro de leite não houve relevância estatística na interação entre agitação e tempo. Apresentou, entretanto, diferença estatística nas médias do tratamento tempo, como se percebe da figura 7.

Figura 7. Valores médios de DQO na concentração 70%SL nos tratamentos com e sem agitação analisadas dentro dos TDH 0, 15, 30, 45, 60 dias.



\*Médias seguidas da mesma letra minúscula (tratamento agitação) não diferem significativamente a 5% pelo teste de Tukey.

\*\* Médias seguidas da mesma letra maiúscula (tratamento tempo) não diferem significativamente a 5% pelo teste de Tukey.

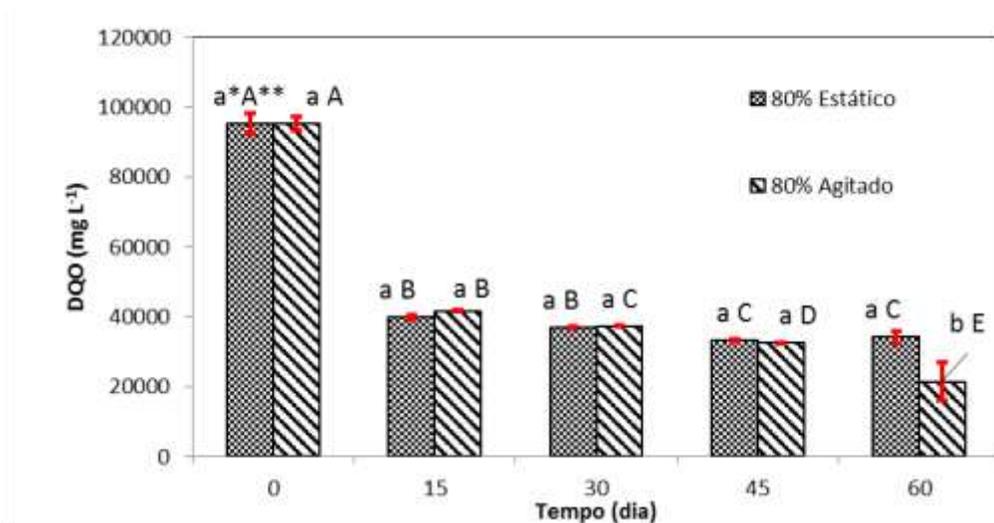
DAMIANOVIC e FORESTI (2007) observaram, também em reatores por batelada, mas com fluxo horizontal e com tempo de batelada de 12 horas, melhor eficiência na remoção de DQO, superiores a 90%. Esses reatores, portadores de biomembranas se mostraram mais eficientes tanto na remoção de DQO como no tempo de batelada. Entretanto, os reatores testados na presente dissertação são mais baratos e nos permitiram igualmente testar os tratamentos

propostos, como no estudo de DAMIANOVIC e FORESTI (2007), apesar de serem modelos distintos de reatores.

Quando se utilizou 80% de soro de leite (Figura 8), foi verificado que o tratamento agitado foi mais eficiente em remover DQO do que o tratamento sem agitação, pelo teste de Tukey, no tempo 60 dias. No tempo 60 dias o tratamento agitado removeu 79,21% e o tratamento sem agitação 66,78%, apresentando diferença significativa pelo teste de Tukey. Até 60 dias, nos outros tempos de detenção hidráulica, os tratamentos agitados e sem agitação não apresentaram diferença estatística, pelo teste de Tukey.

Analisado o tratamento tempo isoladamente se observou a remoção de 62% em 15 dias, 64% em 30 dias e 68% em 45 dias, regredindo a 66,78% aos 60 dias para o tratamento sem agitação. Com o tratamento agitado, em 15 dias se alcançou 59% de remoção de DQO, em 30 dias alcançou 69% de remoção para aos 60 dias chegar aos 79,21% (Figura 8). Outro estudo igualmente analisou efluente majoritariamente composto por soro lácteo, se utilizando de um UASB como reator biológico anaeróbico. Foi alimentado com 3.000mg/L/DQO/Dia, operado com 1,9 dias de TDH e 40% de seu volume útil composto por inóculo. A eficiência na redução de DQO chegou a 79,97% e operado a temperaturas ambientes de 18°C a 20°C (HUERTAS e MONTIEL, 2014). Observamos que HUERTAS e MONTIEL (2014), utilizaram 100% a mais de inóculo, do que utilizamos em nosso experimento, quando comparamos ao tratamento com 70% de soro de leite e 150% a mais de inóculo utilizado se comparado ao tratamento com 80% de soro de leite. As eficiências das taxas de remoção da DQO podem estar ligadas ao percentual de inóculo colocado no sistema. XAXIER e JUNIOR (2010) observaram que quanto maior a quantidade de inóculo, maior a geração de biogás, assim como ABBASSI-GUENDOZ et al. (2012) relataram que a maior geração de biogás está ligada a maior degradação da matéria orgânica.

Figura 8. Valores médios de DQO na concentração 80%SL nos tratamentos com e sem agitação analisadas dentro do TDH de 0, 15, 30, 45e 60 dias.



\*Médias seguidas da mesma letra minúscula (tratamento agitação) não diferem significativamente a 5% pelo teste de Tukey.

\*\* Médias seguidas da mesma letra maiúscula (tratamento tempo) não diferem significativamente a 5% pelo teste de Tukey.

