

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

GABRIELA ROBERTA NARDON MEIRA

**ANÁLISE DA ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA DA CO-  
DIGESTÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO COM ÁGUA  
RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA**

CAMPO MOURÃO

2017

GABRIELA ROBERTA NARDON MEIRA

**ANÁLISE DA ATIVIDADE METANOGENICA ESPECÍFICA DA CO-  
DIGESTÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO COM ÁGUA  
RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à disciplina de Trabalho de Conclusão de Curso II do curso de Engenharia Ambiental, do Departamento Acadêmico de Ambiental (DAAMB), do Câmpus Campo Mourão, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Eudes José Arantes

CAMPO MOURÃO

2017



---

## **TERMO DE APROVAÇÃO**

# **ANÁLISE DA ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA DA CO-DIGESTÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO COM ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA**

por

**GABRIELA ROBERTA NARDON MEIRA**

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi apresentado em 29 de Novembro de 2017 como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a banca examinadora considerou o trabalho APROVADO.

---

**Prof. Dr. EUDES JOSÉ ARANTES**

---

**Prof. Dr. CRISTIANE KREUTZ**

---

**Prof. Dr. MORGANA SUSZEK GONÇALVES**

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente a Deus, que com Seu imenso carinho cuidou de cada detalhe, desde as pessoas presentes na minha vida aos desafios que vieram para aprendizagem.

Agradeço meus pais, Roberto e Heloisa, por serem meus maiores exemplos, pelo amor, confiança, dedicação, força e consolo nos momentos difíceis.

Ao meu irmão Gustavo que sempre me apoiou em meus sonhos.

Ao meu orientador e professor Eudes José Arantes pela amizade, dedicação, compreensão, atenção e conhecimentos compartilhados,

Ao professor e amigo Thiago Morais de Castro pela colaboração grandiosa para este trabalho, por cada ensinamento, palavra de incentivo e exemplo.

Também à Cristiane Kreutz e Morgana Suszek Gonçalves, por aceitarem fazer parte da banca e contribuírem tecnicamente para este trabalho.

Aos meus companheiros de iniciação científica Ana Carolina Monteiro Landgraf e Lucas Eduardo Ferreira da Silva pela companhia de horas e mais horas no laboratório e por dividirem seus conhecimentos

À minha amiga Maria Clara Seabra Teobaldo por sua verdadeira amizade, por ter sido como minha família em Campo Mourão, me suportar nos momentos mais difíceis e sempre me lembrar do mais importante, Deus.

Aos meus amigos do Grupo de Oração Universitário Gemma Galgani, irmãos de fé, verdadeiras bênçãos em minha vida.

À minha amiga Carla Roana Monteiro, pelos conselhos e incentivo desde início, mesmo quando distante.

Pelos amigos de caminhada, que sempre se fizeram presentes durante os últimos 5 anos.

## RESUMO

A água residuária de suinocultura (ARS) e o lixiviado de aterro sanitário apresentam potenciais impactos ambientais de difícil reversão. Uma alternativa para o tratamento de ambos é a digestão anaeróbia que pode ser otimizada com a combinação de mais de um substrato. Portanto, o presente trabalho tem como objetivo analisar a co-digestão de lixiviado de aterro sanitário em água residuária de suinocultura por meio de teste de Atividade Metanogênica Específica (AME). Para atender o objetivo foi utilizado o método volumétrico de determinação de produção de metano a partir do deslocamento de NaOH. Foram confeccionados eudiômetros adaptados e realizado a caracterização dos substratos e lodo a serem utilizados, para então realizar testes de AME. Nos ensaios de AME foram utilizados 11 tratamentos, dois para controle da atividade metanogênica endógena e os demais para o estudo de relação Alimento/Microrganismo (A/M) 1:1, 1:2 e 3:5, bem como de proporções de lixiviados de 10, 20 e 30%. No primeiro ensaio obteve-se 191,19 ml como maior média de produção de metano correspondente ao reator contendo 10% de lixiviado e relação A/M 3:2. A análise de alcalinidade e ácidos voláteis mostrou resultados favoráveis para a digestão anaeróbia, enquanto as análises de remoção de sólidos e DQO apresentaram valores superiores a 50%. Entretanto, a partir dos resultados de AME foi observado a possibilidade de haver inibição devido a quantidade de lixiviado. Desta forma, realizou-se mais um teste de AME utilizando as mesmas relações A/M, porém com 3, 6 e 9% de lixiviado. Neste ensaio notou-se uma maior produção de metano em relação aos ensaios com maiores concentrações de lixiviado. Portanto, a co-digestão do lixiviado de aterro sanitário em ARS apresentou ser uma alternativa para o tratamento de ambos.

**Palavras-chave:** Co-digestão. Atividade Metanogênica Específica. Metano.

## ABSTRACT

Swine wastewater (SW) and landfill leachate and potential environmental impacts of difficult reversal. An alternative for the treatment of both is an anaerobic digestion which can be optimized with a combination of more than one substrate. Please inquire about the subject of the environmental impact analysis in the waste area by means of the Specific Methanogenic Activity test (SMA). To meet the objective, the volumetric methane production method was used from NaOH displacement. Firstly, with adapted eudiometric materials, a characterization of the substrates and sludge was carried out, to perform AME tests. In the SMA assays, 11 treatments were used, two to control the endogenous methanogenic activity and the others for the study of Substrate/ Microorganism ratio (S/M) 1: 1, 1: 2 and 3: 5, as well as leachate proportions of 10, 20 and 30%. In the first test, 191.19 ml was obtained as the highest methane production average for the reactor containing 10% leachate and S/M 3: 2 ratio. Alkalinity and volatility analysis showed favorable results for anaerobic digestion, while analysis of the removal of solids and COD presented values higher than 50%. However, from the results of SMA, there was a possibility of inhibition due to the amount of leachate. In this way, a further SMA test is performed, using the S/M ratios in question, with 3, 6 and 9% of leachate. In this test, a higher methane production was observed in relation to the tests with higher concentrations of leachate. For example, a co-digestion of the landfill leachate in SW presents an alternative for the treatment of both.

**Keywords:** Co-digestion. Specific Methanogenic Activity. Methane.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fases de estabilização da matéria orgânica em aterro sanitário .....	13
Figura 2 – Eudiômetro adaptado com macrotubos. ....	26
Figura 3 -Condições iniciais e finais das relações entre Alcalinidade Intermediária (AI) e Alcalinidade Parcial (AP). ....	34
Figura 4 - Eficiência de remoção de Sólidos Totais, Sólidos Totais Fixos, Sólidos Totais Voláteis, Sólidos Suspensos Totais, Sólidos Suspensos Fixos e Sólidos suspensos voláteis dos tratamento estudados. ....	35
Figura 5 - Remoção de DQO.....	36
Figura 6 - Produção de metano no Ensaio 1. ....	37
Figura 7 – Atividade metanogênica específica do primeiro ensaio ao longo do tempo de incubação.....	39
Figura 8 - Produção de metano com menores concentrações de lixiviado.....	40
Figura 9 - Atividade metanogênica do Ensaio 2 ao longo do tempo de imcubação .....	41
Figura 10 - Atividade metanogênica do Ensaio 2 ao longo do tempo de imcubação .....	42

