



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO VALE DO SÃO FRANCISCO  
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E  
AMBIENTAL**

**ANDREZA CARLA LOPES ANDRÉ**

**CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS DA AGROINDÚSTRIA  
DA ACEROLA E ESGOTO DOMÉSTICO EM CONDIÇÕES  
MESÓFILAS E TERMÓFILAS**

**JUAZEIRO – BA**

**2019**

**ANDREZA CARLA LOPES ANDRÉ**

**CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS DA AGROINDÚSTRIA  
DA ACEROLA E ESGOTO DOMÉSTICO EM CONDIÇÕES  
MESÓFILAS E TERMÓFILAS**

Trabalho apresentado a Universidade Federal do Vale do São Francisco – UNIVASF, Campus Juazeiro, como requisito para obtenção do título de bacharel em Engenharia Agrícola e Ambiental.

Orientador: Prof. Dra. Miriam Cleide Cavalcante de Amorim

**JUAZEIRO – BA**

**2019**

A636c André, Andreza Carla Lopes  
Co-digestão anaeróbia de resíduos da agroindústria da acerola e esgoto doméstico em condições mesófilas e termófilas / Andreza Carla Lopes André. – Juazeiro - BA, 2019.  
xv, 53 f. : il. ; 29 cm.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental) - Universidade Federal do Vale do São Francisco, Campus Juazeiro-BA, 2019.

Orientadora: Profa. Dra. Miriam Cleide Cavalcante de Amorim

1. Digestão anaeróbia. 2. Metano. 3. Temperatura. I. Título. II. Amorim, Miriam Cleide Cavalcante de. III. Universidade Federal do Vale do São Francisco.

CDD 628.354

UNIVERSIDADE FEDERAL DO VALE DO SÃO FRANCISCO  
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E  
AMBIENTAL

FOLHA DE APROVAÇÃO

ANDREZA CARLA LOPES ANDRÉ

CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS DA AGROINDÚSTRIA  
DA ACEROLA E ESGOTO DOMÉSTICO EM CONDIÇÕES  
MESÓFILAS E TERMÓFILAS

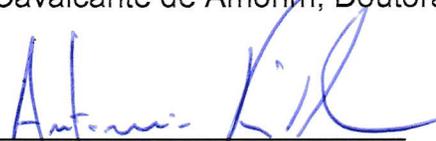
Trabalho de conclusão de curso apresentado  
como requisito parcial para obtenção do título de  
Bacharel em Engenharia Agrícola e Ambiental,  
pela Universidade Federal do Vale do São  
Francisco.

Aprovado em: 14 de agosto de 2019.

**Banca Examinadora**



(Miriam Cleide Cavalcante de Amorim, Doutora, UNIVASF).



(Antônio Pereira Filho, Doutor, UNIVASF).



(Eduardo Souza Costa Barros, Mestrando, UNIVASF).

Ao meu namorado, família e amigos e  
em especial aos meus pais, André e Marilda, dedico.

## AGRADECIMENTOS

A Deus, por ser o meu abrigo em todas as situações, por me sustentar e me dar forças para superar todos os obstáculos, paciência para lidar com as injustiças e por me fazer confiar cada dia mais em seus planos.

Aos meus pais, André e Marilda, por todos os ensinamentos, por me guiarem para trilhar o caminho do bem, por serem o meu mundo todinho e por fazerem questão de me lembrar sempre que sou mais forte do que posso imaginar, essa conquista também é de vocês!

A vovô Joãozinho (*in memoriam*) e vovó Biluca, por darem origem aquilo de mais sagrado, minha família. A vovô Zeca (*in memoriam*) e vovó Lousinha (*in memoriam*) que mesmo sem eu ter conhecido pessoalmente, sei que olham por mim e me protegem sempre. Aos tios Tiêr (*in memoriam*) e José Edefácio (*in memoriam*) que até em suas partidas prematuras me ensinaram que só o amor (re)constrói.

Aos meus irmãos, Luiz e Ândrey, que apesar dos pesares me protegem e me amam em segredo. A Izadória, minha madrinha, por todo apoio, carinho e incentivos. A tia Sulla, por ser mais mãe do que tia e por ter me dado o maior dos presentes. A Ana, por ser minha fonte de força e inspiração. Amo vocês!

Ao meu grande primo Zeca, que mesmo de longe sempre emanou boas vibrações e torceu pelo alcance dessa vitória, consegui! A Vitinho, primo e grande amigo que mesmo sem entender muito bem a profissão que escolhi, se orgulha. A Vanessa pelos memes que me fizeram descontrair. A tio Nêro e tia Emília, por cuidarem de mim como filha. A Aldinho pelo carinho, noites de batalhas, companheirismo nessa longa jornada e incentivo constante.

A toda a minha família, tios, primos e avós por me ensinarem o valor da família todos os dias e estarem sempre ao meu lado.

A meu namorado, Alan por ter caminhado lado a lado comigo todos esses anos e tornado meu caminho muito mais florido, por ser o meu maior parceiro em tudo e principalmente pelas inúmeras vezes que mesmo sem entender apoiou todas as minhas decisões.

Aos amigos de infância, representados por Anne, Erick e Luiza que mesmo não compreendendo muito bem a minha ausência dos rolês, foram e são amigos de vida!

A Natália, por ser uma das grandes incentivadoras para que esse momento chegasse. A Magno, por ser grande amigo e conselheiro, compartilhar comigo alegrias e tristezas, por ter me apoiado e ajudado todos esses anos, enfim, por me ensinar o valor da amizade todos os dias. A Celimar, pelas viagens inesquecíveis, madrugadas de estudo, memes, apoio, churras, parceria, mas principalmente pelo incentivo para conclusão dessa monografia, obrigada mana! A Dami, técnica do laboratório de engenharia ambiental, por toda paciência e ajuda, você é maravilhosa!

Aos amigos que fiz durante a graduação e que a tornaram menos difícil: Carlinha, Edson, Jeisa, Matheus, Késsia, Wotson, João, Ingrid, Juan, Lhara, Yandra, Larissa e Ramyres.

À UNIVASF, por tornar possível a minha formação, crescimento pessoal e profissional. A todo corpo docente do curso de Engenharia Agrícola e Ambiental por todos os conhecimentos compartilhados que me tornaram a profissional que sou hoje. Ao grupo PET Conexões e Saberes: Saneamento Ambiental e todos os bolsistas que passaram por ele, vocês me fizeram crescer! À NIAGRO, em especial ao setor de Controle Ambiental – representado por Tiago, Danilo e Jessé – pelos ensinamentos, apoio para realização dessa pesquisa e por ter me proporcionado vivência na área de tratamento de efluentes agroindustriais.

A minha orientadora, Miriam Cleide, por abrir um novo universo ao despertar em mim a curiosidade pela pesquisa, pela confiança, conselhos e força nos momentos de desespero e por incentivar sempre a busca de conhecimento, obrigada!

Por fim, a todos que de alguma forma contribuíram para que esse sonho se tornasse real, o meu muito obrigada!

“Agradeço a todas as dificuldades que enfrentei; não fosse por elas eu não teria saído do lugar. As facilidades nos impedem de caminhar.”

- Chico Xavier

“Um homem não é grande pelo o que faz, mas pelo o que renuncia”.

- Albert Schweitzer

## RESUMO

A agroindústria aceroleira gera grande quantidade de resíduos com elevada carga orgânica e consequente potencial poluidor quando disposto no meio ambiente sem um tratamento prévio. Nesse cenário, têm-se desenvolvido pesquisas para o tratamento desse efluente, com destaque para a digestão anaeróbia, uma vez que esta propicia ganhos ambientais e econômicos, uma vez que não só reduz o impacto ambiental desse efluente como também gera energia limpa (metano). Considerando que a utilização de co-digestão propicia vantagens ao processo de degradação anaeróbia e que este sofre influência de diversos fatores, dentre eles a temperatura operacional, o presente estudo objetivou avaliar o efeito da temperatura na co-digestão anaeróbia de efluente do processamento de acerola verde (EAV) e esgoto doméstico tratado (EDT). Para isso foram realizados ensaios em frascos-reatores utilizando diferentes tratamentos ( $T_1 = 5\%$  de EDT +  $95\%$  de EAV;  $T_2 = 20\%$  de EDT +  $80\%$  de EAV;  $T_3 = 30\%$  de EDT +  $70\%$  de EAV), estes foram submetidos a temperatura mesófila ( $35\text{ }^\circ\text{C}$ ) e termófila ( $55\text{ }^\circ\text{C}$ ). Os ensaios tiveram duração de 288 h, onde a cada 48 h eram realizadas análises de demanda química de oxigênio filtrada ( $DQO_{\text{fil}}$ ) e ácidos graxos voláteis (AGV), determinando-se a eficiência de remoção de  $DQO_{\text{fil}}$ , a constante de velocidade de decaimento da DQO ( $K_d$ ), percentuais de biodegradabilidade anaeróbia (%BD) e metanização (%M), além de observação da biomassa do inóculo por meio de microscopia eletrônica de varredura (MEV). A co-digestão anaeróbia foi eficiente em ambas temperaturas, com biodegradabilidade acima de  $60\%$ . A temperatura mesófila favoreceu a co-digestão anaeróbia para todos os tratamentos, apresentando biomassa mais diversificada e estruturada ao final dos ensaios bem como maiores eficiências de remoção de  $DQO_{\text{fil}}$  e conversão desta em metano, com destaque para  $T_3$  ( $62,6\%$  e  $51,4\%$ , respectivamente). Além disso, o maior valor de  $K_d$  ( $0,1\text{ d}^{-1}$ ) também ocorreu em temperatura mesófila nos tratamentos com maior percentual de esgoto ( $T_2$  e  $T_3$ ).

**Palavras-chave:** Metano. Digestão anaeróbia. Temperatura.

## ABSTRACT

The acerola agroindustry generates a large amount of waste with high organic load and consequent polluting potential when disposed of in the environment without prior treatment. In this scenario, research has been developed for the treatment of this effluent, with emphasis on anaerobic digestion, since it provides environmental and economic gains, since it not only reduces the environmental impact of this effluent, but also generates clean energy (methane). Considering that the use of co-digestion provides advantages to the process of anaerobic degradation and that it is influenced by several factors, among them the operating temperature, this study aimed to evaluate the effect of temperature on the anaerobic co-digestion of effluent from the processing of green acerola (EAV) and treated domestic sewage (EDT). For this, tests were performed in bottle-reactors using different treatments ( $T_1 = 5\%$  de EDT +  $95\%$  de EAV;  $T_2 = 20\%$  de EDT +  $80\%$  de EAV;  $T_3 = 30\%$  de EDT +  $70\%$  de EAV), which were submitted to mesophilic temperature ( $35\text{ }^\circ\text{C}$ ) and thermophilic temperature ( $55\text{ }^\circ\text{C}$ ). The assays lasted 288 h, where at every 48 h, chemical analysis of filtered oxygen demand ( $\text{DQO}_{\text{fil}}$ ) and volatile fatty acids (AGV) were performed, determining the efficiency of  $\text{DQO}_{\text{fil}}$  removal, the constant decay speed of the DQO ( $K_d$ ), percentages of anaerobic biodegradability (%BD) and methanization (%M), besides observation of the inoculum biomass by scanning electron microscopy (MEV). Anaerobic co-digestion was efficient at both temperatures, with biodegradability above  $60\%$ . The mesophilic temperature favored anaerobic co-digestion for all treatments, presenting more diversified and structured biomass at the end of the assays as well as higher efficiencies of  $\text{DQO}_{\text{fil}}$  removal and its conversion into methane, with emphasis  $T_3$  ( $62.6\%$  and  $51.4\%$  respectively). In addition, the highest  $K_d$  value ( $0.1\text{ d}^{-1}$ ) also occurred at mesophilic temperature in treatments with a higher percentage of sewage ( $T_2$  and  $T_3$ ).

**Key-words:** Methane. Anaerobic digestion. Temperature.

## LISTAS DE FIGURAS

<b>CAPÍTULO 1</b>	16
<b>Figura 1 -</b> Aproveitamento da DQO afluyente em sistemas aeróbios e anaeróbios.	21
<b>Figura 2 -</b> Sequências metabólicas da digestão anaeróbia.	22
<b>CAPÍTULO 2</b>	36
<b>Figura 1 -</b> Esquema dos tratamentos conduzidos a 55 °C.	41
<b>Figura 2 -</b> Eficiência de remoção de DQO (%) a 35 e 55 °C.	44
<b>Figura 3 -</b> Micrografias das amostras da biomassa presente em T3M (A <sub>1</sub> , A <sub>2</sub> e A <sub>3</sub> ) e T2T (B).	49

## LISTAS DE TABELAS

<b>CAPÍTULO 2</b>		36
<b>Tabela 1 -</b>	Caracterização do efluente de processamento de acerola verde e esgoto doméstico tratado	40
<b>Tabela 2 -</b>	Características do inóculo utilizado	40
<b>Tabela 3 -</b>	Tratamentos analisados e suas respectivas composições de mistura	41
<b>Tabela 4 -</b>	Percentuais de biodegradabilidade anaeróbia e DQO convertida em metano	46
<b>Tabela 5 -</b>	Constante de velocidade para equação de remoção de DQO	47

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGV	Ácidos Graxos Voláteis
AME	Atividade Metanogênica Específica
COMPESA	Companhia Pernambucana de Saneamento
COV	Carga Orgânica Volumétrica
DGGE	Eletroforese em gel com gradiente desnaturante
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DQO <sub>rem</sub>	Demanda Química de Oxigênio removida
EAV	Efluente do Processamento de Acerola Verde
EDT	Esgoto Doméstico Tratado
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FISH	Hibridização <i>in situ</i> com sondas fluorescentes
K <sub>d</sub>	Constante de velocidade para reação de primeira ordem
MEV	Microscopia Eletrônica de Varredura
PCR	Reação em cadeia da polimerase
pH	Potencial Hidrogeniônico
ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos Totais Fixos
STV	Sólidos Totais Voláteis
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente

UNIVASF Universidade Federal do Vale do São Francisco

## SUMÁRIO

<b>CAPÍTULO 1</b> .....	<b>16</b>
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>16</b>
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>17</b>
<b>2.1. ACEROLA: CULTURA E COMERCIALIZAÇÃO</b> .....	<b>17</b>
<b>2.2. RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS: GERAÇÃO, REUTILIZAÇÃO E TRATAMENTO</b> .....	<b>199</b>
<b>2.3. DIGESTÃO ANAERÓBIA</b> .....	<b>21</b>
<b>2.4. CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA</b> .....	<b>25</b>
<b>2.4.1. Principais parâmetros que influenciam a co-digestão anaeróbia</b> .....	<b>25</b>
<b>2.5. TÉCNICAS DE IDENTIFICAÇÃO DAS BACTÉRIAS</b> .....	<b>28</b>
<b>3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>299</b>
<b>CAPÍTULO 2</b> .....	<b>366</b>
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>38</b>
<b>2. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>39</b>
<b>3. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>433</b>
<b>4. CONCLUSÃO</b> .....	<b>50</b>
<b>5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>51</b>

## CAPÍTULO 1

### 1. INTRODUÇÃO

O Brasil é o maior produtor, consumidor e exportador de acerola do mundo. No entanto, a alta perecibilidade do fruto constitui uma das barreiras mais importantes para sua comercialização para consumo *in natura* (ALVES et al., 2010; CAVICHIOLI et al., 2014). Esse cenário atrelado à ascensão da demanda de mercado de sucos e polpas de frutas tropicais fortalece ainda mais as agroindústrias processadoras de frutas, elevando suas atividades. Para Pompeu et al. (2006), isso constitui um problema, uma vez que durante o processamento de frutas há grande geração de outros produtos que não possuem valor evidente, denominados resíduos. Estes por sua vez, podem ser classificados como resíduos sólidos ou efluentes líquidos e possuem potencial poluidor quando descartados sem tratamento prévio em função do seu alto conteúdo de matéria orgânica biodegradável.