Observou-se que no tempo 15 dias, na média dos tratamentos sem agitação e com agitação, 62% de remoção de DQO para o experimento com 70% de concentração de soro de leite e 64,1% de remoção para o experimento com 80% de concentração de soro de leite. Com 30 dias de TDH, para o experimento com 70% de concentração de soro de leite, na média dos tratamentos sem agitação e agitado, obtivemos 61,87% de remoção e 64% para o tratamento com 80% de soro de leite na média dos tratamentos sem agitação e com agitação. Aos 45 dias de TDH no tratamento com 70% de soro de leite, obteve-se 67,86% de remoção de DQO e 67,22% para o tratamento com 80% de soro de leite. Com 60 dias de TDH chegamos a 72,97% e 72,30% de eficiência na retirada de DQO, respectivamente nas diferentes concentrações de 70% e 80% de soro de leite e na média dos tratamento sem e com agitação.

#### 5.4 OXIGÊNIO DISSOLVIDO

O Oxigênio, fundamental para a vida aquática, é um parâmetro muito importante para medir os níveis de balneabilidade de um corpo d'água. Baixas concentrações de oxigênio estão

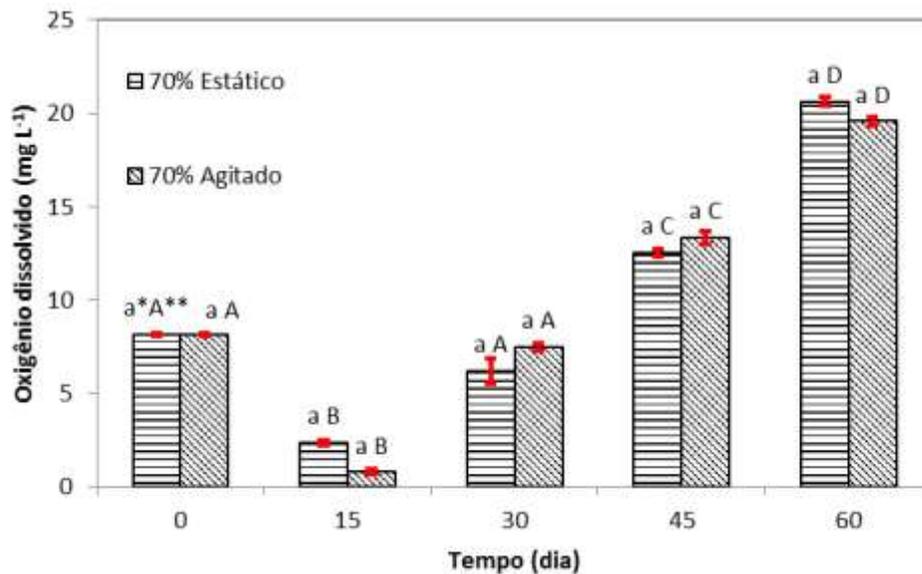
relacionadas com altas concentrações de matéria orgânica, que podem estar associadas à degradação da matéria orgânica (NAIME e FAGUNDES, 2005).

A interface ar/água é o meio mais dinâmico para a dissolução de gases na massa líquida. Teoricamente, um corpo receptor com uma extensa superfície entra em equilíbrio com a atmosfera através da dissolução dos gases. Teores de oxigênio dissolvido interferem diretamente em características químicas e biológicas das águas (SPERLING, 2005).

A aferição do oxigênio dissolvido como parâmetro de saúde hídrica e ambiental é tamanha que observamos padrões internacionais de controle de oxigênio dissolvido para a produção em massa de alimentos criados em ambientes aquáticos. A Comunidade Européia, por exemplo, possui os seus e sua observância garante segurança alimentar para os consumidores e para os produtores. É o caso do estudo com foco nas Tilápias (SOFRONIOS et al., 1996).

O experimento com concentração de 70% de soro de leite não apresentou diferença estatística para interação agitação e tempo. Entretanto o tratamento tempo foi significativo para a elevação da quantidade de oxigênio nas alíquotas retiradas do efluente, conforme observamos (Figura 9).

Figura 9. Valores médios de oxigênio dissolvido na concentração 70%SL nos tratamentos com e sem agitação analisadas dentro do TDH de 0, 15, 30, 45 e 60 dias.



\*Médias seguidas da mesma letra minúscula (tratamento agitação) não diferem significativamente a 5% pelo teste de Tukey.

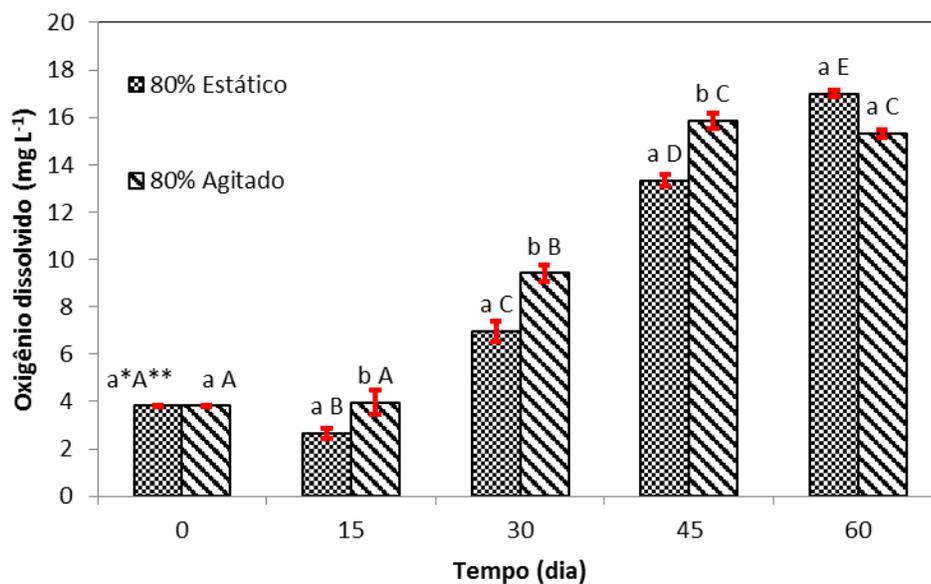
\*\* Médias seguidas da mesma letra maiúscula (tratamento tempo) não diferem significativamente a 5% pelo teste de Tukey.