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Fatores que afetam a formação de lixiviado em aterros sanitários.....	15
Tabela 2 -Faixas de concentração de parâmetros de caracterização dos lixiviados durante as fases de estabilização biológica.....	17
Tabela 3 - Composição química média dos dejetos suínos obtida na Unidade do Sistema de Tratamento de Dejetos da Embrapa, Concórdia-SC.....	20
Tabela 4 - Métodos utilizados para análises físico-químicas .....	27
Tabela 5 - Composição dos Frascos Incubados para o Ensaio 1 .....	28
Tabela 6 - Composição dos Frascos Incubados para o Ensaio 2 .....	29
Tabela 7 - Caracterização Físico-Química da Água Residuária de Suinocultura (ARS).....	31
Tabela 8 - Caracterização Físico-Química da Lixiviado de Aterro Sanitário.....	31
Tabela 9 - Caracterização Físico-Química do lodo anaerobio de biodigestor utilizado como biomassa.....	32
Tabela 10 - Resultados de condutividade elétrica para os tratamentos com 3, 6 e 9% de lixiviado.....	40



## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>8</b>
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	<b>10</b>
<b>2.1 Objetivo geral</b> .....	<b>10</b>
<b>2.2 Objetivos específicos</b> .....	<b>10</b>
<b>3 REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	<b>11</b>
<b>3.1 Lixiviado de aterro sanitário</b> .....	<b>11</b>
3.1.1 Conceito e problemática de lixiviado de aterro sanitário .....	11
3.1.2 Mecanismos de formação de lixiviado.....	12
3.1.3 Composição e caracterização do lixiviado.....	14
<b>3.2 Dejetos Suínos</b> .....	<b>19</b>
3.2.1 Dejeito suíno e sua problemática .....	19
3.2.2 Características dos dejetos suínos e fatores relacionados.....	20
<b>3.3 Co-digestão Anaerobia</b> .....	<b>21</b>
<b>3.4 Atividade Metanogênica Específica (AME)</b> .....	<b>23</b>
<b>4. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>25</b>
<b>4.1 Montagem do aparato experimental</b> .....	<b>25</b>
<b>4.2 Caracterização dos dejetos suínos, água residuária e amostras</b> .....	<b>26</b>
<b>4.3 Teste de Atividade Metanogênica Específica</b> .....	<b>27</b>
<b>4.4 Análise de dados</b> .....	<b>29</b>
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>31</b>
5.1 Caracterização dos substratos .....	31
5.2 Caracterização do lodo .....	32
5.3 Condições iniciais e finais dos frascos de reações .....	33
5.4 Produção de metano e atividade metanogênica específica (AME).....	37
5.5 Teste de AME com menor proporção de lixiviado de aterro sanitário .....	39
<b>6 CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	<b>43</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>44</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A quantidade de resíduos gerados pelas atividades humanas cresce intensamente com o desenvolvimento, mas nem sempre são tratados ou dispostos de forma adequada. Uma das formas disponíveis para destinação são os aterros sanitários, que por sua vez, mesmo sendo o destino preferencial, é responsável pela geração de gases e lixiviado, este altamente contaminante ao solo, subsolo e do lençol freático (SEGATO; SILVA, 2002).

Em casos de contaminação por lixiviado de aterro sanitário a situação é de difícil reversão, devido a complexa determinação de sua composição dependente de diversos fatores. Assim, exige-se tratamento específico para cada lixiviado, diferente quantidade de trabalho necessário para a reversão da contaminação, bem como formas de aceleração do processo de degradação. Outro fato é que a contaminação pode permanecer por muitos anos até que ocorra a transformação em gases e estabilização do lixiviado. Portanto, é fundamental em aterros o monitoramento e o tratamento do lixiviado (BARROS, 2012).

Segundo Bidone (2007), nos países em desenvolvimento o lixiviado de aterro é tratado por formas convencionais, porém, estes tratamentos apresentam dificuldades devido à baixa biodegradabilidade e a variabilidade das características, além de baixa eficiência de remoção de DBO, DQO e nitrogênio amoniacal e apresentarem complexidade operacional com elevados custos de instalação e manutenção.

Outros efluentes lançados de forma inadequada no solo ou em corpos hídricos também podem gerar sérios danos sanitários ambientais, como as águas residuárias de suinocultura (ARS), que por sua vez possuem alta concentração de matéria orgânica, sólidos, nutrientes, patógenos e metais pesados (FERNANDES; OLIVEIRA, 2006).

Geralmente os dejetos suínos são utilizados como biofertilizante, todavia sua disposição excessiva no solo pode elevar a concentração de fósforo de maneira a ser indesejável e comprometer a qualidade do meio ambiente (PRIOR et al., 2009).

Dentro deste contexto, uma alternativa para o tratamento do lixiviado de aterro em conjunto com a água residuária de suinocultura é o processo de digestão anaeróbia que consiste na conversão de matéria orgânica em gás metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico, amônia, além de novas células bacterianas, na

ausência de oxigênio. Este tipo de tratamento permite a remoção de carbono orgânico em efluentes, baixa produção de sólidos, consome pouca energia, possui baixos custos operacionais, não precisa de grandes áreas, possui tolerância a elevadas cargas orgânicas, além de converter maior parte do material biodegradável em biogás, que pode ser aproveitado para a geração de energia (CHERNICHARO, 1997).

No entanto, este processo ainda pode ser otimizado, quando realizado a co-digestão, que é a digestão da combinação de diferentes resíduos. Isto pode aumentar a carga de compostos orgânicos biodegradáveis, a diluição de compostos tóxicos, melhoria no balanço de nutrientes e do efeito sinérgico dos microrganismos, além disso, há o aumento da produção de biogás (SOSNOWSKI, WIECZOREK, LEDAKOWICZ, 2003).

Portanto, experimentos com co-digestão tornam-se interessantes para análise da viabilidade de tratamento e do ponto de vista energético devido ao aumento da produção de biogás. Contudo, há necessidade de estudos que quantificam a capacidade de produção de metano, pois são importantes para obter o potencial energético e para avaliar o funcionamento de reatores anaeróbios (SCHNEIDERS et al., 2013).

Por meio de testes de Atividade Metanogênica Específica (AME) é possível determinar a capacidade de produção de metano por micro-organismos em condições estabelecidas, em que ocorre a decomposição de compostos causadores da demanda química de oxigênio (AQUINO et al., 2007).

Além disso, os estudos sobre AME são importantes para classificar o potencial da biomassa na conversão de substratos solúveis em metano e gás carbônico. Também pode ser aplicado para avaliar o comportamento da biomassa sob o efeito de compostos potencialmente inibidores, para determinar a toxicidade relativa de compostos químicos presentes em efluentes líquidos e resíduos sólidos, para estabelecer o grau de degradabilidade de diversos substratos, para monitorar mudanças da atividade do lodo em reatores, bem como determinar carga orgânica máxima que pode ser aplicada em um determinado tipo de lodo, além de avaliar parâmetros cinéticos (CHERNICHARO, 1997).

Desta forma, este trabalho teve por objetivo determinar a Atividade Metanogênica Específica da co-digestão de lixiviado de aterro sanitário com água residuária de suinocultura em biorreatores de bancada.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

Determinar a Atividade Metanogênica Específica (AME) da co-digestão de lixiviado de aterro sanitário e água residuária de suinocultura.