Dentre as diversas formas existentes para se tratar efluentes, destacam-se os tratamentos biológicos, aeróbios e anaeróbios (AMOR; LUCAS; PERES, 2012). Os tratamentos anaeróbios apresentam diversas vantagens, tais como baixo consumo de energia, baixa produção de lodo, tolerância a carga orgânica mais elevadas, além do reaproveitamento energético através da produção de metano, o que faz com que sejam amplamente empregados (KHAN et al., 2015).

Dentre os diversos fatores que afetam a digestão anaeróbia, a temperatura é um dos mais importantes, uma vez que exerce influência principalmente na atividade enzimática dos microrganismos e seus crescimentos, selecionando a microbiota atuante no processo e conseqüentemente a taxa, rendimento e volume de metano produzido (SANTOS, 2004; RAPOSO et al., 2011; ZHANG et al., 2014). Chae et al. (2008), avaliaram a digestão anaeróbia de dejetos suínos a 25, 30 e 35 °C e concluíram que temperaturas mais altas propiciaram maiores rendimentos de metano (327, 389, 403 mL CH<sub>4</sub>. g<sup>-1</sup> SV adicionados, respectivamente). Souza, Lucas Júnior e Ferreira (2005) também utilizando dejetos suínos e temperatura de operação de 25, 35 e 40 °C, obtiveram produção de biogás de aproximadamente 27, 147 e 119 L, respectivamente. Bouallagui et al. (2004) analisando o desempenho da digestão anaeróbia de resíduos de frutas e vegetais em temperatura termófila (55 °C), mesófila (35 °C) e psicrófila (20 °C) observaram que a produção de biogás no digestor termófilo foi maior que os digestores mesófilos e psicrófilos 41 e 144 %, respectivamente.

Estudos realizados com o efluente da agroindústria aceroleira utilizando o processo de digestão anaeróbia concluíram que esta é uma alternativa interessante, pois além de reduzir o potencial poluidor desse efluente, possibilita a geração de metano. Barros (2017) em regime de batelada a 35 °C na partida de reator UASB também utilizando efluente da agroindústria de acerola (3 g.L<sup>-1</sup>), obteve remoções de DQO entre 70 e 90%. Montefusco (2017) ao realizar ensaio de biodegradabilidade anaeróbia de efluente do processamento de acerola verde e madura (2,84 g DQO.L<sup>-1</sup> e 2,61 g DQO.L<sup>-1</sup>, respectivamente), obteve remoção de DQO acima de 60% para ambos e rendimento de metano em relação ao metano teórico de 84 % e 51 %, respectivamente.

Montefusco et al. (2017) realizaram cálculo do volume teórico de metano e estimaram que o efluente do processamento da acerola é capaz de gerar 81,09 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>.d<sup>-1</sup>. André et al. (2019), em estudo com efluente do processamento de acerola verde (4 g DQO.L<sup>-1</sup>) em temperatura mesófila obtiveram remoções de DQO de 89% e taxa de produção de metano de 102 mL de CH<sub>4</sub>. g<sup>-1</sup> DQO<sub>rem</sub>. No entanto, esse mesmo estudo também conclui que o efluente oriundo do processamento da acerola verde é constituído por fração inorgânica, fato que reduz o desempenho da mono-digestão anaeróbia. Diante disso, uma possibilidade de assegurar o desempenho da digestão anaeróbia desse efluente é através de sua associação com outro substrato em um processo denominado co-digestão anaeróbia.

Dessa forma, o trabalho objetiva avaliar a co-digestão anaeróbia de efluente do processamento de acerola verde em ambientes mesófilos e termófilos.

## **2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **2.1. ACEROLA: CULTURA E COMERCIALIZAÇÃO**

A acerola (*Malpighia Emarginata* DC.), também conhecida como “Cereja das Antilhas” é um fruto tipo drupa de superfície lisa e dividida em três gomos. Possui formato e tamanho diversificados, é rico em açúcares e naturalmente acidificado, apresentando coloração que varia de alaranjado a vermelho intenso quando maduro e polpa carnosa e suculenta (CARVALHO et al., 2000). Segundo Konrad (2002), por ser uma planta rústica e resistente, a aceroleira é bastante adaptável aos mais

variados climas, podendo, portanto, ser cultivada em todo o mundo, no entanto, o seu cultivo comercial encontra-se concentrado em regiões de clima tropical e subtropical.

De acordo com Carvalho et al. (2000), o fruto foi introduzido no Brasil primeiramente no Estado de Pernambuco em 1955 pela Universidade Federal Rural de Pernambuco através de sementes oriundas de porto rico. Em função de suas características e do seu bom desenvolvimento em clima tropical, a acerola rapidamente foi disseminada em quase todo o território nacional (CARVALHO et al., 2000).

Atualmente, o Brasil é o maior produtor, consumidor e exportador de acerola do mundo. No país, há plantios comerciais em todos os estados, no entanto a região Nordeste se sobressai com 70 % da produção nacional, uma vez que a fruticultura irrigada das frutíferas tropicais é destaque em pelo menos 14 polos de irrigação da região, onde a produtividade é garantida pelo solo fértil e as ótimas condições climáticas que permitem a produção de frutas durante quase o ano inteiro (FURLANETO; NASSER, 2015; LACERDA; LACERDA, 2004; RITZINGER; RITZINGER, 2011). Conforme dados do IBGE (2017), no território brasileiro os estados com maior produção de acerola são Rondônia, Pernambuco, Ceará, Sergipe e Paraíba, com 53,24 %, 15,43 %, 5,57 %, 4,33 % e 3,57 %, respectivamente. Em Pernambuco, Petrolina destaca-se com 71,29 % da produção.

O grande interesse por parte dos fruticultores na comercialização da acerola é devido ao seu conteúdo nutricional, uma vez que é um fruto rico em ácido ascórbico (vitamina C) que segundo Calgareo e Braga (2012), a depender da variedade, o teor de ácido ascórbico no fruto pode chegar até 5.000 mg.100 g<sup>-1</sup> de polpa – teor 100 vezes superior ao da laranja e 10 vezes superior ao da goiaba –. Além disso, estão presentes em sua composição doses expressivas de antocianinas e caratenóides (compostos com ação antioxidante), pró-vitamina A, vitaminas do complexo B e minerais como cálcio, ferro e fósforo (CALGARO; BRAGA, 2012; RITZINGER; RITZINGER, 2004).

No entanto, por ser classificada como um fruto climatérico – isto é, seu processo de maturação pode se dar ainda na planta ou após a colheita, quando colhido imaturo – a acerola possui alta perecibilidade. Em função disso, sua comercialização *in natura* por vezes é considerada difícil e limitada pela curta vida pós-colheita. A fruta, entretanto, apresenta um bom rendimento de polpa em torno de 75%, dessa forma,

para a manutenção da cadeia produtiva do fruto, o seu processamento torna-se uma alternativa (CARRINGTON; KING, 2002; GODOY et al., 2008; ARAÚJO et al., 2007).

O processo de industrialização da acerola dá origem a vários produtos alimentícios, tais como sucos, compotas, geleias, refrigerantes, néctares, iogurtes, licor, sorvetes, balas, xarope, entre outros, sendo também utilizada no mercado de cosméticos na composição de shampoos e sabonetes e na indústria farmacêutica para produção de suplementos alimentares e cápsulas de vitamina C (SOBRINHO, 2014; GODOY et al., 2008; SOUZA et al., 2017).

Tendo em vista que a composição nutricional da acerola varia de acordo com seu estágio de maturação que está diretamente ligado a coloração do fruto, onde o maior teor de vitamina C é encontrado em frutos no estágio de maturação verde em comparação ao maduro, há uma maior demanda pela acerola verde por parte de agroindústrias voltadas para a exploração dessa substância (ADRIANO; LEONEL; EVANGELISTA, 2011).

## **2.2. RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS: GERAÇÃO, REUTILIZAÇÃO E TRATAMENTO**

O acentuado crescimento do agronegócio brasileiro tem tido impactos positivos na economia brasileira o colocando em posição de destaque no processo de desenvolvimento do país. No entanto, avanços no desempenho do agronegócio acarretam em aumento do consumo de insumos e conseqüentemente aumento na geração de resíduos das atividades agropecuária e agroindustrial, que quando dispostos no meio ambiente sem tratamento podem gerar danos ambientais (FIORI; SCHOENHALS; FOLLADOR, 2008).

Segundo Leucena e Chernicharo (2005), o segmento agroindustrial gera grandes quantidades de resíduos sólidos e líquidos durante todo o seu processo produtivo, desde desperdícios na extração da matéria-prima até a geração de materiais que não possuem valor econômico evidente ao longo do processamento da matéria-prima. De acordo com Lousada Júnior et al. (2005) agroindústrias de processamento de frutas são responsáveis pela geração de subprodutos e conseqüentemente resíduos e efluentes agroindustriais com elevada carga orgânica

que podem representar uma fonte de poluição ambiental quando dispostos no meio ambiente sem tratamento prévio.

A agroindústria aceroleira é responsável por grande geração de resíduos, onde cerca de 40 % do volume de produção é considerado resíduo, constituído em grande parte por águas residuárias, semente, polpa macerada e frutos refugados. Haja vista que a acerola pode produzir até seis safras por ano, há, portanto, grande geração de resíduos predominantemente orgânicos que podem causar efeitos deletérios ao meio ambiente, caso não seja reaproveitado ou tratado adequadamente (RITZINGER; RITZINGER, 2011; ALMEIDA et al., 2014).

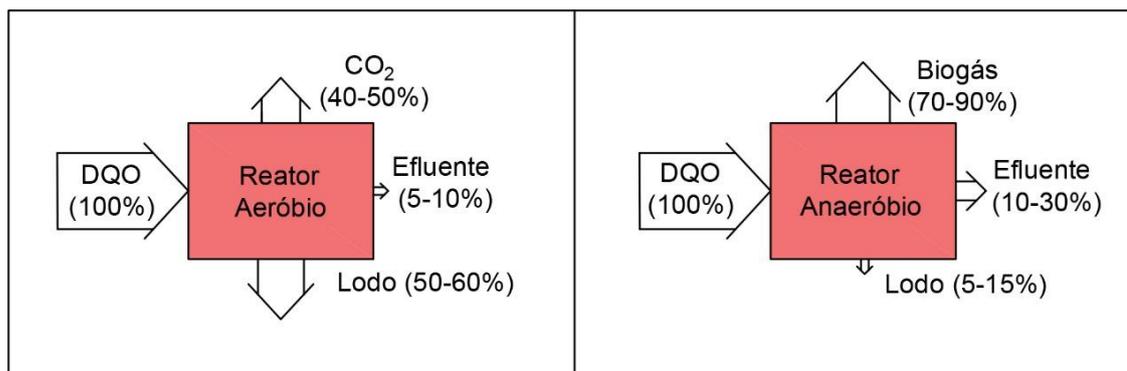
Tendo em vista que diversos resíduos agroindustriais possuem potencial para reaproveitamento mediante geração de produtos de valor agregado, nos últimos anos têm-se intensificado a realização de estudos em busca de alternativas para tal reaproveitamento (VIANA; CRUZ, 2016).

Dessa forma, além de tratamentos que possibilitem a redução da carga orgânica e conseqüentemente potencial poluidor dos resíduos, busca-se a reutilização deste para a composição de materiais ou até mesmo geração de novos produtos de valor agregado. Para os resíduos sólidos têm-se diversas alternativas retratadas na literatura que envolvem sua utilização na alimentação animal como fonte de nutrientes, produção de energia e biofertilizante por meio da digestão anaeróbia, além de reaproveitamento na fabricação de materiais de isolamento térmico e acústico (MAIA, et al., 2015; COELHO et al., 2001; DELARMELINA, et al., 2014; SILVA, 2007).

Embora a literatura seja carente de estudos com efluentes da agroindústria aceroleira, são relatadas nesta diversas alternativas bem sucedidas para o tratamento e reaproveitamento de efluentes com características semelhantes. Como exemplo, têm-se a vinhaça e a manipueira que podem ser utilizadas como fonte de etanol para combustível, fonte de nutrientes para irrigação de culturas agrícolas e fertilizantes do solo, mas principalmente para a produção de energia limpa – na forma de metano e hidrogênio – e produtos de valor agregado como os ácidos graxos voláteis através do processo de digestão anaeróbia desses efluentes (ANTÔNIO-CISNEROS; ELIZALDE-GONZÁLEZ, 2010; DANTAS et al., 2017; BARROS, 2017; AMORIM et al., 2014; MATOS, 2014; ZEMPULSKI et al., 2014).