A quantidade de oxigênio dissolvido é um indicador das condições de poluição das águas por matéria orgânica. Dessa forma, águas não poluídas devem estar saturadas de oxigênio. Por outro lado, teores baixos de oxigênio dissolvido podem indicar que houve uma intensa atividade bacteriana decompondo matéria orgânica lançada na água (MOTA, 1995).

Outro estudo afirma que condições hipóxicas reduzem a extensão e adequação de habitat aquático para uma ampla gama de organismos e podem causar múltiplos efeitos adversos ao ambiente, incluindo mortalidade de organismo, densidade populacional reduzida, perda de biodiversidade e alteração de funções e serviços do ecossistema. Destarte, os níveis de oxigênio dissolvido, que devem ser elevados, constituem um tema central em ecologia (VILLATE et al, 2013).

O experimento na concentração de 80% de soro de leite obteve relevantes diferenças, nos tempos 15, 30 e 45 dias, quando analisados os tratamentos agitados e sem agitação ao longo do tempo (Figura 10).

Figura 10: Valores médios de oxigênio dissolvido na concentração 80%SL nos tratamentos com e sem agitação analisadas dentro do TDH de 0, 15, 30, 45, 60 dias.



\*Médias seguidas da mesma letra minúscula (tratamento agitação) não diferem significativamente a 5% pelo teste de Tukey.

\*\* Médias seguidas da mesma letra maiúscula (tratamento tempo) não diferem significativamente a 5% pelo teste de Tukey.

Sabemos, orientados por ZAIAT et al (2014), que um dos principais fatores que afetam os bioreatores anaeróbicos por batelada é a agitação. A agitação correta auxilia na oxigenação do efluente, na criação de grânulos de biomassa e aumenta a condutividade, facilitando todo processo de degradação. CUBAS (2004) também observou que promovendo a mistura do efluente, pelo meio da agitação com a biomassa do reator anaeróbico, se favorece um melhor contato e aumenta a velocidade da digestão da massa orgânica.

O experimento com 80% de soro de leite, possivelmente, sofreu dos resultados da agitação descritos por CUBAS et al. (2004). Os resultados indicam que a degradação foi acelerada pela agitação aumentando-se os níveis de oxigênio do efluente, o que é corroborado por ZAIAT (2014).

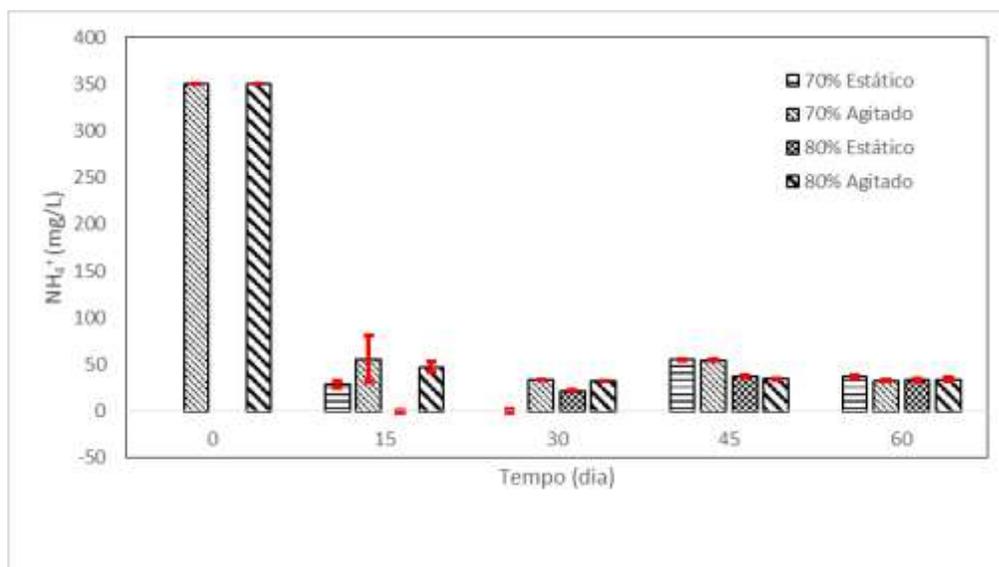
A quantidade de oxigênio dissolvido foi aumentando depois de 15 dias de TDH. Observou-se, em ambas concentrações, uma paridade na evolução dos níveis de oxigênio dissolvido, ambas se elevaram. Ou seja, não se identificou, nas diferentes concentração, uma que pudesse ter sido melhor opção do que a outra para o aumento do oxigênio dissolvido.

Estudo recente propôs um novo método para melhorar o tratamento de águas residuais baseados no aumento de níveis, transporte e alocação de oxigênio dissolvido da solução tratada para o biofilme. Esse estudo cuida da microdistribuição do oxigênio dissolvido do biofilme para melhorar a eficiência do mesmo, que é um reator anaeróbico de biofilme seqüencial em batelada. Este estudo desenvolveu um sistema de medição in situ de monitoramento e distribuição de oxigênio dissolvido em um biofilme, para determinar suas melhores espessuras médias e máximas nas camadas anaeróbicas, melhorando assim sua eficiência no tratamento de efluentes (NING et al, 2014).

## 5.5 AMÔNIO

O  $\text{NH}_4$  foi identificado apenas em algumas amostras de algumas repetições, não sendo possível fazer análise de variância, por falta de dados, mas se observou seu decréscimo desde o tempo 0 (Figura 11).