### **2.2 Objetivos específicos**

Visando atingir o objetivo geral foram propostos os seguintes objetivos específicos:

- Caracterizar o lixiviado de aterro sanitário, do lodo e água residuária de suinocultura, bem como das amostras iniciais e finais dos frascos de reação, a partir de análises físico-químicas;
- Determinar Atividade Metanogênica Específica;
- Determinar eficiência de remoção de DQO;

### **3 REVISÃO DE LITERATURA**

#### **3.1 Lixiviado de aterro sanitário**

##### **3.1.1 Conceito e problemática de lixiviado de aterro sanitário**

Um aterro sanitário é definido pela norma ABNT NBR 8.419/96, que estabelece as condições mínimas para projetos de aterros sanitários, como uma técnica de disposição final de resíduos sólidos urbanos no solo. Essa técnica visa utilizar princípios de engenharia para minimizar os impactos ao meio ambiente e reduzir ao máximo os riscos à saúde e segurança, de forma a confinar os resíduos sólidos em menor área e volume possível e cobri-los com terra na conclusão de cada jornada de operação do aterro (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2004).

Os aterros sanitários são considerados pela Política Nacional de Resíduos Sólidos, instituída pela Lei Federal nº 12.305/2010, forma de disposição final ambientalmente adequada quando seguem as normas específicas. Para Souto (2009), é uma das opções viáveis no cenário brasileiro. Entretanto, os aterros por si só não resolvem todos os problemas relacionados à disposição de resíduos sólidos, pelo fato de não eliminar totalmente os impactos da geração dos gases e do lixiviado.

O lixiviado gerado é definido pela ABNT NBR 8419/1996, como o líquido composto por substâncias dos resíduos sólidos que é deslocado. No entanto, é comum encontrar em literatura como sinônimo de chorume ou sumeiro, que é o líquido resultante da decomposição dos componentes dos resíduos sólidos. De acordo com Sá, Jucá e Sobrinho (2012), geralmente isto ocorre porque o lixiviado nada mais é que a dissolução do chorume em águas pluviais que infiltram nas células de um aterro.

Para Barros (2012), a contaminação do solo e a das águas subterrâneas, devido ao lixiviado produzido, pode ser o principal risco ambiental de um aterro pelo fato de reversão desta situação ser de difícil execução, seja pela quantidade de trabalho necessário, seja pelo adiantamento do processo de degradação. Afinal a contaminação ocorrerá por longo tempo até que ocorra estabilização do processo de degradação.

Além disso, a composição do lixiviado é complexa, pois está associada aos materiais que foram aterrados, densidade, pré-tratamento, sequência de disposição, formas de decomposição, profundidade, regime pluviométrico devido a umidade, temperatura, tempo e outros fatores (SEGATO; SILVA, 2002).

### 3.1.2 Mecanismos de formação de lixiviado

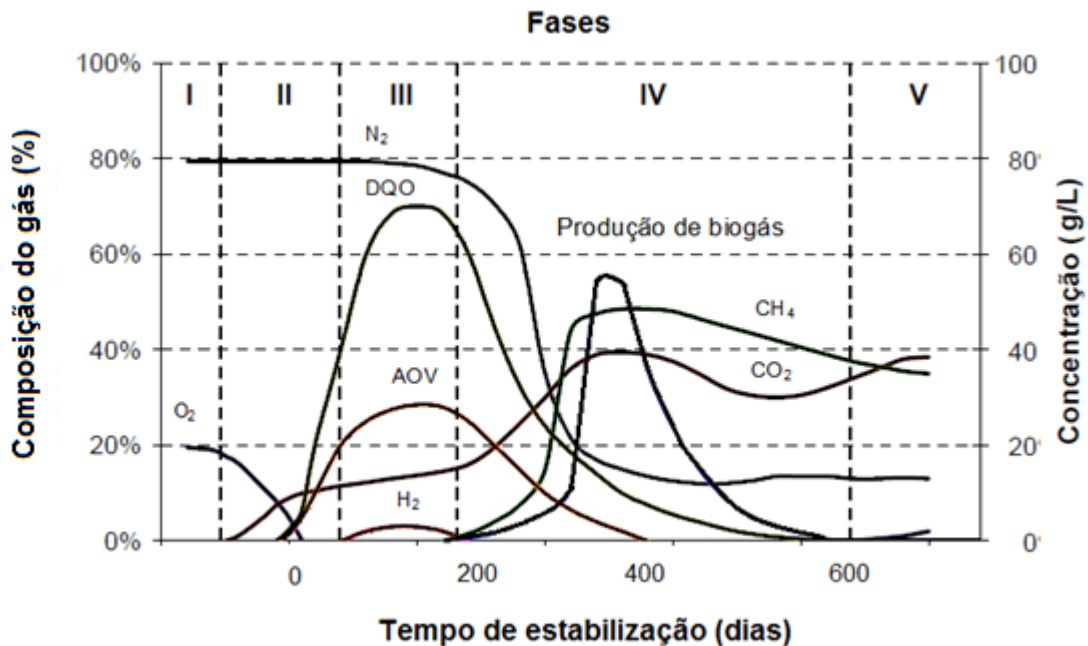
Como apresentado, o lixiviado é resultante da água que infiltra e percola entre os resíduos, juntamente com as substâncias produzidas da decomposição dos mesmos. Portanto, para compreender suas características é necessário conhecer como ocorre o processo de decomposição dentro de um aterro.

A dinâmica de um aterro consiste em processos físicos, químicos e biológicos importantes para instalação e operação de um aterro eficiente, já que estes estão associados às características do local e como podem incidir impactos ao entorno do aterro. Essa dinâmica varia ao longo do tempo, fato evidenciado por meio dos gases e lixiviado (MONTEIRO, 2003; SOUTO, 2009).

De acordo com Souto (2009), o primeiro modelo que descreve a sequência de eventos ao longo da vida útil de um aterro foi proposto em 1973 por Farquhar e Rovers que utilizaram como fundamento a degradação de lodo de esgoto em reatores anaeróbios e de matéria orgânica em solos, sem cogitar a aeração dos resíduos após disposição. Assim, determinaram quatro fases de vida de um aterro, que correspondam à variação da microbiota. Esse modelo foi sendo aprimorando ao longo do tempo e até mesmo simplificados em três ou duas fases por diversos autores.

Todavia, grande parte dos estudos ainda assume como melhor modelo para representar a dinâmica dos aterros o criado por Pohland et al. (1983 apud Pohland; Harper, 1985), os quais consideraram o aterro similar a um sistema de digestão anaeróbio e seleciona o lixiviado e o gás como parâmetros que melhor descrevem certas manifestações de conversão e estabilização. Desta forma identificaram cinco fases (Figura 1).

Figura 1 - Fases de estabilização da matéria orgânica em aterro sanitário



Fonte: Adaptado de Pohland e Harper (1985).

A primeira fase é chamada de ajuste inicial pelo fato de ser etapa de acumulação de resíduos e de umidade preliminar, ocorre subsistência inicial e fechamento de cada área de um aterro sanitário. Nessa fase as primeiras mudanças nos parâmetros ambientais são apresentadas devido ao início do processo de estabilização (POHLAND; HARPER, 1985).