Dessa forma, de acordo com Amor, Lucas e Peres (2012), os tratamentos biológicos aeróbios e anaeróbios são reconhecidos como alternativas importantes para tratar efluentes de agroindústrias processadoras de frutas, no entanto, nesse cenário a digestão anaeróbia se destaca pois apresenta vantagens importantes, principalmente o reaproveitamento energético e a baixa produção de lodo (Figura 1).

**Figura 1** – Aproveitamento da DQO afluente em sistemas aeróbios e anaeróbios.



Fonte: Adaptado de Chernicharo (2007).

Portanto, a digestão anaeróbia é utilizada para minimizar os impactos da disposição de efluentes agroindustriais no meio ambiente e ainda propiciar o reaproveitamento energético e a formação de produtos de valor agregado (JERÔNIMO, 2012). Assim, os digestores são construídos e operados de forma a produzir o máximo volume de metano possível, sendo esta produção associada diretamente a remoção de matéria orgânica dos efluentes. De acordo com Chernicharo (2007), digestores anaeróbios podem propiciar remoções ótimas de matéria orgânica entre 70 e 90 %.

As características favoráveis desse tipo de tratamento, tais como baixo consumo de energia, baixa produção de lodo, baixos custos de implantação e operação, tolerância a elevada carga orgânica, elevados tempos de retenção de sólidos e baixos tempos de detenção hidráulica são responsáveis pela sua grande aplicabilidade no tratamento de efluentes agroindustriais (CHERNICHARO, 2007).

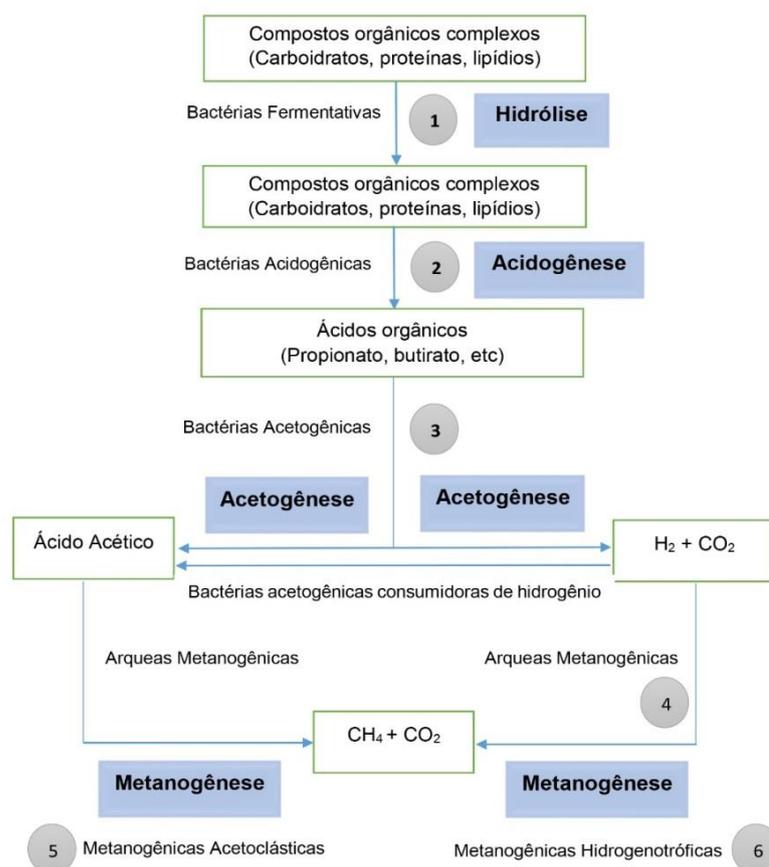
### 2.3. DIGESTÃO ANAERÓBIA

O processo de Digestão Anaeróbia ou fermentação metanogênica é um tipo de tratamento biológico que ocorre na ausência de oxigênio e por meio de interações sinérgicas entre microrganismos que tem como objetivo a degradação e estabilização

da matéria orgânica complexa por meio de sua conversão em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia, além da formação de novas células bacterianas (METCALF; EDDY, 2003).

A digestão anaeróbia é dividida em quatro fases: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, conforme representadas na Figura 2. Envolve processos metabólicos complexos e pelo menos três grupos de microrganismos atuando simultaneamente e exercendo funções específicas: bactérias fermentativas ou acidogênicas, acetogênicas ou sintróficas e arqueas metanogênicas (CHERNICHARO, 2007).

**Figura 2** – Sequências metabólicas da digestão anaeróbia.



Fonte: Adaptado de Chernicharo (2007)

Na fase de hidrólise (1), compostos orgânicos complexos (proteínas, lipídios e carboidratos) e outras substâncias orgânicas presentes na forma particulada são transformados em compostos orgânicos dissolvidos mais simples (aminoácidos, peptídeos e açúcares) através da ação de exoenzimas hidrolíticas excretadas por bactérias fermentativas hidrolíticas. Esse processo ocorre de forma lenta e o grau e a

taxa em que o substrato é hidrolisado pode ser afetado pela temperatura operacional do reator, tempo de residência do substrato no reator, composição do substrato, tamanho das partículas, pH do meio, entre outros. Participam desse processo bactérias dos gêneros *Clostridium*, *Micrococcus*, *Staphylococcus*, *Bacterioides*, *Butyvirbio*, *Fusubacterium*, *Selenomonas*, *Streptococcus*, *Proteus*, *Peptococcus*, *Bacillus*, *Acetivibrio* e *Eubacterium* (LETTINGA et al., 2001; CHERNICHARO, 2007).

Na acidogênese (2), os produtos dissolvidos oriundos da etapa de hidrólise são capazes de penetrar as paredes celulares das bactérias acidogênicas onde são metabolizados e convertidos em novas células bacterianas, ácidos orgânicos (ácido acético, láctico, propiônico, butírico, entre outros), álcoois, hidrogênio e dióxido de carbono. A população acidogênica representa cerca de 90 % da população bacteriana total e é constituída em maior parte por bactérias estritamente anaeróbias, no entanto, aproximadamente 1% destas são anaeróbias facultativas que podem metabolizar a matéria orgânica através de oxidação, estas são muito importantes pois removerão o oxigênio que eventualmente esteja presente no digestor anaeróbio, evitando, portanto, que o processo seja prejudicado, uma vez que este é tóxico para microrganismos anaeróbios estritos. Participam desse processo bactérias dos gêneros *Clostridium*, *Bacterioides*, *Ruminococcus*, *Butyribacterium*, *Propionibacterium*, *Eubacterium*, *Lactobacillus*, *Streptococcus*, *Pseudomonas*, *Desulfobacter*, *Micrococcus*, *Bacillus* e *Escherichia* (CHERNICHARO, 2007; BOHRZ, 2010).

Na acetogênese (3), os microrganismos sintróficos pertencentes aos gêneros *Syntrophobacter* e *Syntrophomonas*, através de oxidação convertem os ácidos orgânicos formados na acidogênese em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono (substratos intermediários que serão metabolizados pelas arqueas metanogênicas). Em geral, essa etapa pode ser inibida pelo excesso de hidrogênio formado na acidogênese, caso esse não seja consumido na metanogênese pelas arqueas metanogênicas (CHERNICHARO, 2007; CRESPO, 2013).

Por fim ocorre a metanogênese (4), última etapa do processo de digestão anaeróbia. Nessa etapa, atuam dois grupos de arqueas metanogênicas, as metanogênicas acetoclásticas (5) que utilizam o ácido acético como fonte de carbono e energia para a formação de metano e dióxido de carbono e as metanogênicas hidrogenotróficas (6) que utilizam o dióxido de carbono como fonte de carbono e acceptor final de elétrons e o hidrogênio como fonte de energia para produzir metano.

Os principais gêneros pertencentes ao grupo das metanogênicas acetoclásticas são *Methanosarcina* e *Methanosaeta*, da ordem *Methanosarcinales*. Já os microrganismos hidrogenotróficos pertencem a ordem *Methanobacteriales* sendo três principais gêneros, *Methanobacterium*, *Methanobrevibacter* e *Methanosphaera* (GERARDI, 2006).

Destas, o grupo das metanogênicas acetoclásticas embora tenha menos espécies são predominantes na digestão anaeróbia e são consideradas mais relevantes, uma vez que a metabolização do acetato é a mais importante rota de formação do metano, correspondendo a cerca de 70% do metano formado durante o processo de digestão anaeróbia (CHERNICHARO, 2007)

Vale ressaltar que em um reator estável – na ausência de fatores de estresse –, as etapas da digestão anaeróbia citadas anteriormente ocorrem de forma sinérgica, havendo um equilíbrio nas taxas de produção e consumo dos compostos intermediários. Dessa forma, não há acúmulos significativos de ácidos graxos voláteis (AGVs) no reator e este opera em condições adequadas. Portanto, acúmulo de AGVs reflete uma instabilidade no processo de digestão anaeróbia onde uma ou mais etapas do processo está sendo prejudicada em função de fatores relacionados a limitações cinéticas, termodinâmicas e também à ausência das condições ótimas de crescimento microbiano (AQUINO; CHERNICHARO, 2005).

Dentre todas as etapas citadas anteriormente, a metanogênese é considerada a limitante do processo, uma vez que os microrganismos que atuam nessa fase possuem baixa taxa de crescimento e são mais sensíveis e exigentes quanto a temperatura e pH do meio. Além da produção de metano, as arqueas metanogênicas possuem também como funções a remoção do excesso de hidrogênio do meio e o controle do pH da fase acidogênica através da utilização do acetato e formação de dióxido de carbono que quando dissolvido forma uma solução tampão de bicarbonato, aumentando a alcalinidade do meio e evitando decaimento do pH. Tais funções são essenciais para que a acetogênese não seja inibida prejudicando a digestão anaeróbia (CHERNICHARO, 2007; FERREIRA, 2010).

## 2.4. CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA

Embora a digestão anaeróbia seja uma das alternativas mais relevantes para o tratamento dos efluentes agroindustriais, Zhang et al. (2013), citam os digestores anaeróbios utilizando mono-digestão como os mais susceptíveis a instabilidades no processo de digestão anaeróbia, apresentando quedas indesejáveis no desempenho decorrente do acúmulo de ácidos graxos voláteis e consequente inibição da metanogênese.

Dessa forma, para superar as deficiências associadas à mono-digestão e dar maior estabilidade ao processo de digestão anaeróbia surge a co-digestão anaeróbia, que consiste na associação de diferentes efluentes resultando em um novo substrato mais balanceado e diversificado em termos de nutrientes, com eventuais compostos tóxicos mais diluídos, maior teor de compostos biodegradáveis, melhor capacidade tampão e maior diversificação das estirpes bacterianas que irão participar do processo com consequente aumento da taxa de produção de metano (ESPOSITO et al., 2012).

Estudos recentes têm obtido êxito ao utilizar o processo de co-digestão anaeróbia. Cremones et al. (2015), realizou estudo de co-digestão de água residual de suinocultura e vinhaça e obteve remoção média de DQO em torno de 69 %. Matter et al. (2017) utilizaram o processo de co-digestão de resíduo fresco de incubatório e águas residuárias da suinocultura e obtiveram uma taxa de produção de biogás considerada significativa de 192,5 mL.g SV<sup>-1</sup>, sendo 72 % deste metano. Xie, Wickham e Nghiem (2016) utilizando como substrato uma mistura de lodo primário e resíduo alimentar obtiveram um volume de metano de 2500 mL e taxa de produção de metano de 799 mL g SV<sup>-1</sup>, a taxa obtida no processo de co-digestão dos resíduos foi maior do que a obtida através da mono-digestão do lodo primário e resíduo alimentar (159 e 652 mL.g SV<sup>-1</sup>, respectivamente).

Dentro desse contexto, o esgoto doméstico apresenta potencial para ser incluído como co-substrato para co-digestão anaeróbia, pois segundo Bertolino, Carvalho e Aquino (2006), este é essencialmente orgânico.

### 2.4.1. Principais parâmetros que influenciam a co-digestão anaeróbia

O processo de digestão anaeróbia pode ser afetado por diversos fatores, dentre os quais se destacam os fatores operacionais. Em função da maior sensibilidade e

menor taxa de crescimento específico das arqueas metanogênicas, estas são as mais afetadas quando as condições operacionais da digestão anaeróbia não são adequadas. Os principais fatores que podem afetar a digestão anaeróbia são: potencial hidrogeniônico (pH), ácidos graxos voláteis (AGV), alcalinidade total (AT) e temperatura (LEITÃO et al., 2006).

- Potencial hidrogeniônico (pH), ácidos graxos voláteis (AGV) e alcalinidade total (AT)

De acordo com Chernicharo (2007), o potencial hidrogeniônico, ácidos graxos voláteis e a alcalinidade total são variáveis importantes para avaliação da estabilidade do processo de digestão anaeróbia. Para Costa (2009), essas variáveis interagem entre si: a alcalinidade do sistema reflete sua capacidade em neutralizar ácidos e tamponar o sistema quando houver acúmulo de AGV devido a algum distúrbio, sendo estas, portanto, variáveis que determinam as condições de estabilidade do processo de degradação anaeróbia.

Embora o processo de digestão anaeróbia dependa da atuação sinérgica de diferentes populações microbianas e cada uma destas possuam diferentes faixas ótimas de pH, as arqueas metanogênicas são as mais sensíveis, dessa forma, busque-se a manutenção do pH numa faixa ideal para estas. De acordo com Campos et al. (2006), a faixa de pH ideal para a digestão anaeróbia é de 6,5 a 7,5. Já para Chernicharo (2007) a faixa de pH ideal em que ocorre estabilidade na formação de metano pelas arqueas metanogênicas é mais ampla e situa-se entre 6,0 e 8,0. Condições fora dessa faixa bem como mudanças bruscas de pH acarretam em decréscimo na produção de metano, tendendo a inibição completa da atividade das arqueas metanogênicas.