Figura 11: Valores médios de amônio nas concentrações 70%SL e 80%SL nos tratamentos com e sem agitação analisadas dentro do TDH de 0, 15, 30, 45 e 60 dias.



O decréscimo dos níveis de amônio é um importante fator para o bem estar dos microorganismos e seu controle é fundamental para que um sistema anaeróbico funcione adequadamente (CHENG, et al., 2015). Por outro lado, o amônio é conhecido mundialmente por sua importância na agricultura (BRUNHARO, et al. 2014).

YAO et al. (2017) demonstra, em estudo semelhante, que a quantidade de Amônio gerado pela digestão anaeróbica pode ser controlado por meio do pH do substrato digerido. Controlando-se o pH do substrato se propiciou a redução de ppm de amônia nas amostras analisadas.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

### 6.1 pH

Aos 15 dias o pH, mesmo ajustado no tempo 0 (zero) em 6,8 para cada concentração de soro de leite, declinou em média, nas duas concentrações, para valores próximo de 4,0 e assim permaneceu até os 60 dias.

### 6.2 CONDUTIVIDADE

A condutividade obteve em 60 dias, na média dos resultados do tratamento agitado e sem agitação, para a concentração de soro 70% um incremento de 49% em seus valores, enquanto a concentração com 80% de soro de leite obteve 92%, na média dos resultados do tratamento agitado e sem agitação, desse incremento.

### 6.3 DQO

Aos 15 dias de TDH observou-se a remoção, na média dos tratamentos agitado e sem agitação, de 62% de DQO para o experimento com 70% de concentração de soro de leite e 64,1% para o experimento com 80% de concentração de soro de leite, na média dos tratamentos agitado e sem agitação. Com 60 dias de TDH chegou-se a 72,97% e 72,30% de eficiência na retirada de DQO, para concentração de 70% de soro de leite e para a concentração de 80% de soro de leite, respectivamente, na média dos tratamentos agitados e sem agitação.

#### 6.4 OXIGÊNIO DISSOLVIDO

As quantidades de oxigênio dissolvido nas alíquotas retiradas, em 60 dias, na média dos resultados do tratamento agitado e sem agitação, para a concentração de soro 70% obteve um incremento de 146% em seus níveis, enquanto a concentração de 80% de soro de leite obteve 323%, na média dos resultados do tratamento agitado e sem agitação, desse incremento, em seus níveis.

#### 6.5 AMÔNIO

As análises demonstraram a presença de amônio, insumo que pode ser utilizado em cultivares. Seus níveis, para a concentração de 70% de soro de leite, na média dos resultados do tratamento agitado e sem agitação, diminuíram em 90% em 60 dias. Já o tratamento com concentração de 80% de soro de leite obteve redução de 90,36%, em 60 dias, em seus níveis.

## 7 CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

A degradação da matéria orgânica ocorreu de forma constantes em ambas concentrações testadas de 70% de soro de leite e 80% de soro de leite, mesmo com o pH muito abaixo do ideal. É muito desejável que haja controle, ao longo do tempo, do pH nos insumos testados. A alimentação semi-contínua dos reatores pode melhorar o equilíbrio microbiológico do sistema de degradação anaeróbica por propiciar novas entradas de microorganismo, estabilizando o sistema. O aumento da condutividade corrobora a ocorrência da degradação, assim como o aumento do oxigênio dissolvido, medido das alíquotas retiradas dos reatores. O aumento do oxigênio dissolvido ao longo do tempo, demonstra a relevância e aplicabilidade desses equipamentos para o saneamento. O tratamento com agitação influenciou apenas 09 (nove) das 32 (trinta e duas) possibilidades de fazê-lo nos tratamentos com 70% e 80% de concentração de soro de leite. Aos 15 dias de TDH, para o parâmetro DQO, alcançou-se níveis de eficiência similares aos de 30 e 45 dias, e que não foram muito distante dos 60 dias de TDH, fato este que implica na avaliação, de cada caso concreto, da necessidade de se aplicar apenas 15 dias de de TDH.

## 8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBASSI-GUENDOZ A, et al. Total solids content drives high solid anaerobic digestion via mass transfer limitation. *Bioresour Technology*, v. 111, p. 55–61, 2012.

AHRING, B. K.; BISWAS, R.; AHAMED, A.; et al. Making lignin accessible for anaerobic digestion by wet-explosion pretreatment. *Bioresource Technology*, v. 175, p. 182–188, 2015.

AIVASIDIS, A.; Process development for anaerobic waste water treatment using porous carriers for microbial colonization; *Bioprocess Eng.*, v. 4, p. 19–25, 1989.

ARAUJO, M. C.; OLIVEIRA, M. B M. de. Monitoramento da qualidade das águas de um riacho da Universidade Federal de Pernambuco, Brasil. *Revista Ambiente & Água*, v. 8, n. 3, p. 247-257, 2013.

ARSOVA L. *Anaerobic digestion of food waste: current status, problems and an alternative product [M.S. thesis]* Berlin, Germany: Columbia University; 2010.

BAIRD, C. CANN, M. Química Ambiental. *Bookman*, v. 4, p. 844, 2011.

BARUA, S.; DHAR, R. Advances towards understanding and engineering direct interspecies electron transfer in anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, v. 244, p. 698–707, 2017.

BROWNE, J. D.; MURPHY, J. D. Assessment of the resource associated with biomethane from food waste. *Applied Energy*, v. 104, p. 170–177, 2013.

BRUNHARO, C.; et al. Aspectos do mecanismo de ação do amônio glufosinato: culturas resistentes e resistência de plantas daninhas. *Revista Brasileira de Herbicidas*, v.13, n.2, p.163-177, 2014.