Na fase II, denominada transição, o resíduo chega a umidade máxima e começa a formação de lixiviado, o ambiente passa de aeróbio para anaeróbio e assim o receptor de elétrons deixa de ser o oxigênio e passa a serem os nitratos e sulfatos, pois o oxigênio é deslocado pelo dióxido de carbono. Assim, é estabelecida uma tendência de redução das condições e é manifestado elevada concentração de ácidos graxos voláteis no lixiviado (POHLAND; HARPER, 1985).

Em seguida inicia-se a terceira fase que é de formação de ácidos, momento em que os ácidos orgânicos voláteis tornam-se predominantes com a hidrólise e fermentação contínua dos resíduos e constituintes do lixiviado. Portanto, verifica-se a diminuição do pH. Nutrientes como nitrogênio e fósforo são liberados e utilizados para crescimento da biomassa. Enquanto o hidrogênio pode ser detectado e afetar formação dos produtos (POHLAND; HARPER, 1985).

A Fase IV é conhecida como fase metanogênica, pois os produtos intermediários da fase de formação de ácidos são convertidos em metano e dióxido de carbono. Com o consumo de ácidos o pH aumenta e passa a ser controlado pelo efeito tampão de bicarbonato ao invés de ácidos voláteis. O potencial de redução da oxigenação diminui, os nutrientes continuam sendo consumidos e a carga orgânica do lixiviado reduz drasticamente e em contrapartida aumenta a produção de gás (POHLAND; HARPER, 1985).

Por fim, quando a maior parte da matéria orgânica estiver degradada, é alcançada a fase V chamada de maturação, onde após estabilização a atividade dos microrganismos é reduzida, bem como a produção de gás. Os nutrientes nessa fase tornam-se limitantes para os microrganismos e o oxigênio pode reaparecer (POHLAND; HARPER, 1985).

Como apresentado por Qasim e Chiang (1994 *apud* Lima, 2006), existem diversas condições que influenciam na formação do lixiviado como apresentado na Tabela 1.

Quanto ao volume de lixiviado gerado, Fleck (2003) destaca dois fatores: o primeiro seria a quantidade de água contida nos agregados dos resíduos, como umidade dependente da composição, bem como das condições climáticas. Por exemplo, considerando somente esse fator, um município que gera diariamente cerca de  $1000 \text{ t d}^{-1}$  de resíduos, produz de  $400$  a  $600 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$  de lixiviado.

Enquanto o outro fator, que é o volume de água trocado entre o aterro e o ambiente externo, é influenciado pela hidrologia e climatologia, projeção e operação do aterro. Também é possível citar que a precipitação, evaporação e evapotranspiração assume um papel importante para a umidade no aterro, elemento limitante para a degradação (FLECK, 2003).

### 3.1.3 Composição e caracterização do lixiviado

O lixiviado de aterro sanitário é um líquido viscoso e escuro resultante da decomposição dos resíduos por microrganismos, oxidação química de metais e infiltração de águas no aterro. Portanto, o lixiviado é composto de diversas substâncias contaminantes, mas pode-se destacar entre elas: matéria orgânica, nitrogênio na forma amoniacal, nitrito, nitrato e amônia, halogênios inorgânicos



(cloreto, carbonatos, sulfetos, íons sódio, potássio e cálcio) e metais (ferro zinco, manganês, níquel, cobre e outros) (MASSAI; MASSAI, 2005).

**Tabela 1 - Fatores que afetam a formação de lixiviado em aterros sanitários.**

<b>Condições</b>	<b>Fatores</b>	<b>Características</b>
<b>Fontes dos Lixiviados</b>	Precipitação	Chuvas; frequência, intensidade; duração, entre outros.
	Escoamento Superficial	Topografia; material de cobertura; vegetação; permeabilidade, entre outros.
	Águas Subterrâneas	Taxa e localização, entre outros.
	Irrigação	Taxa e volume, entre outros
	Decomposição dos Resíduos	pH; temperatura; idade; presença de oxigênio; composição, entre outros.
<b>Fontes dos Lixiviados</b>	Co-disposição de Lodos e Líquidos residuais	Tipo; quantidade; compactação; umidade, entre outros.
<b>Condições Superficiais do Aterro</b>	Evapotranspiração	Temperatura; umidade; vegetação; umidade do solo, entre outros.
	Superfície de Escoamento	Topografia; Material de Cobertura; Vegetação; Permeabilidade, entre outros.
	Infiltração	Evaporação; vegetação, sistema de drenagem, entre outros.
<b>Condições dos Resíduos</b>	Teor de Umidade	Umidade inicial; capacidade de campo, entre outros.
	Percolação	Permeabilidade; uniformidade e espessura das camadas, entre outros.
<b>Condições do Solo</b>	Teor de Umidade	Umidade inicial; capacidade de campo, entre outros.
	Percolação	Permeabilidade; uniformidade e espessura das camadas, entre outros.

Fonte: LIMA (2006).

As características químicas, físicas e biológicas são altamente variantes, pois dependem da composição dos resíduos sólidos, taxas de precipitação, local, hidrologia, compactação, design de cobertura, idade de resíduos, procedimentos de amostragem, interação da lixiviação com o meio ambiente, projeto e operação do aterro (GOMES et al., 2009)

Devido à complexidade de sua composição, pode-se caracterizar o lixiviado de acordo com a idade do aterro, ou, seja com o grau de estabilização. Os parâmetros usados para isso podem ser físicos, químicos e biológicos, pelo fato de indicarem grau de degradabilidade, nutrientes, formação de ácidos, redução de oxidação e inibição (POHLAND; HARPER, 1985). A intensidade com que estes parâmetros são alterados de acordo com as fases de um aterro pode ser observada na Tabela 2.

Entretanto Lima (2006), afirma que devido à descarga contínua de resíduos em um aterro tem-se a ocorrência de várias fases simultaneamente tornando-se difícil determinar com precisão as características de acordo com as fases de um aterro. No entanto, pode-se utilizar como referência, mas sem generalizar.

Alguns autores como Renou et al. (2008) e Souto (2009), ainda analisam as características do lixiviado de forma com que separam em dois tipos: jovens, novo ou velho. Souto (2009), afirma que as características marcantes do lixiviado são originadas da fase ácida e fase metanogênica, porém é uma divisão puramente prática, pois não consideram outros detalhes.

O aterro jovem contém grande quantidade de matéria orgânica biodegradável, resultando como produto principal da digestão anaeróbia rápida, o lixiviado com grande quantidade de ácidos graxos voláteis. Enquanto na fase metanogênica os ácidos voláteis são convertidos em biogás, então a fração orgânica no lixiviado torna-se dominada por compostos refratários (não biodegradável), como substâncias húmicas. Neste último caso é gerado então o denominado lixiviado velho (RENOU et al., 2008).

Russo (2005), afirma que na fase ácida os lixiviados apresentam pH baixo e valores elevados de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Carbono Orgânico Total (COT), Demanda Química de Oxigênio (DQO), nutrientes e metais pesados. Já na fase metanogênica ocorre o contrário, os valores de pH se elevam e os valores de DBO, COT, DQO, nutrientes e metais reduzem.