Eventual inibição da metanogênese ocasiona um desequilíbrio onde os ácidos graxos voláteis formados não são consumidos, se acumulam no sistema, consomem a alcalinidade deste e diminui ainda mais o pH do meio acarretando no “azedamento” do conteúdo do reator e falência do processo. Tendo em vista isso, a manutenção de elevados níveis de alcalinidade no sistema são desejados, pois situações de elevadas concentrações de ácidos orgânicos podem ser tamponadas sem ocasionar queda do pH do meio (CHERNICHARO, 2007).

- Temperatura

A temperatura é considerada um dos fatores mais importantes da digestão anaeróbia, pois afetam o crescimento microbiano e a seleção das espécies, pois os microrganismos não possuem meios de controlar sua temperatura interna, sendo dessa forma determinada pela temperatura ambiente externa (SPEECE, 2008). Além disso, a temperatura pode influenciar o processo de várias maneiras, afetando desde a solubilidade dos substratos até a velocidade do metabolismo dos microrganismos (RITTMANN; MCCARTY, 2001).

Os microrganismos podem ser classificados em função da faixa de temperatura em: psicrófilos (12 – 18 °C), mesófilos (25 – 40 °C) ou termófilos (55 – 65 °C) (METCALF; EDDY, 2003). No entanto, para Chernicharo (2007), a formação microbiana de metano pode ocorrer numa faixa bem mais ampla de temperatura (0 – 97 °C). Em geral, a maioria dos reatores anaeróbios são operados utilizando dois níveis de temperatura, um na faixa mesófila (30 – 35 °C) e outro na faixa termófila (50 a 55 °C) (MATA-ALVAREZ, 2003).

A digestão anaeróbia na faixa termófila apresenta como principais vantagens a tolerância a elevadas cargas orgânicas, destruição de patógenos, maior taxa de crescimento específica máxima da população microbiana e maior taxa de produção de metano e como principais desvantagens o consumo de energia para aquecer os reatores, a má qualidade do sobrenadante final e a fraca estabilidade do processo quando na presença de elevadas concentrações de propionato (KIM; AHN; SPEECE, 2002; KHALID et al., 2011).

Nadaleti et al. (2018), avaliaram a produção de biogás e a eficiência de remoção de DQO de efluente da parbolização do arroz em biodigestores operando em batelada e nas temperaturas de 35, 45 e 55 °C e obtiveram maior volume de biogás acumulado ao longo de 276 horas e maior eficiência de remoção de DQO para o biodigestor operado a 35 °C, 5,198 dm<sup>3</sup> e 87,3 %, respectivamente. Trisakti et al. (2017) relataram também maior eficiência de remoção de DQO na digestão anaeróbia de efluente de óleo de palma em condições mesófilas (87,28 %) do que em condições termófilas (79,16 %).

Já Castro-Gonzalez e Durán-Dominguez-de-Bazúa (2002) analisando a influência de temperaturas mesófilas (35 °C) e termófilas (55 °C) na digestão

anaeróbia da vinhaça, obtiveram taxas de produção de metano de  $0,23 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{Kg DQO}_{\text{rem}}^{-1}$  e  $0,47 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{Kg DQO}_{\text{rem}}^{-1}$  para  $35 \text{ }^\circ\text{C}$  e  $55 \text{ }^\circ\text{C}$ , respectivamente, e eficiências de remoção de DQO de 62 % a  $35 \text{ }^\circ\text{C}$  e 78 % a  $55 \text{ }^\circ\text{C}$ . Poggi-Varaldo e Oleszkiewicz (1992), através da co-digestão anaeróbia de lodo ativado e resíduo alimentar encontraram maior eficiência de remoção de SV em reatores termofílicos -  $53 \text{ }^\circ\text{C}$  (53 %) em comparação com reatores mesofílicos -  $39 \text{ }^\circ\text{C}$  (44%). Além disso, observaram que os reatores termofílicos geraram de 15 a 30 % a mais de biogás do que os mesofílicos.

Embora estudos demonstrem sucesso na operação de reatores em temperaturas termófilas, alguns autores destacam que é necessário que estas temperaturas sejam mantidas uniforme, uma vez que até mesmo variações tão pequenas quanto  $0,6 \text{ }^\circ\text{C}$  por dia podem afetar arqueas metanogênicas, ocasionando falhas no processo decorrentes do desbalanceamento entre as populações microbianas (CHERNICHARO, 2007; TUROVSKIY et al., 2006).

Posto isso, para estabelecer as melhores condições a serem aplicadas no processo de co-digestão anaeróbia é de suma importância a realização de testes mais aprofundados.

## **2.5. TÉCNICAS DE IDENTIFICAÇÃO DAS BACTÉRIAS**

Tendo em vista que a digestão anaeróbia é um processo complexo que envolve grande diversidade microbiana, é de suma importância a identificação da microbiota atuante no processo para melhor entendimento da digestão anaeróbia do resíduo utilizado e das melhores condições operacionais. Nesse sentido diversos estudos empregam diferentes técnicas para acompanhar o desenvolvimento da biomassa microbiana, identificar sua estrutura, organização e morfologia, tais como microscopia eletrônica de varredura (MEV) e técnicas de biologia molecular e suas variantes, como reação em cadeia da polimerase (PCR), eletroforese em gel com gradiente desnaturante (DGGE) e hibridação *in situ* com sondas fluorescentes (FISH), estas últimas utilizadas para identificação mais específica da comunidade microbiana bem como caracterização de sua estrutura, quantificação e distribuição espacial (MONTERO et al., 2009; NELSON; MORRISON; YU, 2011; SHIN et al., 2010; WAGNER et al., 2014).

Dentre as técnicas citadas, a microscopia eletrônica de varredura é a mais simples, de caracterização microestrutural e amplamente utilizada no estudo da biomassa bacteriana presente e atuante no processo de digestão anaeróbia dos mais diversos resíduos, permitindo obter informações sobre a morfologia desta (NEVES et al., 2006; SEVILLANO, 2018).

Apesar de existirem muitos estudos empregando essa técnica para conhecimento da morfologia da biomassa microbiana dos reatores anaeróbios (CONCEIÇÃO, 2016; HIRASAWA, 2003; PEREIRA; CAMPOS; MOTERANI, 2009; NEVES et al., 2006; ROCHA, 2011), ainda são escassos os estudos morfológicos em reatores anaeróbios utilizando como substrato efluente da agroindústria aceroleira. Portanto, o emprego dessa técnica para avaliação qualitativa da biomassa microbiana em reatores anaeróbios alimentados com esse efluente é de suma importância, tendo em vista que o substrato utilizado constitui um fator determinante, pois suas características ditam as morfologias bacterianas que serão dominantes no processo (MENDONÇA, 2002; WAGNER et al., 2014).

### 3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADRIANO, E.; LEONEL, S.; EVANGELISTA, R. M. **Qualidade de fruto da aceroleira cv. Olivier em dois estádios de maturação**. Revista Brasileira de Fruticultura, v. 33, n. 1, 2011.

ALMEIDA, J. S.; SANTOS NETO, L. D.; PAIVA K. S. L.; ZAIDEN, R.T.; SILVEIRA NETO, O. J.; BUENO, C. P. **Use of by-products of fruit in animal feed**. Revista Eletrônica Nutritime. Art. 248. v. 11. n. 3. p. 3430-3443, 2014.

ALVES, J. A.; VALÉRIO, E.; VILAS, D. B.; MONTEIRO, B.; BOAS, V.; SOUZA, E. C. **Qualidade de produto minimamente processado à base de abóbora, cenoura, chuchu e mandioquinha-salsa**. Ciência e Tecnologia de Alimentos, v. 30, n. 3, p. 625-634, 2010.

AMOR, C.; LUCAS, M. S.; PERES, A. J. P. **Treatment of concentrated fruit juice wastewater by the combination of biological and chemical processes**. Journal of Environmental Science and Health, v. 47, n.12, p. 1809-1817, 2012.

AMORIM, M. C. C.; SILVA, P. T de S.; GAVAZZA, S.; NUNES, A. C. D.; SANTOS, P. T. T.; MOTTA SOBRINHO, M. A. **Sewage Sludge, Goat Rumen and Cattle Rumen as Inoculum for the Anaerobic Degradation of *Manipueira***. 11<sup>o</sup> Simpósio Latinoamericano de digestão anaeróbia, Havana, Cuba. Anais Havana: CPATSA, 2014.

ANDRÉ, A. C. L.; SILVA, R. T.; SILVA, K. C. D.; SILVA, P. T. S.; AMORIM, M. C. C. Biodegradabilidade anaeróbia de efluente do processamento da acerola verde. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 7, n. 1, p. 26-36, 2019.

ANTÔNIO-CISNEROS, C. M.; ELIZALDE-GONZÁLEZ, M. P. **Characterization of Manihot residues and preparation of activated carbon**. *Biomass and Bioenergy*, v. 34, n. 3, p. 389-395, 2010.

AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L. **Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle**. *Revista Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 10, n. 2, p. 152-161, 2005.

ARAÚJO, P. G. L.; FIGUEIREDO, R. W.; ALVES, R. E.; MAIA, G. A.; PAIVA, J. R.  **$\beta$ -caroteno, ácido ascórbico e antocianinas totais em polpa de frutos de aceroleira conservada por congelamento durante 12 meses**. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, Campinas, v. 27, p. 104-107, 2007.

BARROS, E. S. C. **Remoção de carga orgânica do efluente da agroindústria de acerola (*Malpighia Emarginata D.C.*) em reator UASB**. Monografia (Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental) – Universidade Federal do Vale do São Francisco, Juazeiro, 2017.

BERTOLINO, S. M.; CARVALHO, C. F.; AQUINO, S. F. **Caracterização e biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia dos esgotos produzidos em campus universitário**. *Revista Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 13, n. 3, p. 271-277, 2008.

BOHRZ, G. I. **Geração de metano em lagoa anaeróbia: um estudo de caso em abatedouro de bovinos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Tecnologia, Santa Maria, 2010.

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

CALGARO, M.; BRAGA, M. B. **Coleção Plantar: A cultura da acerola**. 3ª ed. rev. ampl. – Brasília, DF: Embrapa, p. 144, 2012. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/128278/1/PLANTAR-Acerola-ed03-2012.pdf>>. Acesso: 20 Jul. 2018.

CAMPOS, C. M. M.; CARMO, F. R.; BOTELHO, C. G.; COSTA, C. C. **Development and operation of an upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) treating liquid effluent from swine manure in laboratory scale**. *Ciência e Agrotecnologia*, Lavras, v. 30, p. 140-147, 2006.

CAVICHIOLO, J. C.; GARCIA, M. J. M.; BRIDA, A. L.; WILCKEN, S. R. S. **Reação de aceroleira (*Malpighia emarginata D.C.*) à meloidogyne enterolobii**. *Revista Brasileira de Fruticultura*, v. 36, n. 1, p. 156-160, 2014.

CHAE, K. J.; JANG, A.; YIM, S. K.; KIM, S. **The effects of digestion temperature and temperature shock on the biogas yields from the mesophilic anaerobic digestion of swine manure.** *Bioresource Technology*, v. 99, n. 1, 2008.

COELHO, M. A. Z.; LEITE, S. G. F.; ROSA, M. F.; FURTADO, A. A. L. **Aproveitamento de resíduos agroindustriais: Produção de enzimas a partir da casca de coco verde.** *Boletim do centro de pesquisa de processamento de alimentos*, Curitiba, v. 19, n. 1, p. 32-42, 2001.

CONCEIÇÃO, V. M. **Reator anaeróbio serial (RAS) aplicado no processamento de vinhaça de cana-de-açúcar.** Tese (Doutorado em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

COSTA, E. S. **Proposta de protocolo para projeto de engenharia ambiental de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

CRESPO, E. J. M. **Digestão anaeróbia de resíduos agroalimentares: Reutilização das frações líquidas e sólidas (state-of-art).** Dissertação de Mestrado (Energia e Bioenergia) – Universidade Nova de Lisboa, Faculdade de Ciências e Tecnologias, Lisboa, 2013.

DANTAS, M. S. M.; ROLIM, M. M.; DUARTE, A. S.; LIMA, L. E.; SILVA, M. M. **Production and morphological components of sunflower on soil fertilized with cassava wastewater.** *Revista Ceres*, v. 64, p. 77-82, 2017.

DELARMELINA, W. M.; CALDEIRA, M. V. W.; FARIA, J. C. T.; GONÇALVES, E. O.; ROCHA, R. L. F. **Diferentes substratos para a produção de mudas de *Sesbania virgata*.** *Revista Floresta Ambiental*, v. 21, n. 2, Seropédica, 2014.

FERREIRA, V. **Contribuição para o estudo da modelação da digestão anaeróbia de resíduos sólidos: estudo da influência da geometria do reator na cinética do processo.** Ed. Colibri, Lisboa, 2010.

FIORI, M. G. S.; SCHOENHALS, M.; FOLLADOR, F. A. C. **Análise da evolução tempo-eficiência de duas composições de resíduos agroindustriais no processo de compostagem aeróbia.** *Revista Engenharia Ambiental*, v. 5, p. 178-191, 2008.

FURLANETO, F. P. B.; NASSER, M. D. **Panorama da cultura da acerola no estado de São Paulo.** *Pesquisa & Tecnologia*, v. 12, n. 1, 2015.

GERARDI, M. H. **Wastewater Bacteria.** John Wiley & Sons, Inc. Hoboken, New Jersey, 2006.

HIRASAWA, J. S. **Avaliação da comunidade microbiana anaeróbia em reator sulfetogênico utilizando a hibridação in situ com sondas fluorescentes (FISH).** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo Agropecuário**, 2017. Disponível em: <[https://censoagro2017.ibge.gov.br/templates/censo\\_agro/resultadosagro/agricultura.html?localidade=0&tema=76215](https://censoagro2017.ibge.gov.br/templates/censo_agro/resultadosagro/agricultura.html?localidade=0&tema=76215)>. Acesso em: 22 Jul. 2018.

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

KHAN, N.; ROES-HILL, M.; WELZ, P. J.; GRANDIN, K. A.; KUDANGA, T.; DYK, J. S. V.; OHLHOFF, C.; ZUL, W. H. E.; PLETSCHEKE, B. I. **Fruit waste streams in South Africa and their potential role in developing a bio-economy**. *South Africa Journal of Science*, v. 111, n. 5-6, p. 1-11, 2015.