BOUALLAGUI, H., LAHDHEB, H., ROMDAN, E.B., RACHDI, B., HAMDI, M., 2009. Improvement of fruit and vegetable waste anaerobic digestion performance and stability with co-substrates addition. *J. Environ. Manag.* v. 90, n. 5, p. 1844-1849.

BUSO, W. H. D; KLIEMANN, H. J. Relações De Carbono Orgânico e de Nitrogênio Total e Potencialmente Mineralizável com o Nitrogênio Absorvido pelo Milheto. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, v. 33, n. 2, p. 97–105, 2003.

CAMARGO, A. F. M.; VALENTINI, W. C. Características físicas e químicas da água. *Piscicultura. Jaboticabal*: UNESP/CA, v.1, p. 8-13. 1990.

CAPSON-TOJO, G.; ROUEZ, M.; CREST, M.; et al. Food waste valorization via anaerobic processes: a review. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, v. 15, n. 3, p. 499–547, 2016.

CARRERE, H.; ANTONOPOULOU, G.; AFFES, R.; et al. Review of feedstock pretreatment strategies for improved anaerobic digestion: From lab-scale research to full-scale application. *Bioresource Technology*, v. 199, p. 386–397, 2016.

CARRILLO-REYES, J.; CELIS, L. B.; ALATRISTE-MONDRAGÓN, F.; et al. Different start-up strategies to enhance biohydrogen production from cheese whey in UASB reactors. *International Journal of Hydrogen Energy*, v. 37, n. 7, p. 5591–5601, 2012.

CHATZIPASCHALI, A. A.; STAMATIS, A. G. Biotechnological utilization with a focus on anaerobic treatment of cheese whey: Current status and prospects. *Energies*, v. 5, n. 9, p. 3492–3525, 2012.

CHEN, Y; CREAMER, K. S. Inhibition of anaerobic digestion process: a review, *Bioresour. Technol.*, v. 99, p. 4044-4064, 2008.

CHENG, C.; et al. Challenges in biogas production from anaerobic membrane bioreactors. *Renewable Energy*, v. 98, p. 120-134, 2016.

CHERNICHARO, C. A. L. *Princípio do tratamento biológico de águas residuárias – Reatores anaeróbios*, v. 5, 2ª edição, Belo Horizonte: Ed. UFMG, 380 p., 2007.

CHOI, J.; AHN, Y. Characteristics of biohydrogen fermentation from various substrates. *International Journal of Hydrogen Energy*, v. 39, n. 7, p. 3152–3159, 2014.

COMPARETTI, A; FEBO, P; GRECO, C; et al. Biogas yield from Sicilian kitchen waste and cheese whey. *Journal of Agricultural Engineering*, v. 44, p. 535–538, 2013. Disponível em:

CUBAS, A. *Influência do tamanho da biopartícula e da agitação no desempenho de reatores anaeróbios em bateladas sequenciais contendo biomassa imobilizada, para tratamento de águas residuais*. Tese (Doutoramento em Engenharia Civil – Hidráulica e Saneamento – Universidade de São Paulo, 2004.

CUBAS, S.A., FORESTI, E., RODRIGUES, J.A., RATUSZNEI, S.M., ZAIAT, M. Effect of impeller type and stirring frequency on the behavior of an AnSBBR in the treatment of low-strength wastewater. *Bioresour. Technol.* v. 102, p. 889–893, 2011.

DAMIANOVIC, M.; FORESTI E.; Anaerobic Degradation of Synthetic Wastewaters at Different Levels of Sulfate and COD/Sulfate Ratios in Horizontal-Flow Anaerobic Reactors (HAIB); *Environmental Engineering Science*; v.24, n. 3, p. 383-391, 2007.

DAREIOTI, M.A., et al. Anaerobic mesophilic co-digestion of ensiled sorghum, cheese whey and liquid cow manure in a two-stage CSTR system: Effect of hydraulic retention time, *Bioresource Technology*, v. 175, p. 553-562, 2015.

DEMIREL, B.; YENIGUN, O.; ONAY, T. T. Anaerobic treatment of dairy wastewaters: A review. *Process Biochemistry*, v. 40, n. 8, p. 2583–2595, 2005.

DI MARIA, F.; MICALÈ, C.; CONTINI, S.; et al. Impact of biological treatments of bio-waste for nutrients, energy and bio-methane recovery in a life cycle perspective. *Waste Management*, v. 52, p. 86–95, 2016.

DIAMANTIS, V. I.; KAPAGIANNIDIS, A. G.; NTOUGIAS, S.; et al. Two-stage CSTR-UASB digestion enables superior and alkali addition-free cheese whey treatment. *Biochemical Engineering Journal*, v. 84, p. 45–52, 2014.

DUAN N, DONG B, WU B, DAI X. High-solid anaerobic digestion of sewage sludge under mesophilic conditions: feasibility study. *Bioresour Technol.* v. 104, p. 150–156, 2012.

ESTEVEZ, F. Fundamentos de limnologia. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.  
FANG, C., et al. Comparison of UASB and EGSB reactors performance, for treatment of raw and deoiled palm oil mill effluent (POME). *Journal of Hazardous Materials*, v.189, p. 229-234, 2011.

FERRER, J.; et al, Design methodology for submerged anaerobic membrane (AnMBR): a case study; *Separation and Purification Technology*, v., p. 378-386, 2015.

FITAMO, T.; TRIOLO, J. M.; BOLDRIN, A.; et al. Rapid biochemical methane potential prediction of urban organic waste with near-infrared reflectance spectroscopy. *Water Research*, v. 119, p. 242–251, 2017.