**Tabela 2 -Faixas de concentração de parâmetros de caracterização dos lixiviados durante as fases de estabilização biológica.**

<b>Parâmetro</b>	<b>Fase 2</b>	<b>Fase 3</b>	<b>Fase 4</b>	<b>Fase 5</b>
<b>Ph</b>	6,7	4,7 a 7,7	6,3 a 8,8	7,1 a 8,8
<b>ST (mg L<sup>-1</sup>)</b>	2.050 a 2.450	4.120 a 55.300	2.090 a 6.410	1.460 a 4.640
<b>DBO (mg L<sup>-1</sup>)</b>	100 a 10.900	1.000 a 57.700	600 a 3.400	4 a 120
<b>DQO (mg L<sup>-1</sup>)</b>	480 a 18.000	1.500 a 71.100	580 a 9.760	31 a 900
<b>AVT mgHAc L<sup>-1</sup>)</b>	100 a 3.000	3.000 a 18.800	250 a 4.000	Ausente
<b>Cobre (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,085 a 0,39	0,005 a 2,2	0,03 a 0,18	0,02 a 0,56
<b>Ferro (mg L<sup>-1</sup>)</b>	68 a 312	90 a 2.300	115 a 336	4 a 20
<b>Magnésio (mg L<sup>-1</sup>)</b>	66 a 96	3 a 1.140	81 a 505	81 a 190
<b>Chumbo (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,001 a 0,004	0,01 a 1,44	0,01 a 0,10	0,01 a 0,10
<b>Manganês (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,60	0,6 a 41	0,6	0,60
<b>Níquel (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,02 a 1,55	0,03 a 79	0,01 a 1	0,07
<b>Potássio (mg L<sup>-1</sup>)</b>	35 a 2.300	35 a 2.300	35 a 2.500	35 a 2.500
<b>Sódio (mg L<sup>-1</sup>)</b>	20 a 7.600			
<b>Zinco (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,06 a 21	0,65 a 220	0,40 a 6	0,40
<b>Cádmio (mg L<sup>-1</sup>)</b>	190 a 490	70 a 03.900	76 a 490	76 a 254
<b>Cromo (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,023 a 0,28	0,06 a 18	0,05	0,05
<b>Cloreto (mg L<sup>-1</sup>)</b>	30 a 5.000	30 a 5.000	30 a 5.000	30 a 5.000
<b>Sulfetos (mg L<sup>-1</sup>)</b>	Ausente	0 a 818	0,9	Ausente
<b>Coliformes totais (mg L<sup>-1</sup>)</b>	10 <sup>0</sup> a 10 <sup>5</sup>	10 <sup>0</sup> a 10 <sup>5</sup>	Ausente	Ausente
<b>Coliformes fecais (mg L<sup>-1</sup>)</b>	10 <sup>0</sup> a 10 <sup>5</sup>	10 <sup>0</sup> a 10 <sup>5</sup>	Ausente	Ausente

Fonte: LIMA (2006)

Russo (2005) apresenta estudos que sugerem a seleção do processo de tratamento do lixiviado a partir da análise de DQO, de forma que se o lixiviado apresentar este parâmetro acima de 10.000 mg L<sup>-1</sup>, baixa concentração de nitrogênio amoniacal e uma relação DBO/DQO entre 0,4 e 0,8 e elevada concentração de ácidos voláteis totais (AVT) o tratamento pode ser anaeróbio ou aeróbio, casos em que o lixiviado é jovem. Enquanto valores inferiores a 0,2 da razão de DBO/DQO ocorrem geralmente em aterros velhos devido à grande quantidade de ácidos húmicos que possuem lenta biodegradabilidade e, portanto requer tratamentos mais específicos.

Contreira et al. (2003) e Correia (2012), sugerem que a melhor forma de avaliar a biodegradabilidade é utilizando a relação AVT/DQO, pois existem poucos trabalhos confiáveis que utilizam a razão DBO/DQO para seleção do tratamento do lixiviado, devido à falta de inóculo estabilizado para o teste de DBO, bem como pelo

fato de existir substâncias tóxicas no lixiviado que podem inibir a semente aeróbia levando a valores inferiores ao real.

Já AVT é a maior parte dos compostos orgânicos em lixiviados. Portanto, mesmo a relação DBO/DQO ser utilizada em diversos estudos para tratamento de várias águas residuárias deve-se tomar cuidado com as particularidades de cada água residuária e seu tratamento (CONTREIRA et al., 2003).

Outra forma de determinar parte da matéria orgânica é por meio da análise de sólidos tanto sedimentáveis quanto suspensos. Durante a análise de sólidos, amostras são levadas a uma temperatura de 550 °C, e a fração orgânica são volatilizadas, permanecendo somente a parte inorgânica. Assim, é possível determinar os sólidos voláteis que é uma forma de estimar a matéria orgânica (GOMES, 2008). Estudos apontam que grande parte se sólidos no lixiviado são sólidos suspensos, geralmente superiores a 90%, enquanto os sólidos voláteis representam aproximadamente 30% dos sólidos totais e um pouco menos nos sólidos dissolvidos (SOUTO, 2009; RUSSO, 2005; CORRÊA, 2012).

O pH também é um importante parâmetro, pois por meio dele pode-se avaliar o processo de decomposição. Os microrganismos presentes em cada fase está relacionado a uma faixa de pH, assim os lixiviados jovens apresentam pH reduzido devido à grande quantidade de ácidos voláteis presente na fase acidogênica, por outro lado na fase metanogênica onde desenvolve bactérias metanogênicas o pH passa a estar entre 6,7 e 7,4 (TCHOBANOGLOUS, THEISEN, VIGIL, 1993).

O pH e AVT tem grande relação com alcalinidade, capacidade de íons neutralizar ácidos. Este parâmetro deve ser elevado para que fique dentro de determinados limites para que o equilíbrio químico seja satisfatório (GOMES, 2009).

Ressalta-se também que devido à complexidade do lixiviado podem existir agentes inibidores como sulfetos, oxigênio, sais, sulfatos, amônia, metais pesados e outras substâncias. Geralmente estão presentes em concentrações mais elevadas em aterros jovens e com o passar do tempo reduzem. Porém, o grande problema destes é a formação de compostos complexos que facilita transporte de metias e contaminantes orgânicos (GOMES, 2009).

## 3.2 Dejetos Suínos

### 3.2.1 Dejeito suíno e sua problemática

O Brasil é responsável por 3% da produção de suínos no mundo e considerado o quarto maior produtor desse tipo de carne. Em 2015, de acordo com Guimarães et al. (2017), o Brasil produziu 3,5 milhões de toneladas. Sendo o Estado do Paraná é o terceiro maior produtor, (GUIMARÃES, et al., 2017).

Geralmente a atividade de suinocultura é empregada por pequenos produtores, porém têm sido nos últimos 50 anos intensificados, o que levou o ganho na produtividade e possibilitou o recrudescimento dos impactos ambientais da atividade. Dentre os impactos ambientais resultantes da suinocultura pode se destacar o consumo elevado de água, pois geralmente um animal consome até 72,9 litros, e também a geração de dejetos, uma vez que cada suíno produz 7 L por dia, equivalente à produção de esgoto de cinco pessoas (GUIMARÃES, et al., 2017).

De acordo com Oliveira (1993), até a década de 70 não se tinha grande preocupação com os dejetos suínos, pelo fato de que a produção era pequena e o solo das propriedades tinha capacidade para absorvê-los ou eram utilizados como adubo orgânico. No entanto, esse panorama mudou com o desenvolvimento da suinocultura.