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

KIST, B. B.; CARVALHO, C.; TEICHEL, M.; SANTOS, C. E. **Anuário brasileiro da fruticultura**. Santa Cruz do Sul: Editora Gazeta, 2018.

KONRAD, M. **Efeito de sistemas de irrigação localizada sobre a produção e qualidade da acerola (*Malpighia* spp) na região da Nova Alta Paulista**. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2002.

LEITÃO, R. C.; VAN HAANDEL, A. C.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. **The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: a review**. *Bioresource Technology*, v. 97, p. 1105-1118, 2006.

LETTINGA, G.; REBAC, S.; ZEEMAN, G. **Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment**. *Trends in Biotechnology*, v. 19, n. 9, p. 363-370, 2001.

LEUCENA, M. V.; CHERNICHARO, C. A. L. **Avaliação experimental da compostagem de RSU submetidos a etapa prévia de tratamento anaeróbio**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, v. 23, Campo grande, 2005.

LOUSADA JUNIOR, J. E.; NEIVA, J. N. N.; RODRIGUEZ, N. M.; PIMENTEL, J. C. M. P.; LÔBO, R. N. B. **Consumo e digestibilidade de subprodutos do processamento de frutas em ovinos**. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 34, p. 659-669, 2005.

MADSEN, M.; HOLM-NIELSEN, J. B.; ESBENSEN, K. H. **Monitoring of anaerobic digestion processes: A review perspective**. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 15, n. 6, p. 3141-3155, 2011.

MAIA, I. S. A. S.; BRAGA, A. P.; GERRA, D. G. F.; JÚNIOR, D. M. L. **Valor nutritivo de silagens de capim elefante com níveis crescentes de resíduo da agroindústria da acerola**. *Revista Acta Veterinaria Brasilica*, v. 9, n. 2, p. 190-194, 2015.

MATA-ALVAREZ, J. **Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes**. The International water association, IWA Publishing, 2003.

MATOS, A. T. **Tratamento e Aproveitamento Agrícola de Resíduos Sólidos**. Viçosa, Minas Gerais: Ed. UFV, 2014.

MATTER, J. M.; COSTA, M. S. S. M.; COSTA, L. A. M.; PEREIRA, D. C.; VARENNES, A.; TESSARO, D. **Anaerobic co-digestion of hatchery waste and wastewater to produce energy and biofertilizer – Batch phase**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. Campina Grande, PB, v. 21, n. 9, p. 651-656, 2017.

MÉLO, B. C. A.; SILVA, R. A.; KUBO, G. T. M.; CONRADO, L. S.; SCHIMDELL, W. **Avaliação do resíduo agroindustrial da acerola para produção de celulases por fermentação em estado sólido**. XX Congresso Brasileiro de Engenharia Química. Florianópolis – SC, 2014.

MENDONÇA, L. C. **Microbiologia e cinética de lodos ativados como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbico de fluxo expandido**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

MONTEFUSCO, N. E. G. **Estudo da produção de metano via digestão anaeróbia de efluente da agroindústria aceroleira**. Monografia (Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental) – Universidade Federal do Vale do São Francisco, Juazeiro, 2017.

MONTEFUSCO, N. E. G.; BARROS, E. S.; MATTOS, R. S.; SILVA, W.; AMORIM, M. C. C. **Caracterização e potencial geração de metano por efluente da agroindústria da acerola**. Gestão Integrada de Resíduos: Universidade & Comunidade, v. 3, p. 122-125, 2017.

MONTERO, B.; GARCIA-MORALES, J. L.; SALES, D.; SOLERA, R. **Analysis of methanogenic activity in a thermophilic-dry anaerobic reactor: Use of fluorescent *in situ* hybridization**. Waste Management, v. 29, n. 3, p. 1144-1151, 2009.

NADALETI, W. C.; LOURENÇO, V. A.; SCHOELER, G. P.; AFONSO, M.; SANTOS, R. F.; VIEIRA, B. M.; LEANDRO, D.; QUADRO, M. S. **Temperaturas mesófilas e termófilas na produção de biogás através de efluente da parbolização do arroz**. Revista Brasileira de Engenharia e Sustentabilidade, v. 5, n. 1, p. 17-21, 2018.

NELSON, M. C.; MORRISON, M.; YU, Z. **A meta-analysis of the microbial diversity observed in anaerobic digesters**. Bioresource Technology, v. 102, n. 4, p. 3730-3739, 2011.

NEVES, L.; RIBEIRO, R.; OLIVEIRA, R.; ALVES, M. M. **Enhancement of methane production from barley waste**. Biomass and Bioenergy, v. 30, n. 6, p. 599-603, 2006.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F. **Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiota de um reator anaeróbico de manta de lodo (UASB) tratando efluentes de suinocultura**. Revista Ambiente & Água, v. 4, n. 3, 2009.

POGGI-VARALDO, H. M.; OLESZKIEWICZ, J. A. **Anaerobic co-composting of municipal solid waste and waste sludge at high total solids levels.** Environmental Technology, v. 13, p. 409-421, 1992.

POMPEU, R. C. F. F.; NEIVA, J. N. M.; CÂNDIDO, M. J. D.; OLIVEIRA FILHO, G. S.; AQUINO, D. C.; LÔBO, R. N. B. **Valor nutritivo de silagens de capim-elefante (*Pennisetum purpureum* Schum.) com adição de subprodutos do processamento de frutas tropicais.** Revista Ciência Agronômica, v. 37, n. 1, p. 77-83, 2006.

RAPOSO, F.; DE LA RUBIA, M. A.; FERNÁNDEZ-CEGRÍ, V.; BORJA, R. **Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures.** Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 16, n. 1, p. 861-877, 2012.

RITTMANN, B. E.; MCCARTY, P. L. **Environmental Biotechnology: Principles and applications.** Mc Graw Hill Education, 2001.

RITZINGER, R.; RITZINGER, C. H. S. P. **Acerola.** Informe Agropecuário, v. 32, p. 17-25, 2011.

RITZINGER, R.; RITZINGER, C. H. S. P. **Acerola: aspectos gerais da cultura.** Cruz das Almas, Embrapa Mandioca e Fruticultura Tropical, 2004.

ROCHA, M. C. V. **Digestão anaeróbia de lixiviado de aterro sanitário: Avaliação do bioaumento da microbiota autoimobilizada.** Dissertação (Mestrado em Engenharia de recursos hídricos e ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

SANTOS, J. H. T. **Avaliação de um sistema de aquecimento do substrato na biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos.** Dissertação – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2004.

SEVILLANO, M. B. **Influência do tempo de detenção hidráulica sobre o desempenho de um reator anaeróbio compartimentado tratando esgoto sanitário.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2018.

SHIN, S. G.; HAN, G.; LIM, J.; LEE, C.; HWANG, S. **A comprehensive microbial insight into two-stage anaerobic digestion of food waste-recycling wastewater.** Water Research, v. 44, n. 17, p. 4838-4849, 2010.

SILVA, L. N. **Processo de compostagem com diferentes porcentagens de resíduos sólidos agroindustriais.** Dissertação de mestrado (Engenharia de Recursos Hídricos e Meio Ambiente) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel – PR, 2007.

SOBRINHO, I.S.B. **Propriedades nutricionais e funcionais de resíduos de abacaxi, acerola e cajá oriundos da indústria produtora de polpas.** Dissertação

(Mestrado em Ciências Ambientais) – Centro de Ensino, Pesquisa e Extensão Socioambiental, Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Itapetinga, 2014.

SOUZA, C. F.; LUCAS JÚNIOR, J.; FERREIRA, W. P. M. **Biodigestão anaeróbia de desejos de suínos sob efeito de três temperaturas e dois níveis de agitação do substrato – considerações sobre a partida.** Revista Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v. 25, n. 2, p. 530-539, 2005.

SOUZA, F.F.; DEON, M.D.; CASTRO, J.M.C; CALGARO, M. **Contribuições das Pesquisas Realizadas na Embrapa Semiárido para a Cultura da Aceroleira.** Petrolina: Embrapa Semiárido, 2017. (Embrapa Semiárido. Documentos, 282). Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1088295/1/SDC282.pdf>>. Acesso: 10 Jul. 2019.

SPEECE, R. E. **Anaerobic biotechnology and odor/corrosion control.** Vanderbilt University, Archae Press, Nashville, Tennessee, 2008.

TRISAKTI, B.; IRVAN, MAHDALENA; TASLIM; TURMUZI, M. **Efect of temperature on methanogenesis stage of two-stage anaerobic digestion of palm oil mill efuent (POME) into biogás.** IOP Conference Series: Materials Science and Engineering, Bristol, England, v. 206, 2017.

TUROVSKIY, I. S.; MATHAI, P. K. **Wastewater sludge processing.** New York: Wiley, 2006.

VIANA, L. G.; CRUZ, P. S. **Reaproveitamento de resíduos agroindustriais.** IV Congresso Baiano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Cruz das Almas, Bahia, 2016.

WAGNER, J.; AKABOCI, T. R. V.; GUIMARÃES, L. B.; DERLON, N. L.; COSTA, R. H. R. **Nitrogen removal by aerobic granules grown on domestic wastewater.** In: IWA World Water Congress, Lisboa, Portugal, 2014.

XIE, S.; WICKHAM, R.; NGHIEM, L. D. **Synergistic effect from anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic wastes.** International Biodeterioration & Biodegradation, v. 116, p. 191-197, 2017.

ZEMPULSKI, D. A.; VIAR, K. A. P.; LAMPA, L. D. M.; PETERNELA, J.; CARDOSO, C. O.; FIORESE, M. L.; HASAN, S. D. M. **Produção de ácidos graxos voláteis por fermentação anaeróbia de manipueira e de permeado de soro de queijo.** Engevista, v. 16, n. 4, p. 431-447, 2014.

ZHANG, C.; SU, H.; BAEYENS, J.; TAN, T. **Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogás production.** Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 38, p. 383-392, 2014.

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

## CAPÍTULO 2

### Co-digestão anaeróbia de resíduos da agroindústria da acerola e esgoto doméstico em condições mesófilas e termófilas

#### RESUMO

Objetivou-se neste estudo avaliar o efeito da temperatura na co-digestão anaeróbia de efluente da agroindústria aceroleira (EAV) e esgoto doméstico tratado (EDT) em termos de demanda química de oxigênio, cinética da degradação, biodegradabilidade e metanização. Os ensaios tiveram duração de 288 h, realizados em frascos-reatores utilizando tratamentos com diferentes composições de mistura ( $T_1 = 5\%$  de EDT +  $95\%$  de EAV;  $T_2 = 20\%$  de EDT +  $80\%$  de EAV;  $T_3 = 30\%$  de EDT +  $70\%$  de EAV) e biomassa de lodo anaeróbio ( $5\text{ g.L}^{-1}$ ). Os tratamentos foram submetidos a temperatura mesófila ( $35\text{ }^\circ\text{C}$ ) e termófila ( $55\text{ }^\circ\text{C}$ ). Efetuaram-se análises de demanda química de oxigênio filtrada ( $\text{DQO}_{\text{fil}}$ ) e ácidos graxos voláteis (AGV), determinando-se a eficiência de remoção de  $\text{DQO}_{\text{fil}}$ , a constante de velocidade de decaimento da DQO ( $K_d$ ), percentuais de biodegradabilidade anaeróbia (%BD) e metanização (%M), além de observação da biomassa do inóculo por meio de microscopia eletrônica de varredura (MEV). A co-digestão anaeróbia foi eficiente em ambas temperaturas, com biodegradabilidade acima de  $60\%$ . A temperatura mesófila favoreceu a co-digestão anaeróbia para todos os tratamentos, apresentando biomassa mais diversificada e estruturada ao final dos ensaios bem como maiores eficiências de remoção de  $\text{DQO}_{\text{fil}}$  e conversão desta em metano, com destaque para  $T_3$  ( $62,6\%$  e  $51,4\%$ , respectivamente). Além disso, o maior valor de  $K_d$  ( $0,1\text{ d}^{-1}$ ) também ocorreu em temperatura mesófila nos tratamentos com maior percentual de esgoto ( $T_2$  e  $T_3$ ).

**Palavras-chave:** Biodegradabilidade anaeróbia. Temperatura. Metanização.

## ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate the effect of temperature on the anaerobic co-digestion of acerola agroindustry effluent (EAV) and treated domestic sewage (EDT) in terms of chemical oxygen demand, kinetics of degradation, biodegradability and methanization. The tests lasted 288 h, performed in reactor flasks using treatments with different mixing compositions ( $T_1 = 5\% \text{ EDT} + 95\% \text{ EAV}$ ;  $T_2 = 20\% \text{ EDT} + 80\% \text{ EAV}$ ;  $T_3 = 30\% \text{ EDT} + 70\% \text{ EAV}$ ) and biomass of anaerobic sludge ( $5 \text{ g.L}^{-1}$ ). The treatments were submitted to mesophilic temperature ( $35\text{ }^\circ\text{C}$ ) and thermophilic temperature ( $55\text{ }^\circ\text{C}$ ). Analyses of the chemical demand for filtered oxygen ( $\text{DQO}_{\text{fil}}$ ) and volatile fatty acids (AGV) were performed, determining the efficiency of the removal of  $\text{DQO}_{\text{fil}}$ , the constant decay speed of the DQO ( $K_d$ ), percentages of anaerobic biodegradability (%BD) and methanization (%M), besides observation of the biomass of the inoculum by means of scanning electron microscopy (MEV). Anaerobic co-digestion was efficient at both temperatures, with biodegradability above 60%. The mesophilic temperature favored anaerobic co-digestion for all treatments, presenting more diversified and structured biomass at the end of the assays as well as higher efficiencies of  $\text{DQO}_{\text{fil}}$  removal and its conversion into methane, with emphasis on  $T_3$  (62.6% and 51.4%, respectively). In addition, the highest  $K_d$  value ( $0,1 \text{ d}^{-1}$ ) also occurred at mesophilic temperature in treatments with a higher percentage of sewage ( $T_2$  e  $T_3$ ).