FORSTER-CARNEIRO T, PE'REZ M, ROMERO L. Influence of total solid and inoculum contents on performance of anaerobic reactors treating food waste. *Bioresour Technol*, v. 99: p. 6994–7002, 2008.

GARFÍ, M; MARTÍ-HERRERO, J; GARWOOD, A; et al. Household anaerobic digesters for biogas production in Latin America: A review. *Renewable and Sustainable*, v. 60, p. 599–614, 2016.

GHIMIRE, A.; LUONGO, V.; FRUNZO, L.; et al. Continuous biohydrogen production by thermophilic dark fermentation of cheese whey: Use of buffalo manure as buffering agent. *International Journal of Hydrogen Energy*, v. 42, n. 8, p. 4861–4869, 2017.

GIROTTO, F.; LAVAGNOLO, M. C.; PIVATO, A.; et al. Acidogenic fermentation of the organic fraction of municipal solid waste and cheese whey for bio-plastic precursors recovery – Effects of process conditions during batch tests. *Waste Management*, v. 70, p. 71–80, 2017.

GLADCHENKO, M. A.; KOVALEV, D. A.; KOVALEV, A. A.; et al. Methane production by anaerobic digestion of organic waste from vegetable processing facilities. *Applied Biochemistry and Microbiology*, v. 53, n. 2, p. 242–249, 2017.

GHOSH S., HENRY M. P., CHRISTOPHER R. W. Hemicellulose conversion by anaerobic digestion. *Biomass*, v. 6, p. 257–269, 1985.

GOMEZ-ROMERO, J.; GONZALEZ-GARCIA, A.; CHAIREZ, I.; et al. Selective adaptation of an anaerobic microbial community: Biohydrogen production by co-digestion of cheese whey and vegetables fruit waste. *International Journal of Hydrogen Energy*, v. 39, n. 24, p. 12541–12550, 2014.

GU Y.S., et al. Development of anaerobic osmotic membrane bioreactor for low-strength wastewater treatment at mesophilic condition. *Journal of Membrane Science*, V. 490, p. 197-208, 2015.

HUERTAS R, MONTIEL,R. Evaluación del comportamiento de un reactor UASB con diferentes cargas orgánicas provenientes de lactosuero. *Producción + Limpia*, v. 9, n.1, p. 23-30, 2014.

HWANG, S.H.; HANSEN, C.L.; D.K. STEVENS, Biokinetics of an upflow anaerobic sludge blanket reactor treating whey permeate, *Bioresour. Technol.*, v.41, p. 223-230, 1992.

JIMENEZ, J.; LEI, H.; STEYER, J. P.; et al. Methane production and fertilizing value of organic waste: Organic matter characterization for a better prediction of valorization pathways. *Bioresource Technology*, v. 241, p. 1012–1021, 2017.

KARADAG, D.; KÖROGLU, O. E.; OZKAYA, B.; CAKMAKCI, M. A review on anaerobic biofilm reactors for the treatment of dairy industry wastewater. *Process biochemistry*, v. 50, p. 262-271, 2015.

KASMI, M. Biological process as promoting way for both treatment and valorization of dairy industry effluents. *Waste biomass valorization*, Review, 2016.

KARTHIKEYAN, O. P.; SELVAM, A.; WONG, J. W.C. Hydrolysis-acidogenesis of food waste in solid-liquid-separating continuous stirred tank reactor (SLS-CSTR) for volatile organic acid production. *Bioresource Technology*, v. 200, p. 366–373, 2016.

KHALID, A.; ARSHAD, M.; ANJUM, M.; et al. The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Management*, v. 31, n. 8, p. 1737–1744, 2011.

KOVÁCS, E.; WIRTH, R.; MARÓTI, G.; et al. Biogas Production from Protein-Rich Biomass: Fed-Batch Anaerobic Fermentation of Casein and of Pig Blood and Associated Changes in Microbial Community Composition. *PLoS ONE*, v. 8, n. 10, p. 1–16, 2013.

KUCZMAN O.; et al. Food waste anaerobic digestion of a popular restaurant in Southern Brazil. *Journal of Cleaner Production*, v. 196, p. 382-389, 2018

- KYTHREOTOU, N; et al. A review of simple to scientific models for anaerobic digestion. *Renewable Energy*, v. 71, p. 701-714, 2014.
- LACERDA, L; BACHER E.; et al. A condutividade da água como indicador de eficiência do processo de eletrodialise; *Inovamundi*, v.1, p 04-08, 2015.
- LEE, C.; KIM, J.; SHIN, S. G.; et al. Quantitative and qualitative transitions of methanogen community structure during the batch anaerobic digestion of cheese-processing wastewater. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 87, n. 5, p. 1963–1973, 2010.
- LI, Y. F.; ABRAHAM, C.; NELSON, M. C.; et al. Effect of organic loading on the microbiota in a temperature-phased anaerobic digestion (TPAD) system co-digesting dairy manure and waste whey. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 99, n. 20, p. 8777–8792, 2015.
- LIM, JW, et al. Effects of disposable plastics and wooden chopsticks on the anaerobic digestion of food waste. *Waste Management*, v. 79, p. 607–614, 2018.
- LIN, H.J., et al. Feasibility evaluation of submerged anaerobic membrane bioreactor for municipal secondary wastewater treatment. *Desalination*, v. 280, p. 120 – 126, 2011.
- LO, Y.C., LEE, K.S., LIN, P.J., CHANG, J.S., Bioreactors configured with distributors and carriers enhance the performance of continuous dark hydrogen fermentation. *Bioresour. Technol.*, v. 100, p. 4381–4387, 2009.
- LOBATO, L.C.S. *Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico*. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011
- LUO, G.; ANGELIDAKI, I. Co-digestion of manure and whey for in situ biogas upgrading by the addition of H<sub>2</sub>: Process performance and microbial insights. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 97, n. 3, p. 1373–1381, 2013.
- MARTINEZ-SANCHEZ, V.; TONINI, D.; MØLLER, F.; et al. Life-Cycle Costing of Food Waste Management in Denmark: Importance of Indirect Effects. *Environmental Science and Technology*, n. 0045, p. 1–36, 2016.
- MAO, C.L., et al. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion, *Renew. Sust. Energy Rev.* v. 45, p. 540-555, 2015.
- MURTO M., BJÖRNSSON L., ROSQVIST H., BOHN I. Evaluating the biogas potential of the dry fraction from pretreatment of food waste from households. *Waste Management*. v. 33, p. 1282–1289, 2013.
- NAIME R., FAGUNDES R S. Controle da Qualidade da Água do Arroio Portão. *Pesquisas em Geociências*, v. 32, n.1, p. 27-35, maio/ago., 2005.