A água residuária de suinocultura (ARS) possui elevada concentração de nutrientes, portanto pode ser utilizado na irrigação de diversas culturas e para adubação. Entretanto, deve-se ter muita cautela, pois possui elevada concentração de nutrientes, como o fósforo que se em excesso no solo compromete a qualidade ambiental, incluindo a poluição de corpos hídricos (PRIOR, et al., 2009; FERREIRA, et al., 2011).

Oliveira (1993) destaca o risco para o ambiente, ressaltando que os dejetos suínos caracterizam-se por grande quantidade de DBO, até mesmo pode chegar a ter um valor de DBO 260 vezes superior à de esgoto doméstico.

Portanto, a água residuária de suinocultura requer alternativas tecnológicas de tratamento simples, robusta versátil e de baixo custo.

### 3.2.2 Características dos dejetos suínos e fatores relacionados

Os dejetos suínos ou água residuária de suinocultura é um conjunto de fases, urina, água desperdiçada pelos bebedouros e higienização, resíduos de ração, pelos, poeiras e outros componentes do processo criatório. Os componentes podem variar dependendo do sistema de manejo adotado, principalmente proporção de água e nutrientes. De modo geral, a ARS contém matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, sódio, magnésio, manganês, ferro, zinco e outras substâncias (DIESEL, MIRANDA; PERDOMO, 2002)

Os principais parâmetros físico-químicos importantes nos dejetos são DQO, Sólidos, nitrogênio, fósforo e potássio. As quantidades desses parâmetros foram analisadas por Silva (1996 apud DIESEL; MIRANDA; PERDOMO 2002), na unidade de sistema de tratamento de dejetos da EMBRAPA em Concórdia e podem ser observados na Tabela 3.

**Tabela 3 - Composição química média dos dejetos suínos obtida na Unidade do Sistema de Tratamento de Dejetos da Embrapa, Concórdia-SC**

<b>Variável</b>	<b>Mínimo (mg/L)</b>	<b>Máximo (mg/L)</b>	<b>Média (mg/L)</b>
DQO	11.530,2	38.448,0	25.542,9
Sólidos totais	12.697,0	49.432,0	22.399,0
Sólidos voláteis	8.429,0	39.024,0	16,388,8
Sólidos fixos	4.268,0	10.408,0	6.010,2
Sólidos sedimentáveis	220,0	850,0	428,9
Nitrogênio total	1.660,0	3.710,0	2.374,3
Fósforo total	320,0	1.180,0	577,8
Potássio total	260,0	1.140,0	535,7

Fonte: DIESEL; MIRANDA; PERDOMO (2002).

A quantidade de dejetos produzidos por animal depende principalmente do peso, quantidade de água ingerida, bem como de água desperdiçada em bebedouros e higienização. Também, o volume é influenciado pelos aspectos zootécnicos como idade, sexo, raça e tamanho, bem como de aspectos ambientais como temperatura e umidade, além de características dietéticas como digestibilidade, conteúdos de fibras e proteínas (OLIVEIRA, 1993; DANTORA, PERDOMO, TUMELERO, 1998).

### 3.3 Co-digestão Anaerobia

A digestão anaeróbia é um processo microbiológico que ocorre na ausência de oxigênio de forma que os microrganismos trabalham interativamente para converter a matéria orgânica em gás metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia, além de produzir novas células bacterianas. Pode-se dividir o processo em quatro fases principais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (CHERNICHARO, 1997).

Na primeira etapa, hidrólise, ocorre a transformação de matéria orgânica particulada complexa em compostos solúveis mais simples, os quais as bactérias fermentativas podem absorver. As proteínas são transformadas em aminoácidos, enquanto carboidratos são hidrolisados em açúcares e os lipídios solúveis em ácidos graxos (VERSIANI, 2005; PONTES, 2003; CHERNICHARO, 1997)..

Em seguida os produtos formados pela hidrólise são metabolizados pelas bactérias que pela fermentação gera diversos compostos como ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico, gás carbono, hidrogênio, amônia, sulfeto de hidrogênio, bem como novas células bacterianas. Esta fase é denominada de acidogênese. (CHERNICHARO, 1997).

Os produtos resultantes da acidogênese então são convertidos em substrato apropriado para que na fase de acetogênese sejam oxidados para a utilização de bactérias metanogênicas na última fase, onde geram metano e dióxido de carbono (VERSIANI, 2005; PONTES, 2003; CHERNICHARO, 1997).

Alguns afluentes apresentam compostos de enxofre e, ainda pode ocorrer a fase de sulfetogênese, onde as bactérias anaeróbias estritas redutoras formam sulfeto (VERSIANI, 2005).

De acordo com Chernicharo (1997), a digestão anaeróbia sofre influência direta de fatores ambientais devido à presença de microrganismos. Os principais fatores que atuam no processo são os nutrientes como nitrogênio, fósforo e enxofre que auxiliam no crescimento dos microrganismos. A temperatura, o qual limita a faixa de crescimento e afetam parâmetros cinéticos. O pH, alcalinidade e ácidos voláteis que estão intimamente relacionados, o pH por exemplo é responsável por afetar a atividade enzimática ou a toxicidade de um número de compostos. Além disso, a digestão anaeróbia sofre influência de substâncias tóxicas como sais, sulfatos, amônia e metais.

De acordo com Metcalf e Eddy (2016), os tratamentos utilizando este tipo de processo possuem algumas vantagens e desvantagem em relação aos processos aeróbios. Dentre as vantagens pode-se citar o menor consumo de energia, menor produção de lodo biológico, menor necessidade de nutrientes, produção de metano que pode ser aproveitada para geração de energia, menor volume do reator, eliminação da poluição pelos gases de exaustão, capacidade de resposta à adição de substrato após longos períodos sem alimentação, é um pré-tratamento eficaz e possui potencial para baixa pegada de carbono.

Das desvantagens Metcalf e Eddy (2016) citam: maior período de partida, pode ser necessário adição de alcalinizante, pode requerer tratamento adicional, não possibilita remoção eficiente de nitrogênio e fósforo, mais susceptível a baixa temperatura, de substâncias tóxicas e variações significativas nas características dos afluentes, além de gerarem mais odores e gases corrosivos.

No entanto, o tratamento anaeróbio sobressai aos tratamentos aeróbios nos casos de efluentes que possuem alta carga orgânica. Por exemplo, afluente contendo carga orgânica de 3,2 até 32 KgDQO  $m^{-3} d^{-1}$  podem ser tratados de forma anaeróbia, em comparação com 0,5 a 3,2 kgDQO  $m^{-3} d^{-1}$  utilizados nos tratamentos aeróbios (METCALF; EDDY, 2016).

Com o avanço dos estudos em tratamento de digestão anaeróbia surgiu-se a ideia do tratamento combinado de vários resíduos que se tornou uma forma de otimização do processo de digestão anaeróbia (FERNANDEZ, SANCHEZ; FONTE, 2005).

Segundo Sosnowski, Wieczorek e Ledakowicz (2003), os benefícios da co-digestão incluem a diluição de nutrientes e compostos tóxicos, melhor equilíbrio de nutrientes, aumento do efeito sinérgico de microrganismos, aumento da carga de matéria biodegradável e aumento da produção de biogás. Além disso, em condições termofílicas pode-se considerar também a estabilização higiênica, aumento da taxa de digestão.