**Key words:** Anaerobic biodegradability. Temperature. Methanization.

## 1. INTRODUÇÃO

A acerola (*Malpighia emarginata* D.C.), também conhecida como “Cereja das Antilhas” por ser originária do mar das Antilhas, norte da América do Sul e América Central. Em função de suas características e do seu bom desenvolvimento em clima tropical, a acerola rapidamente disseminou-se por quase todo o território nacional (ARAÚJO et al., 2009).

Em decorrência da alta perecibilidade do fruto, o processamento da acerola tornou-se uma alternativa importante para a manutenção da cadeia produtiva do fruto assegurando sua qualidade e comercialização (MALEGORI et al., 2017). Porém, durante o processamento de frutas são geradas águas residuárias que podem representar uma fonte de poluição ambiental caso não sejam submetidas a um tratamento. Nesse contexto, a aplicação de um tratamento biológico torna-se uma alternativa viável e eficaz (JERÔNIMO, 2012).

O uso da digestão anaeróbia para o tratamento de águas residuárias têm-se mostrado bastante atrativo em função de menores custos operacionais para implantação, economia com aeração, baixa produção de lodo e principalmente a obtenção de energia limpa na forma de metano e subprodutos de valor agregado, como ácidos graxos voláteis (ESPOSITO; FRAUZO; LIOTTA, 2012). Contudo, digestores anaeróbios utilizando mono-digestão são mais susceptíveis a maiores instabilidades no processo, apresentando quedas indesejáveis no desempenho – devido a perfis nutricionais desequilibrados –, acúmulo de ácidos graxos voláteis e consequentemente inibição da metanogênese (ZHANG et al., 2013).

Dessa forma, a co-digestão anaeróbia empregando diferentes efluentes pode superar as deficiências da mono-digestão, uma vez que esta promove maior estabilidade ao processo pois resulta em um substrato mais balanceado e diversificado em termos de nutrientes, proporciona a diluição de eventuais compostos tóxicos presentes em um dos co-substratos, aumenta a quantidade de compostos biodegradáveis, além de promover também aumento das estirpes bacterianas que participam do processo e melhora na taxa de produção de metano (ATANDI; RAHMAN, 2012; ESPOSITO; FRAUZO; LIOTTA, 2012).

No entanto, vale ressaltar que diversos parâmetros podem desestabilizar a digestão anaeróbia. Em geral, a estabilização está associada às características do

efluente e condições operacionais e ambientais do sistema, tais como mistura, pH, disponibilidade de nutrientes, inibição seletiva, tempo de detenção hidráulica, alcalinidade total, carga orgânica volumétrica, e temperatura (AMANI; NOSRATI; SREEKRISHNAN, 2010; LEITÃO et al., 2006). Embora a digestão anaeróbia seja comumente realizada com temperatura de operação na faixa mesófila (30 a 35 °C), diversos estudos apontam que a faixa termófila (50 a 55 °C) pode potencializar o processo resultando em maior eficiência de remoção de matéria orgânica e produção de metano.

Dentro desse contexto e considerando que os parâmetros operacionais interferem no processo de biometanização e o esgoto doméstico segundo Bertolino, Carvalho e Aquino (2008) representa uma fonte significativa de matéria orgânica e, portanto, potencial de ser incluído como co-substrato para co-digestão, o presente estudo tem como objetivo avaliar o efeito da temperatura na co-digestão anaeróbia de efluente do processamento de acerola verde e esgoto doméstico tratado em frascos-reatores de batelada com diferentes composições de mistura e submetidos a duas temperaturas de operação (35 e 55 °C).

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

- **Efluentes: Coleta e caracterização**

Os ensaios de co-digestão anaeróbia foram realizados mediante associação de efluente oriundo do processamento de acerola verde – Proveniente da etapa de ultrafiltração – e esgoto doméstico tratado provenientes da NIAGRO (Nichirei do Brasil Agrícola Ltda, agroindústria localizada no distrito industrial de Petrolina–PE, Brasil) e COMPESA (Companhia Pernambucana de Saneamento, Petrolina–PE, Brasil), respectivamente.

Os efluentes foram coletados em galões de plástico e encaminhados ao laboratório onde foram acondicionados a 4 °C até o momento da utilização na montagem do experimento.

Para a caracterização dos efluentes foram determinados os parâmetros: demanda química de oxigênio (DQO), proteínas, carboidratos, nitrogênio, fósforo total, pH e ácidos graxos voláteis (AGV), conforme Tabela 1. As análises foram realizadas de acordo com *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

**Tabela 1** - Caracterização do efluente de processamento de acerola verde e esgoto doméstico tratado.

	DQO (mg.L <sup>-1</sup> ) 1)	Proteínas (mg.L <sup>-1</sup> )	Carboidratos (mg.L <sup>-1</sup> )	Nitrogênio Total (mg.L <sup>-1</sup> )	Fósforo Total (mg.L <sup>-1</sup> )	pH
EAV	79.078	52.536	54.950	230	1.402	3,2
EDT	278	154	0	23	24,36	7,3

EAV: Efluente do processamento de acerola verde; EDT: Esgoto doméstico tratado;

#### • Inóculo

Como inóculo utilizou-se lodo anaeróbio de reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) de estação de tratamento de esgotos (ETE) da Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA), situada em Petrolina-PE, Brasil. A concentração utilizada foi de 5 g de STV.L<sup>-1</sup> (BERTOLINO; CARVALHO; AQUINO 2008) e a suplementação nutricional foi feita de acordo com Florêncio (1994). As características do inóculo estão dispostas na Tabela 2.

**Tabela 2** - Características do lodo anaeróbio utilizado como inóculo.

Parâmetro	Valor	Unidade
pH	8,5	-
Sólidos Totais (ST)	130	g ST.L <sup>-1</sup>
Sólidos Totais Fixos (STF)	38	g STF.L <sup>-1</sup>
Sólidos Totais Voláteis (STV)	96	g STV.L <sup>-1</sup>
Atividade Metanogênica Específica (AME)	0,223	mL CH <sub>4</sub> .g STV d <sup>-1</sup>

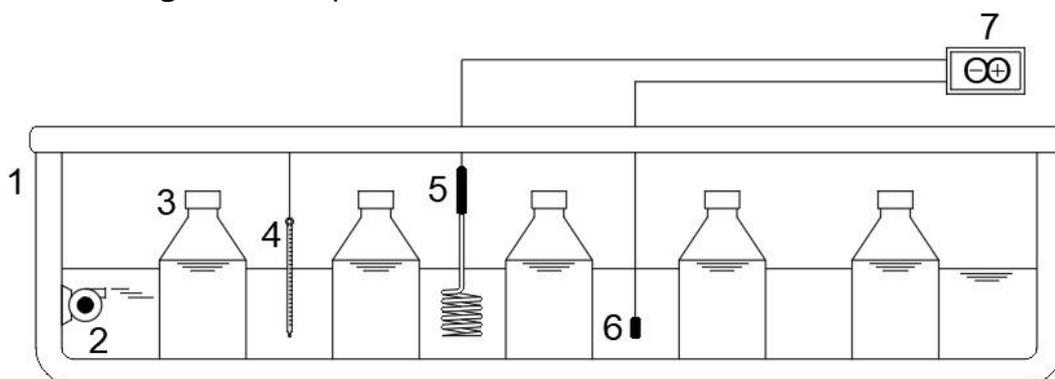
#### • Ensaio de Co-digestão Anaeróbia

Para avaliar o efeito da temperatura no processo de co-digestão anaeróbia mediante associação dos efluentes supracitados foram realizados ensaios em batelada conduzidos em frascos-reatores de volume útil de 0,89 L e *headspace* de 0,22 L, conforme recomendado por Holliger et al. (2016).

Para a condição mesófila e termófila, foram avaliadas as temperaturas 35 °C e 55 °C, respectivamente, com todos os tratamentos em triplicata mais o branco de cada temperatura, totalizando 20 frascos-reatores.

Para os ensaios mesófilos, os frascos foram acondicionados em bancada e a manutenção da temperatura se deu por meio de um aquecedor elétrico confort PR 1500 W. Já para os ensaios termófilos, os frascos-reatores foram imersos em água dentro de uma caixa térmica e foi montado um sistema de aquecimento com o auxílio de um ebulidor mergulhão e um sensor de temperatura, ambos ligados a um arduíno previamente programado para manutenção da temperatura em  $55\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Além disso, a homogeneização da temperatura na caixa térmica foi garantida pela utilização de uma bomba d'água submersa ligada ininterruptamente para promover a circulação da água, evitando a formação de bolsões de água fria (Figura 1).

**Figura 1** - Esquema dos tratamentos conduzidos a  $55\text{ }^{\circ}\text{C}$ .



1 – Caixa térmica; 2 – Bomba submersa; 3 – Frascos-reatores; 4 – Termômetro; 5 – Ebulidor mergulhão; 6 – Termostato; 7 – Arduíno.

As proporções de mistura da co-digestão foram definidas adotando-se um maior percentual de efluente do processamento da acerola verde em relação ao esgoto doméstico seja para a condição mesófila e termófila conforme Tabela 3.

**Tabela 3** - Tratamentos analisados e suas respectivas composições de mistura.

Tratamentos	Composição de mistura em relação ao volume útil do reator
T <sub>1</sub>	5% de EDT + 95% de EAV
T <sub>2</sub>	20% de EDT + 80% de EAV
T <sub>3</sub>	30% de EDT + 70% de EAV

EDT: Esgoto doméstico tratado; EAV: Efluente do processamento de acerola verde;

O pH de todos os frascos-reatores foi aferido no início dos ensaios (dia zero) para garantir valores próximos à neutralidade utilizando-se bicarbonato de sódio. Em seguida, os frascos-reatores foram fechados e vedados.

Como durante o processo de biodegradação anaeróbia ocorre aumento da biomassa no reator – fato que acarreta em aumento da DQO total do efluente –, para retratar com maior precisão a realidade optou-se pelo acompanhamento dos ensaios através do monitoramento da DQO filtrada ( $DQO_{fil}$ ) ao longo do tempo. Dessa forma, os ensaios tiveram duração de 288 h, onde a cada 48 h eram retiradas alíquotas de 30 mL dos frascos-reatores para realização de análises de ácidos graxos voláteis (AGV) e  $DQO_{fil}$ , sendo as amostras para essa última centrifugada a 2500 rpm por 10 minutos, conforme Chernicharo (2007).

Determinou-se a eficiência de remoção de massa de  $DQO_{fil}$  ( $DQO_{rem}$ ) e o balanço de DQO em termos de DQO efetivamente transformada em metano ( $DQO_{CH_4}$ ) e DQO presente no efluente na forma de ácidos graxos voláteis não convertidos em metano ( $DQO_{AGV}$ ), conforme Chernicharo (2007).

Foi calculada também o percentual de biodegradabilidade anaeróbia da mistura de efluentes (%BD) e o percentual de DQO metanizada (%M), seguindo Elbeshbishy e Nakhla (2012) (Eq. 1 e 2).

$$\%BD = [(DQO_{inicial} - DQO_{final}) / DQO_{inicial}] * 100 + (DQO_{AGV} / DQO_{inicial}) * 100 \quad \text{Eq. 1}$$

$$\%M = (DQO_{CH_4} / DQO_{inicial}) * 100 \quad \text{Eq. 2}$$

### • Cinética da degradação do substrato

A constante de velocidade de decaimento de DQO ( $K_d$ ) do efluente foi calculada como parâmetro cinético utilizando-se reação de primeira ordem (METCALF e EDDY, 2003), considerando que em um reator de batelada a taxa de mudança de concentração do reagente é proporcional à concentração deste reagente num dado instante (Eq. 3).

$$(-r) = -\frac{dS}{dt} = K_d S \quad \text{Eq. 3}$$

Onde,  $r$  = velocidade de reação ( $\frac{\text{massa}}{\text{volume} \cdot \text{tempo}}$ );

$S$  = concentração do reagente limitante, DQO ( $\frac{\text{massa}}{\text{volume}}$ );

$t$  = tempo de detenção hidráulica (dias);

$K_d$  = constante de velocidade para reação de primeira ordem ( $\text{dia}^{-1}$ );

- **Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV)**

Ao final dos ensaios, a microbiota que compõe o lodo de inóculo dos tratamentos que apresentaram as melhores eficiências de metanização foi analisada por meio de microscopia eletrônica de varredura (MEV), adaptando-se a metodologia de Araújo et al. (2003), onde amostras de 0,5 mL do inóculo foram fixadas com tampão fosfato (pH 7,3) contendo glutaraldeído 25 % por 2 h a 4 °C, desidratadas com soluções de etanol lavando-se as amostras 6 vezes, em intervalos de 10 minutos, com concentrações crescentes (45, 70, 80, 95 e 100 % v.v<sup>-1</sup>) e fixadas em suportes de alumínio (*Stubs*) com fita de carbono dupla face e secas a 30 °C em estufa por 2 h. Em seguida, as amostras foram cobertas com uma camada de ouro de 20 nm de espessura, no *Sputter Quorum* Modelo Q 150R ES, com corrente de 15 mA e tempo de metalização de 90 s, sendo as observações realizadas no microscópio eletrônico de varredura VEGA3 TESCAN.