NING Y; CHEN, P; et al. A new approach for estimating aerobic–anaerobic biofilm structure in wastewater treatment via dissolved oxygen microdistribution. *Chemical Engineering Journal*, v. 255, p. 171–177, 2014.

NKEMKA, V. N.; MARCHBANK, D. H.; HAO, X. Anaerobic digestion of paunch in a CSTR for renewable energy production and nutrient mineralization. *Waste Management*, v. 43, p. 123–129, 2015.

NÚÑEZ FERNÁNDEZ, F.; FDEZ-GÜELFO, L. A.; PÉREZ GARCÍA, M.; et al. New approach for integral treatment of OFMSW: Comparative analysis of its methane performance versus a conventional continuously stirred tank reactor. *Chemical Engineering Journal*, v. 233, p. 283–291, 2013.

PHATTARANAWIK J., FANE A.G., et al.; A novel membrane bioreactor based on membrane distillation, *Desalination*, v. 223, p. 386-395, 2008.

PIRATOBA, A. R. A.; RIBEIRO, H. M. C.; Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, *Brasil Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 201 7

PARITOSH, K.; KUSHWAHA, S. K.; YADAV, M.; et al. Food Waste to Energy: An Overview of Sustainable Approaches for Food Waste Management and Nutrient Recycling. *BioMed Research International*, v. 2017, p. 1–23, 2017.

PATEL, A. K.; VAISNAV, N.; MATHUR, A.; et al. Whey waste as potential feedstock for biohydrogen production. *Renewable Energy*, v. 98, p. 221–225, 2016.

RANJAN, A. et al; Process optimization for butanol production from developed rice straw hydrolysate using *Clostridium acetobutylicum*. MTCC 481 strain, *Biomass Conv. Bioref.*, v. 3, p. 143–155, 2013.

RICO, C.; MUÑOZ, N.; RICO, J., L. Anaerobic co-digestion of cheese whey and the screened liquid fraction of dairy manure in a single continuously stirred tank reactor process: Limits in co-substrate ratios and organic loading rate. *Bioresource Technology*, v. 189, p. 327–333, 2015.

RICO, C.; MUÑOZ, N.; FERNÁNDEZ, J. High-load anaerobic co-digestion of cheese whey and liquid fraction of dairy manure in a one-stage UASB process: Limits in co-substrates ratio and organic loading rate. *Chemical Engineering Journal*, v. 262, p. 794–802, 2015.

RINCÓN, B., BORJA, et al.; Influence of organic loading rate and hydraulic retention time on the performance, stability and microbial communities of one-stage anaerobic digestion of two-phase olive mill solid residue. *Biochem. Eng. J.*, v. 40, p. 253–261, 2008.

- SOFRONIOS E. Et al. Blue Tilapia (*Oreochromis aureus*) Growth Rate in Relation to Dissolved Oxygen Concentration Under Recirculated Water Conditions Laboratory of Applied Hydrobiology, *Aquacultural Engineering*, v. 15, p. 181-192, 1996.
- SAMPAIO S. C., et al. Relação entre série de sólidos e condutividade elétrica em diferentes águas residuárias, *Irriga*, v. 12, n. 4, p. 569-574, 2007.
- SANTANA, M. J., CARVALHO, J. A., SOUZA, K. J., SOUSA, A. M. G., VASCONCELOS, C. L., ANDRADE, L. A. B. Efeitos da salinidade da água de irrigação na brotação e desenvolvimento inicial da cana-de-açúcar (*Saccharum spp*) e em solos com diferentes níveis texturais. *Revista Ciência Agrotécnica*, v.31, p.1470-1476, 2007.
- SANTOS, S. C.; FERREIRA, R. P. R.; SAKAMOTO, I. K.; et al. Continuous thermophilic hydrogen production and microbial community analysis from anaerobic digestion of diluted sugar cane stillage. *International Journal of Hydrogen Energy*, v. 39, n. 17, p. 9000–9011, 2014.
- SANTOS, S. C.; ROSA, P. RÚBIA F.; SAKAMOTO, I. K.; et al. Organic loading rate impact on biohydrogen production and microbial communities at anaerobic fluidized thermophilic bed reactors treating sugarcane stillage. *Bioresource Technology*, v. 159, p. 55–63, 2014.
- SANTOS, E; SAMPAIO, G., et al; Influence of the time of detention hydraulic of a system UASB followed by a biological reactor with fungi to treat effluent of cashew nut industry. *Eng. Sanit. Ambient.*, vol.11, no.1, 2006.
- SARAPHIROM P.; REUNGSANG A. Biological hydrogen production from sweet sorghum syrup by mixed cultures using an anaerobic sequencing batch reactor (ASBR) *International Journal of Hydrogen Energy*, v.36, p. 8765-8773, 2011.
- SILVA, F. M. S.; OLIVEIRAB, L. B.; MAHLERA, C. F.; et al. Evaluation of hydrogen production from anaerobic co-digestion of organic solid waste and residual glycerol from biodiesel production. *Quim. Nova*, v. 40, n. 5, p. 523–527, 2017.
- SLAVOV, A. K. General characteristics and treatment possibilities of dairy wastewater -a review. *Food Technology and Biotechnology*, v. 55, n. 1, p. 14–28, 2017.
- SOSNOWSKI et al; Kinetic investigations of methane co-fermentation of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes; *Bioresource Technology*, v. 99, p. 5731-5737, 2008.
- STUCKEY, D.C. Recent developments in anaerobic membrane reactors. *Bioresource Technology* v. 122, p. 137–148, 2012.
- THANGAMANI, A.; RAJAKUMAR, Suseela; RAMANUJAM, R. A. Anaerobic co-digestion of hazardous tannery solid waste and primary sludge: Biodegradation kinetics and metabolite analysis. *Clean Technologies and Environmental Policy*, v. 12, n. 5, p. 517–524, 2010.

- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA TUNDISI, T. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 632 p.
- VOGT, G.M., LIU, H.W., KENNEDY, K.J., VOGT, H.S., HOLBEIN, B.E. Super blue box recycling (SUBBOR) enhanced two-stage anaerobic digestion process for recycling municipal solid waste: laboratory pilot studies. *Bioresour. Technol.* v. 85, p. 291–299, 2002.
- VAN HAANDEL A. C., LETTINGA G. *Anaerobic Sewage Treatment—A Practical Guide for Regions with a Hot Climate*. John Wiley & Sons, New York, NY, USA: 1994.
- VAN NIEKERK, H.; SILBERBAUER, M. J.; MALULEKE, M. Geographical differences in the relationship between total dissolved solids and electrical conductivity in South African rivers. *Water SA*, v. 40, n. 1, p. 133–137, 2014.
- VON SPERLING, M. *Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias)*; v. 1. Belo Horizonte: DESA-UFGM, p. 452 2005.
- VENTURA, J. R.S.; YANG, B.; LEE, Y. W.; et al. Life cycle analyses of CO<sub>2</sub>, energy, and cost for four different routes of microalgal bioenergy conversion. *Bioresource Technology*, v. 137, p. 302–310, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.02.104>>.
- VILLATE, F., IRIARTE, A.; et al. Dissolved oxygen in the rehabilitation phase of an estuary: Influence of sewage pollution abatement and hydro-climatic factors. *Marine Pollution Bulletin*, v. 70, p. 234–246, 2013.
- WEIß, S, et al. Investigation of microorganisms colonising activated zeolites during anaerobic biogas production from grass silage; *Bioresource Technology*, v. 102, p. 4353–4359, 2011.
- WALSH, C.; MEADE, J.; MCGILL, K.; et al. The biodiversity of thermophilic bacteria isolated from whey. *Journal of Food Safety*, v. 32, n. 2, p. 255–261, 2012.
- WAN, S.; LI, Y. Comparative analysis and improvement of the 2-CSTRs anaerobic digestion system on biofuel production. *International Journal of Hydrogen Energy*, v. 42, n. 8, p. 4824–4831, 2017.
- WANG G., et al. Two-phase high solid anaerobic digestion with dewatered sludge: Improved volatile solid degradation and specific methane generation by temperature and pH regulation. *Bioresource Technology*, v. 259, p. 253–258, 2018.
- WANG, Z, et al Enhanced azo dye Reactive Red 2 degradation in anaerobic reactors by dosing conductive material of ferrous oxide, *Journal of Hazardous Materials*, v. 357, p. 226–234, 2018.

ZHANG, X.; WANG, F. Hybrid input-output analysis for life-cycle energy consumption and carbon emissions of China's building sector. *Building and Environment*, v. 104, p. 188–197, 2016.

ZHANG, Z.; GUO, L.; WANG, Y.; et al. Degradation and transformation of extracellular polymeric substances (EPS) and dissolved organic matters (DOM) during two-stage anaerobic digestion with waste sludge. *International Journal of Hydrogen Energy*, v. 42, n. 15, p. 9619–9629, 2017.

YAO Y, CHEN S, KRISHNA G. Kafle Importance of “weak-base” poplar wastes to process performance and methane yield in solid-state anaerobic digestion. *Journal of Environmental Management*, v. 193, p. 423-429, 2017

YUAN, X., SHI, X., ZHANG, D., QIU, Y., GUO, R., WANG, L. Biogas production and microcystin biodegradation in anaerobic digestion of blue algae. *energy & environ. sci.* v. 4, n. 4, p. 1511-1515, 2011.

XAVIER, C; JÚNIOR L. Parâmetros de Dimensionamento para Biodigestores Batelada Operados com Dejetos de Vacas Leiteiras Com e Sem Uso de Inóculo. *Eng. Agríc., Jaboticabal*, v. 30, n.2, p.212-223, 2010.

ZAIAT, M.; CABRAL, A.K.A.; FORESTI, E. Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo Para Tratamento de Águas Residuárias: Concepção e Avaliação Preliminar de Desempenho. *Revista Brasileira de Engenharia – Caderno de Engenharia Química*, v. 11, n. 2, p. 33-42, 1994

ZHUANGA, H.; ZHUB, H, et al. Potential enhancement of direct interspecies electron transfer for anaerobic degradation of coal gasification wastewater using up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) with nitrogen doped sewage sludge carbon assisted. *Bioresource Technology*, v. 270, p. 230–235, 2018.