Fernandez, Sanchez e Fonte (2005), apontam que os trabalhos com co-digestão tem sido focados na busca de sinergias ou antagonismos entre os substratos. Nestas situações, um exemplo seria os estudos de lodos de esgoto em conjunto com resíduos sólidos urbanos, os quais apontam aumento do rendimento de produção de metano. Por outro lado, tem estudos que mostram resultados negativos, que são atribuídos às características específicas dos resíduos digeridos.



No entanto, também afirmam que é importante análise de resultados de um reator anaeróbio típico no tratamento de compostos bioquímicos semelhantes, mas com diferentes níveis de inibição, pois de grande interesse para digestores anaeróbios industriais de alimentos, águas residuária de matadouros e industriais leiteiras

Para Rodrigues et al. (2010), os co-substratos podem ir desde resíduos sólidos urbanos, resíduos animais, lamas biológicas e resíduos orgânicos industriais ou agroindustriais. Estes são uma alternativa para suplementar o meio de digestão com nutrientes, permite equilibrar a matéria orgânica, tempo de retenção hidráulica de reatores, níveis de umidade. Às vezes pode ser a única solução, pois permite a diluição de potenciais substâncias tóxicas, permite o aumento da biodegradabilidade e estimulação da atividade microbiana.

### **3.4 Atividade Metanogênica Específica (AME)**

O Biogás é um conjunto de gases resultantes do processo de digestão anaeróbia, onde os principais constituintes são metano e dióxido de carbono e em pequenas proporções, hidrogênio, sulfeto de hidrogênio, nitrogênio e monóxido de carbono. No entanto, a concentração de cada componente varia com os resíduos e as condições do processo de digestão anaeróbia (SOUZA; PEREIRA; PAVAN, 2004).

O poder calorífico do biogás é praticamente próximo ao do gás natural, variando de 5000 a 7000 Kcal.m<sup>3</sup>. Portanto pode ser considerado um combustível gasoso de elevado conteúdo energético que pode ser utilizado para geração de energia elétrica, térmica ou mecânica (MARTINS; ASSIS, 2007; SOUZA; PEREIRA; PAVAN, 2004).

A conversão de substratos orgânicos a biogás pode ser determinado a partir da atividade metanogênica específica (AME), definida como a capacidade máxima de produção de metano por um conjunto de microrganismos anaeróbios, em condições específicas controladas em laboratório (AQUINO, et al., 2007).

A análise da AME é utilizada para avaliar o comportamento da biomassa e quantidade de material orgânico convertido em metano e gás carbônico. Além disso, pode indicar o bom funcionamento de reatores anaeróbios. No entanto a AME pode

variar em diferentes reatores, pois é influenciada pela natureza do substrato e pela característica da biomassa formada (SCHNEIDERS, 2013; PONTES, 2003).

De acordo com Chernicharo (1997), o teste de AME permite quantificar a atividade de lodos anaeróbios, analisar o comportamento do lodo sob efeito de compostos inibidores, determinar a presença de compostos tóxicos, avaliar a degradabilidade de substratos, estabelecer a carga orgânica máxima que pode ser aplicada a um tipo de lodo e analisar parâmetros cinéticos.

O teste de AME tem como base as quantidades conhecidas de biomassa em gramas de Sólidos Voláteis Totais (SVT) e substrato em termos de Demanda Química de Oxigênio (DQO), bem como a produção de metano nas condições pré-estabelecidas. A AME então é calculada das taxas de produtividade máxima de metano ( $\text{mlCH}_4 \text{gSVT}^{-1} \text{h}^{-1}$  ou  $\text{gDQO}_{\text{CH}_4} \text{SVT}^{-1} \text{d}^{-1}$ )

Para o monitoramento da produção do metano são utilizados diversos métodos que se diferem nos procedimentos de incubação, quanto para a quantificação do metano. Os procedimentos para incubação diferenciam-se pela variação de concentrações iniciais de substrato, biomassa e do tipo de substrato. Em relação à quantificação do metano, há métodos mais sofisticados que necessitam o emprego de cromatógrafos a gás ou respirômetros interfaceados a microcomputadores e métodos mais simples que se baseiam na purificação do metano do biogás seguida de sua quantificação (AQUINO et al., 2007).

A medição do biogás pode ser baseada em métodos manométricos ou volumétricos. Os métodos manométricos utilizam a pressão exercida sobre um sensor acoplado ao frasco de reação. Enquanto os métodos volumétricos utilizam o volume direto do biogás ou metano (AQUINO et al., 2007).

## **4. MATERIAL E MÉTODOS**

Este trabalho foi realizado no laboratório do Núcleo de Pesquisa de Engenharia Ambiental (NUEPA) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Campo Mourão.

Para alcançar os objetivos definidos, o trabalho foi desenvolvido em várias etapas. A montagem do aparato experimental, caracterização físico-química da biomassa (lodo anaeróbio), da água residuária e do lixiviado, em seguida montou-se reatores e realizou o teste de Atividade Metanogênica Específica (AME). Por fim, analisaram-se amostras nas condições iniciais e finais de cada frasco de reação e determinou-se a AME e a remoção de DQO.

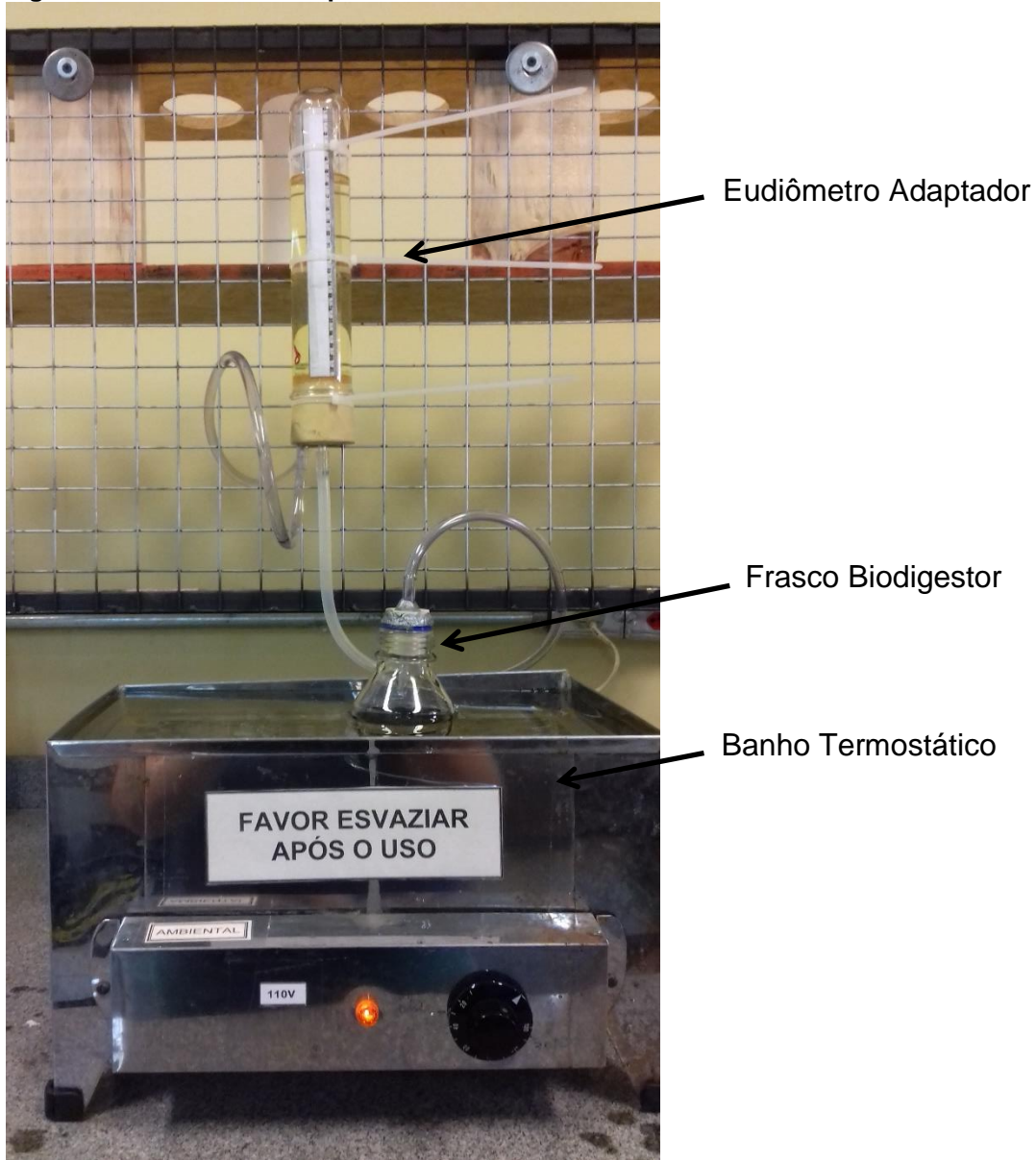
### **4.1 Montagem do aparato experimental**