- **Análises Estatísticas**

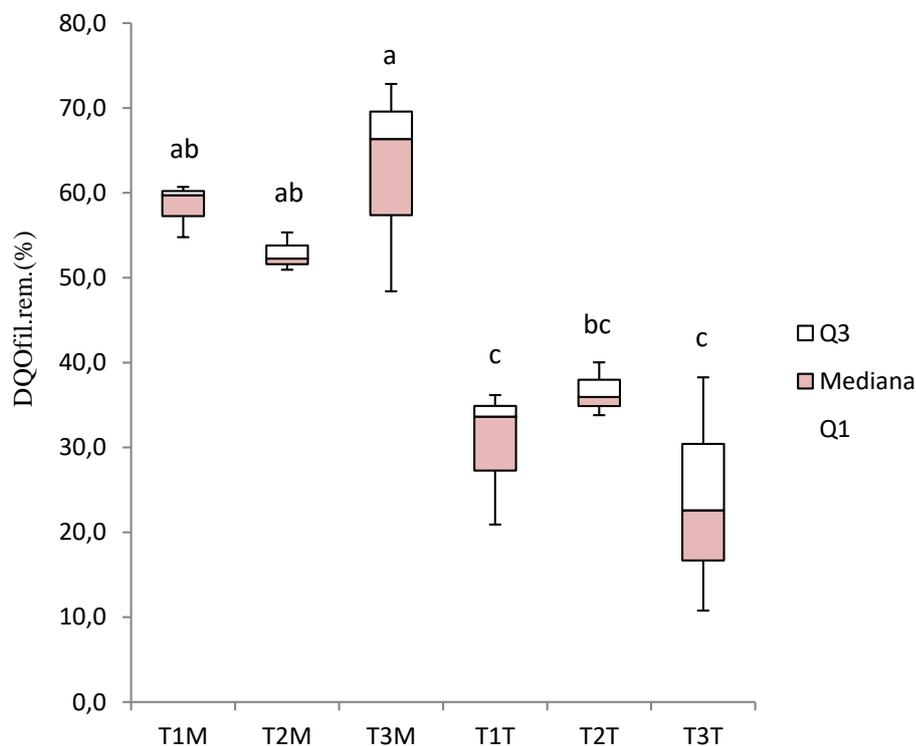
Os resultados de eficiência de remoção de DQO foram submetidos ao teste estatístico ANOVA e as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade utilizando o *Software* SISVAR versão 5.6.

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

- **Eficiência de remoção de matéria orgânica (DQO<sub>fil</sub>)**

O gráfico da Figura 2 apresenta as eficiências de remoção da matéria orgânica dos tratamentos em relação ao dia zero.

**Figura 2** - Eficiência de remoção de DQO<sub>fil</sub> (%) a 35 e 55°C.



T<sub>1M</sub>: Tratamento 1 a 35°C; T<sub>2M</sub>: Tratamento 2 a 35°C; T<sub>3M</sub>: Tratamento 3 a 35°C; T<sub>1T</sub>: Tratamento 1 a 55°C; T<sub>2T</sub>: Tratamento 2 a 55°C; T<sub>3T</sub>: Tratamento 3 a 55°C; Médias com diferentes letras diferem entre si ao nível de 5% de significância pelo teste de Tukey.

Observa-se que houve diferença significativa entre os tratamentos submetidos a temperatura mesófila e termófila, onde as co-digestões a 35 °C apresentaram as maiores eficiências de remoção de DQO<sub>fil</sub>, contrariando estudo realizado por Castro-Gonzalez e Durán-Dominguez-de-Bazúa (2002) com efluente agroindustrial (vinhaça), em que ao analisar a influência da temperatura na digestão anaeróbia concluíram que o aumento da temperatura afetou positivamente a produção de metano, havendo, portanto, um aumento desta produção pelas arqueas metanogênicas aliado a maiores eficiências de remoção de DQO de 62, 71 e 78 % para temperaturas de 35, 45 e 55 °C, respectivamente.

No entanto, isso pode estar atrelado ao fato de que o processo de biometanização na faixa termófila quando comparado com a faixa mesófila, é muito mais sensível ao choque de carga, adição de materiais inibidores e variações de temperatura, admitindo variação máxima de 2 °C por dia (KIM; KIM; YUN, 2017).

Dessa forma, todos os tratamentos a 35°C obtiveram remoções de DQO<sub>fil</sub> acima de 50 %, onde T<sub>1M</sub>, T<sub>2M</sub> e T<sub>3M</sub> alcançaram remoções máximas de 58,4, 52,9 e 62,6 %, respectivamente.

respectivamente. Embora  $T_{1M}$  não ter apresentado a maior remoção de DQO, a remoção apresentada é vista como satisfatória considerando a aplicação de 95 % de EAV na composição de mistura desse tratamento e a dificuldade de tratamento de resíduos agroindustriais. Além disso, houve diferença significativa pelo teste de Tukey a 5 % de significância entre os tratamentos em temperatura mesófila, com  $T_{3M}$  apresentando a maior eficiência de remoção de matéria orgânica, sendo este resultado atribuído à menor concentração de DQO aplicada e ao maior percentual de esgoto doméstico presente nesse tratamento.

Porém, vale ressaltar que as eficiências de remoção constatadas para todos os tratamentos a 35 °C foram consideradas satisfatórias mediante comparação com outros trabalhos presentes na literatura utilizando co-digestão anaeróbia em temperatura mesófila.

Cremones et al. (2015) realizaram estudos de co-digestão anaeróbia de água residual de suinocultura e vinhaça em reator UASB a 35 °C e obtiveram remoção de DQO total em torno de 68 %, embora essa remoção seja superior as obtidas, vale ressaltar que no presente estudo foi utilizado como parâmetro a  $DQO_{fil}$ , não englobando, portanto, a parcela de DQO insolúvel (particulada) que não será estabilizada pelos microrganismos e sim removida por meio de mecanismos não biológicos. Já Náthia-Neves, Forster-Carneiro e Berni (2015) também em ensaios de co-digestão anaeróbia de resíduos alimentares e lodo mesofílico do tratamento de vinhaça em condições mesofílicas de temperatura (37 °C), utilizando um sistema de três reatores sequenciais operando em regime semicontínuo obteve remoção de 48 % de DQO total no reator metanogênico.

- **Biodegradabilidade anaeróbia, DQO convertida em metano e DQO presente no efluente na forma de ácidos graxos voláteis**

A Tabela 4 apresenta a massa de DQO presente no efluente na forma de ácidos graxos voláteis ( $DQO_{AGV}$ ) e os percentuais de biodegradabilidade anaeróbia (%BD) e DQO convertida em metano (%M) dos tratamentos a 35 °C e 55 °C.

**Tabela 4** - Percentuais de biodegradabilidade anaeróbia e DQO convertida em metano.

Tratamentos	T <sub>1M</sub>	T <sub>2M</sub>	T <sub>3M</sub>	T <sub>1T</sub>	T <sub>2T</sub>	T <sub>3T</sub>
%BD	89,7	71,1	76,0	69,1	69,3	69,1
%M	48,2	46,6	51,4	26,1	32,1	19,7
DQO <sub>AGV</sub> (g)	15,0	11,4	7,5	22,1	17,5	14,2

T<sub>1M</sub>: Tratamento 1 a 35°C; T<sub>2M</sub>: Tratamento 2 a 35°C; T<sub>3M</sub>: Tratamento 3 a 35°C; T<sub>1T</sub>: Tratamento 1 a 55°C; T<sub>2T</sub>: Tratamento 2 a 55°C; T<sub>3T</sub>: Tratamento 3 a 55°C; %BD – Biodegradabilidade anaeróbia; %M – Parcela da DQO convertida em metano;

Em ambas as temperaturas, o percentual de biodegradabilidade de todos os tratamentos esteve acima de 60 %, indicando, portanto, que todas as composições de mistura resultaram em um efluente constituído de grande carga orgânica, sendo a aplicação de processos biológicos de co-digestão uma alternativa viável e eficaz.

Considerando estudos realizados por André et al. (2019), que demonstraram que o efluente do processamento de acerola verde contém considerável fração inorgânica, os resultados encontrados demonstram que a diluição desse efluente com esgoto doméstico pode ter contribuído para uma elevada biodegradabilidade, uma vez que segundo Bertolino et al. (2008) o esgoto doméstico é essencialmente orgânico.

Quanto a parcela de DQO metanizada (%M), os tratamentos submetidos a faixa de temperatura mesófila (35 °C) também apresentaram os maiores percentuais em comparação com a faixa termófila levando a crer que as bactérias metanogênicas foram mais afetadas na temperatura de operação de 55 °C.

Observa-se ainda que em todos os tratamentos houveram diferenças percentuais entre biodegradabilidade (%BD) e DQO convertida em metano (%M) acima de 5%, circunstância que de acordo com Elbeshbishy e Nakhla (2012) sugere que houve inibição da metanogênese durante o processo de estabilização da matéria orgânica em todos os tratamentos em ambas temperaturas estudadas. Tal fato também é justificado pela massa de DQO que permaneceu no efluente na forma de ácidos graxos voláteis não convertidos em metano (DQO<sub>AGV</sub>), indicando que houve acúmulo destes durante o processo de co-digestão anaeróbia.

Esses resultados podem estar associados as altas concentrações de DQO aplicadas em todos os tratamentos, fato que pode segundo Mussati et al. (2005), pode

ocasionar sobrecarga e inibição de arqueas metanogênicas gerando desequilíbrio no processo.

No entanto, os resultados encontrados para eficiência de remoção de DQO e %M nos tratamentos a 35 °C não indicaram problemas de inibição da metanogênese indicando, portanto, que as comunidades microbianas nesses frascos-reatores se mostraram adaptadas a ambientes de altas concentrações de DQO e AGVs.

Observa-se ainda que os maiores acúmulos de AGVs se deram nos tratamentos a 55 °C. Esses resultados se relacionam diretamente com a eficiência de remoção de DQO e o percentual de DQO convertida em metano (%M), onde os tratamentos com maiores acúmulos de AGVs apresentaram as menores eficiências de remoção e conversão de DQO em metano. Dessa forma, segundo Akuzawa et al. (2011) tal acúmulo sugere condição muito mais instável no processo de co-digestão anaeróbia com desbalanceamento das comunidades microbianas e provável inibição de arqueas metanogênicas nos frascos-reatores a 55 °C.

Além disso, dentre os tratamentos a 55°C, T<sub>1T</sub> apresentou o maior acúmulo de DQO<sub>AGV</sub> no efluente, provavelmente em função do maior percentual de efluente do processamento da acerola verde aplicado nesse tratamento, uma vez que se trata de um efluente naturalmente acidificado.

- **Cinética de remoção da matéria orgânica (DQO<sub>fil</sub>)**

A Tabela 5 apresenta os valores da constante de velocidade ( $K_d$ ) para equação de remoção de DQO de primeira ordem.

**Tabela 5** - Constante de velocidade para equação de remoção de DQO.

Tratamentos	T <sub>1M</sub>	T <sub>2M</sub>	T <sub>3M</sub>	T <sub>1T</sub>	T <sub>2T</sub>	T <sub>3T</sub>
$K_d$ (d <sup>-1</sup> )	0,09	0,10	0,10	0,04	0,06	0,06

T<sub>1M</sub>: Tratamento 1 a 35°C; T<sub>2M</sub>: Tratamento 2 a 35°C; T<sub>3M</sub>: Tratamento 3 a 35°C; T<sub>1T</sub>: Tratamento 1 a 55°C; T<sub>2T</sub>: Tratamento 2 a 55°C; T<sub>3T</sub>: Tratamento 3 a 55°C;  $K_d$ : Constante de velocidade de decaimento da DQO.

Os tratamentos sob temperatura mesófila apresentaram os maiores valores de  $K_d$  quando comparados com a faixa de temperatura termófila. Esse resultado se relaciona com os maiores valores de %BD e %M observados nesses tratamentos, onde a remoção de DQO e conversão desta em metano se deram de forma mais eficiente.

Vale destacar ainda que a composição de mistura dos tratamentos teve relação direta com  $K_d$ , onde tratamentos com maior percentual de esgoto doméstico, independentemente da temperatura, apresentaram maiores valores de  $K_d$ . Provavelmente tais resultados estejam associados a maior degradabilidade do material orgânico presente no esgoto doméstico, uma vez que este – diferentemente do efluente do processamento da acerola verde – se encontra em maior parte na forma solúvel e em menor parte na forma particulada.

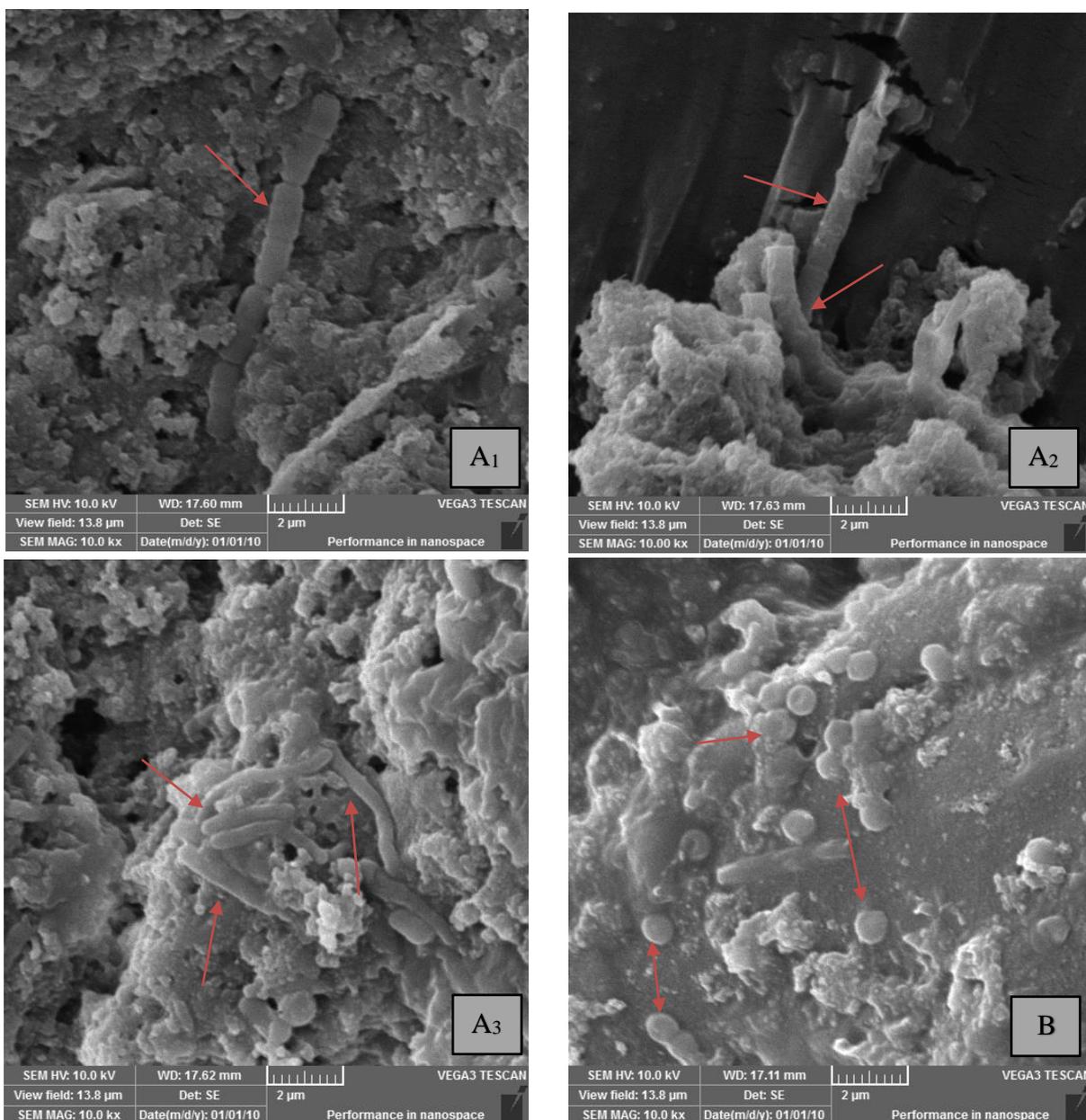
Além disso, considerando que segundo Metcalf e Eddy (2003), a cinética da degradação anaeróbia é governada pelo estágio mais lento de conversão do efluente (comumente a etapa de formação de metano), os menores valores encontrados para os tratamentos a 55 °C corroboram uma possível interferência negativa sob microrganismos metanogênicos ao apresentar os menores valores de  $K_d$ .

Os valores de  $K_d$  encontrados para todos os tratamentos independentemente da temperatura de operação, são considerados baixos em comparação a valores de  $K_d$  para águas residuárias domésticas ( $K_d = 1,62 \text{ d}^{-1}$ ) (BRASIL et al., 2007) ( $1,72 \text{ d}^{-1}$ ) (CHAGAS et al., 2011) e águas residuárias de abatedouro ( $K_d = 0,22 \text{ d}^{-1}$ ) (LOPES et al., 2015). Os baixos valores de  $K_d$  encontrados evidenciam a presença de fração inorgânica no substrato da co-digestão (MORAES; PAULA JÚNIOR, 2004), sendo esta fração inorgânica proveniente do efluente do processamento de acerola verde, conforme citado por André et al. (2019).

- **Comunidade microbiana**

As imagens da Figura 3 mostram a morfologia dos microrganismos presentes no lodo de inóculo (biomassa) dos tratamentos que apresentaram os maiores valores de %M a 35 e 55 °C ( $T_{3M}$  e  $T_{2T}$ , respectivamente).

**Figura 3** - Micrografias das amostras da biomassa presente em T<sub>3M</sub> (A<sub>1</sub>, A<sub>2</sub> e A<sub>3</sub>) e T<sub>2T</sub> (B).



A<sub>1</sub> – Arqueas metanogênicas similares a *Methanobrevibacter* (T<sub>3M</sub>); A<sub>2</sub> – Arqueas metanogênicas similares a *Methanosaeta* (T<sub>3M</sub>); A<sub>3</sub> – Arqueas metanogênicas similares a *Methanospirillum* (T<sub>3M</sub>); B – Arqueas metanogênicas similares a *Methanosarcina thermophila* (T<sub>2T</sub>).

Na biomassa de T<sub>3M</sub> foi possível identificar a presença de morfologias semelhantes a arqueas metanogênicas dos gêneros *Methanobrevibacter* (arqueas metanogênicas hidrogenotróficas - Figura 3A<sub>1</sub>), *Methanosaeta* (arqueas metanogênicas acetoclásticas - Figura 3A<sub>2</sub>) e *Methanospirillum* (arqueas metanogênicas hidrogenotróficas - Figura 3A<sub>3</sub>) bem como uma maior estruturação da biomassa presente nesse tratamento. Já na biomassa de T<sub>2T</sub> foi possível observar apenas morfologias semelhantes a arqueas metanogênicas do gênero

*Methanosarcina thermophila* que são acetoclásticas, porém também podem metabolizar hidrogênio para geração de metano (Figura 3B).

Apesar da existência de arqueas metanogênicas em ambas temperaturas, não se observa a presença de morfologias semelhantes, o que indica que há influência da temperatura de operação dos frascos-reatores sobre as comunidades microbianas atuantes no processo de co-digestão anaeróbia. A menor diversidade microbiana encontrada a 55°C pode estar associada ao maior acúmulo de AGVs nos tratamentos submetidos a essa temperatura, uma vez que ácidos graxos voláteis como o propionato, segundo Mussati et al. (2005) em concentrações tão baixas como 20 mM tem efeito tóxico sobre metanogênicas dos gêneros *Methanobrevibacter* e *Methanospirillum*, inibindo, portanto, seu crescimento e ocasionando diminuição da produção de metano.

Além disso, vale destacar a existência de uma biomassa mais estruturada a 35°C e maior diversidade de comunidades microbianas, fatores que indicam uma maior estabilidade do processo nessa temperatura e estão intimamente ligados a maiores eficiências de remoção de matéria orgânica e %M.

#### **4. CONCLUSÃO**

A co-digestão anaeróbia mostrou-se uma alternativa eficiente para todos os tratamentos com estes apresentando biodegradabilidade acima de 60 %.

A condição mesófila favoreceu o processo de digestão anaeróbia com todos os tratamentos apresentando remoções de  $DQO_{fil}$  e conversão desta em metano acima de 50 e 45 %, respectivamente. Além disso, dentre os tratamentos a 35 °C, aquele com maior percentual de esgoto aplicado ( $T_{3M}$ ) apresentou a maior eficiência de remoção de  $DQO_{fil}$  e conversão desta em metano (62,6 e 51,4 %, respectivamente).

A cinética da degradação evidenciou que os maiores valores de  $K_d$  também ocorreram para os tratamentos mesófilos, dentre estes, o maior valor de  $K_d$  ( $0,1 d^{-1}$ ) foi encontrado para os tratamentos com maior percentual de esgoto doméstico na sua composição ( $T_{2M}$  e  $T_{3M}$ ).

A temperatura de operação dos frascos-reatores influenciou a microbiota presente na biomassa do sistema, onde frascos-reatores operando a 35 °C apresentaram biomassa mais diversificada e estruturada, com predominância de

arqueas metanogênicas dos gêneros *methanobrevibacter*, *methanosaeta* e *methanospirillum*.

## AGRADECIMENTOS

Ao Ministério da Educação (MEC)/Coordenação de aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES)/Programa de Educação Tutorial (PET) Conexões de Saberes: Saneamento Ambiental pelo incentivo financeiro e manutenção das bolsas. À NIAGRO pela parceria e apoio, à Universidade Federal do Vale do São Francisco – UNIVASF e ao Laboratório de Engenharia Ambiental – LEA pela estrutura e recursos disponibilizados que tornaram possível a execução da pesquisa.

## 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AKUZAWA, M.; HORI, T.; HARUTA, S.; UENO, Y.; ISHII, M.; IGARASHI, Y. **Distinctive responses of metabolically active microbiota to acidification in a thermophilic anaerobic digester.** *Microbial ecology*, v. 61, n. 3, p. 595-605, 2011.

AMANI, T.; NOSRATI, M.; SREEKRISHNAN, T. R. **Anaerobic digestion from the viewpoint of microbiological, chemical, and operational aspects – a review.** *Environmental Reviews*, Canadian Science Publishing, v. 18, p. 255-278, 2010.

ANDRÉ, A. C. L.; SILVA, R. T.; SILVA, K. C. D.; SILVA, P. T. S.; AMORIM, M. C. C. **Biodegradabilidade anaeróbia de efluente do processamento da acerola verde.** *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais*, v. 7, n. 1, p. 26-36, 2019.

APHA – American Public-Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** Washington (DC), 2012.

ARAÚJO, E. R.; SILVA, P. K.; RÊGO, E. R.; BAIRRAL, M. A. A.; SANTOS, R. M. C.; SAPUCAY, M. J. C.; FARIAS, G. A.; RÊGO, M. M. **Análise sensorial e de aceitação comercial de geléia de pimenta com acerola.** *Horticultura Brasileira*, v. 27, n. 2, p. 1545-1550, 2009.

ARAÚJO, J. C.; TÉRAN, F. C.; OLIVEIRA, R. A.; NOUR, E. A. A.; MONTENEGRO, A. P.; CAMPOS, J. R.; VAZOLLER, R. F. **Comparison of hexamethyldisilazane and critical point drying treatments for SEM analysis of anaerobic biofilms and granular sludge.** *Journal of Electron Microscopy*, v. 52, n. 4, p. 429-433, 2003.

ATANDI, E.; RAHMAN, S. **Prospect of anaerobic co-digestion of dairy manure: a review.** *Environmental Technology reviews*, v. 1, n. 1, p. 127-135, 2012.

BERTOLINO, S. M.; CARVALHO, C. F.; AQUINO, S. F. **Caracterização e biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia dos esgotos produzidos em campus universitário.** *Revista Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 13, nº 3, p. 271-277, 2008.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SILVA, C. M.; CECON, P. R.; SOARES, A. A. **Modeling of pollution removal in constructed wetlands with horizontal subsurface flow.** Agricultural Engineering Reserach, v. 13, p. 48-56, 2007.

CASTRO-GONSÁLEZ, A.; DURÁN-DOMÍNGUEZ-DE-BÁZUA, M. C. **Arrhenius equation constants and thermodynamic analysis of CH<sub>4</sub> and H<sub>2</sub>S production for the vinasses anaerobic treatment.** In: XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancún, México, 2002.

CHAGAS, R. C.; MATOS, A. T.; CECON, P. R.; MONACO, P. A. V.; FRANÇA, L. G. F. **Cinética de remoção de matéria orgânica em sistemas alagados construídos cultivados com lírio amarelo.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 15, n. 11, 2011.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios.** ed. 2, Belo Horizonte, Brasil: Editora UFMG, 2007.

CREMONEZ, P.A.; DE ROSSI, E.; FEROLDI, M.; TELEKEN, J.G.; FEIDEN, A.; DIETER, J. **Codigestão de água residual de suinocultura e vinhaça sob diferentes condições térmicas.** Revista de Ciências Agrárias, v. 28, n. 1, 2015.

ELBESHISHY, E.; NAKHLA, G. **Batch anaerobic co-digestion of proteins and carbohydrates.** Bioresource Technology, v. 116, p. 170-178, 2012.

ESPOSITO, G.; FRUNZO, L.; GIORDANO, B. A.; LIOTTA, F.; PANICO, A.; PIROZZI, F. **Anaerobic co-digestion of organic wastes.** Reviews Environmental Science and Bio/Technology, 2012.

FLORÊNCIO, L. **The fate of metanol in anaerobic bioreactors.** Ph.D thesis, Wageningen Agricultural University, Wageningen, The Netherlands, 1994.

HOLLIGER, C.; ALVES, M.; ANDRADE, D.; ANGELIDAKI, I.; ASTALS, S.; BAIER, U.; BOUGRIER, C.; BUFFIERE, P.; CARBALLA, M.; DE WILDE, V.; EBERTSEDER, F.; FERNANDEZ, B.; FICARA, E.; FOTIDIS, I.; FRIGON, J.-C.; DE LACLOS, H.F.; GHASIMI, D.S.M.; HACK, G.; HARTEL, M.; HEERENKLAGE, J.; HORVATH, I.S.; JENICEK, P.; KOCH, K.; KRAUTWALD, J.; LIZASOAIN, J.; LIU, J.; MOSBERGER, L.; NISTOR, M.; OECHSNER, H.; OLIVEIRA, J.V.; PATERSON, M.; PAUSS, A.; POMMIER, S.; PORQUEDDU, I.; RAPOSO, F.; RIBEIRO, T.; RUSCH PFUND, F.; STROMBERG, S.; TORRIJOS, M.; VAN EEKERT, M.; VAN LIER, J.; WEDWITSCHKA, H.; WIERINCK, I. **Towards a Standardization of Biomethane Potential Tests.** Water Science Technology. p. 1-9, 2016.

JERÔNIMO, C. E. M. **Gestão Agroindustrial: Pontos Críticos de Controle Ambiental no Beneficiamento de Frutas.** Revista de Administração de Roraima 2 ed., v. 2, p. 70-77, 2012.

KIM, M.; KIM, D.; YUN, Y. **Effect of operation temperature on anaerobic digestion of food waste: Performance and microbial analysis.** Science Direct, v. 209, p. 598-605, 2017.

LEITÃO, R. C.; VAN HAANDEL, A. C.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. **The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: a review.** *Bioresource Technology*, v. 97, p. 1105-1118, 2006.

LOPES, C. L.; GOMES, S. D.; LIMA-MODEL, A. N.; KREUTZ, C.; PASSIG, F. H. **Cinética da remoção de matéria orgânica de água residuária de abatedouro de aves em reator compartimentado anaeróbio-aeróbio.** IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais. Rio de Janeiro, Brasil, 2015.

MALEGORI, C.; MARQUES, E. J. N.; FREITAS, S. T.; PIMENTEL, M. F.; PASQUINI, C.; CASIRAGHI, E. **Comparing the analytical performances of micro-NIR and FT0NIR spectrometers in the evaluation of acerola fruit quality, using PLS and SVM regression algorithms.** *Talanta*, v. 165, p. 112-116, 2017.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse.** 4 ed. New York: McGraw-HillBook, 2003.

MORAES, L. M.; PAULA JÚNIOR, D. R. **Avaliação da biodegradabilidade anaerobia de resíduos da bovinocultura e da suinocultura.** *Revista Engenharia Agrícola*, v. 24, n. 2, 2004.

MUSSATI, M.; THOMPSON, C.; FUENTES, M.; AGUIRRE, P.; SCENNA, N. **Characteristics of a methanogenic biofilm on sand particles in a fluidized bed reactor.** *Latin American Applied Reserach*, v. 35, n. 4, p. 265-272, 2005.

NÁTHIA-NEVES, G.; FORSTER-CARNEIRO, T.; BERNI, M. D. **Redução da carga orgânica de resíduos do restaurante universitário da UNICAMP via co-digestão anaeróbia.** In: *Anais do Simpósio Latino Americano de Ciência de Alimentos*, 2015.

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