A primeira etapa deste trabalho foi a montagem dos eudiômetros adaptados (Figura 2). Para isso utilizou-se macro tubos fechados com rolhas de borracha perfuradas. Nas duas aberturas das rolhas foram inseridos tubos de vidro, sendo um de aproximadamente 20 cm para saída do gás e outro para a passagem de hidróxido de sódio. Ao em torno das junções foram vedadas com cola a base de borracha termoplástica para evitar vazamentos.

Os eudiômetros foram fixados em um suporte com grade e conectados as mangueiras. Uma mangueira em cada eudiômetro foi instalada para armazenamento do hidróxido de sódio nos frascos de depósito. A liberação do gás para reiniciar a medição do eudiômetro foi realizada por meio de uma conexão em ``T`` com abertura para atmosfera.

Em cada tubo que corresponde a um eudiômetro foi anexado uma escala para a medição do volume de metano. No entanto, antes de iniciar o processo, foi realizado um teste com água tanto para verificar se haveria vazamento, bem como para determinar o volume do frasco. Por fim, colocou hidróxido de sódio nos frascos de depósitos para ser possível a realização do teste de Atividade Metanogênica Específica (AME).

Figura 2 – Eudiômetro adaptado com macrotubos.



Fonte: Autoria própria

#### 4.2 Caracterização dos dejetos suínos, água residuária e amostras

O lodo anaeróbio do biodigestor e a água residuária de suinocultura foram obtidos em uma granja no município de Mamborê (PR), onde a água residuária foi coletada sem qualquer tipo de tratamento e o lodo em lagoa anaeróbia. Enquanto o lixiviado utilizado foi coletado no aterro sanitário do município de Campo Mourão (PR). Após coletados foram realizadas análises de pH, Demanda Química de Oxigênio (DQO), série de sólidos e quando observou-se maior produção de metano

nos frascos contendo menores concentrações de lixiviado de aterro se verificou a condutividade. Tais análises seguiram métodos e referências apresentadas na Tabela 4.

**Tabela 4 - Métodos utilizados para análises físico-químicas**

<b>Parâmetro</b>	<b>Método de análise</b>	<b>Referência</b>
pH	Potenciométrico	Eaton et al. (2005)
Sólidos totais (mg L <sup>-1</sup> )	Gravimétrico	Eaton et al. (2005)
Sólidos totais fixos ((mg L <sup>-1</sup> )	Gravimétrico	Eaton et al. (2005)
Sólidos totais voláteis ((mg L <sup>-1</sup> )	Gravimétrico	Eaton et al. (2005)
Sólidos suspensos (mg L <sup>-1</sup> )	Gravimétrico	Eaton et al. (2005)
Sólidos suspensos fixos (mg L <sup>-1</sup> )	Gravimétrico	Eaton et al. (2005)
Sólidos suspensos voláteis (mg L <sup>-1</sup> )	Gravimétrico	Eaton et al. (2005)
DQO total e filtrada (mg L <sup>-1</sup> )	Espectofotométrico	Eaton et al. (2005)
Alcalinidade (mgCaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup> )	Titulométrico	Ripley et al. (1986)
Ácidos voláteis (mgHac L <sup>-1</sup> )	Titulométrico	Dillalo e Albertison (1961)
Condutividade (µs cm <sup>-1</sup> )	Potenciométrico	Rossum (1975)

Fonte: Adaptado de Kreutz (2012)

Os mesmos parâmetros e métodos juntamente com análise de Alcalinidade e Ácidos Voláteis foram utilizados para determinar as condições das amostras iniciais e finais do processo de digestão anaeróbia, de forma que possibilitou analisar a eficiência de remoção de DQO e realizar a análise da AME.

### **4.3 Teste de Atividade Metanogênica Específica**

A determinação da AME baseou-se no método volumétrico, utilizado por Alves et al. (2005), Chernicharo (1997), Rocha et al. (2001), no qual o volume de metano produzido é medido diariamente através do deslocamento de NaOH.

Foram utilizados frascos de vidro de 400 ml para a reação do processo de digestão anaeróbia. Estes frascos permaneceram em Banho Termostático a temperatura de 30°C e por uma mangueira conectado aos eudiômetros adaptados

contendo uma solução de NaOH de concentração de 5% em volume suficiente para permitir as leituras dos volumes deslocados e impedir a entrada de hidróxido de sódios nos tubos de saída de gás.

O volume de NaOH deslocado foi medido diariamente por 30 dias, assim como fatores que influenciavam o volume dentro dos frascos, como temperatura e pressão atmosférica, determinada por barômetro de Torricelli.

No teste de AME foi analisada a co-digestão de água residuária de suinocultura e lixiviado de aterro sanitário. Foram utilizadas porcentagens de 10, 20 e 30% de lixiviado na água residuária com relações de A/M de 1:1, 1:2 e 3:2, mais dois ensaios controle contendo somente biomassa, totalizando 9 tratamentos. Os itens de preparo de cada frasco de reação são apresentados na Tabela 5.

Com objetivo de entender melhor a ação do lixiviado na digestão anaeróbia juntamente com a água residuária de suinocultura foi realizado um quarto ensaio único de teste de AME com proporções menores de lixiviado, neste caso utilizou-se 3%, 6% e 9%. Os volumes utilizados nos reatores são apresentados na Tabela 6

**Tabela 5 - Composição dos Frascos Incubados para o Ensaio 1**

Tratamentos	Concentração de lixiviado (%)	A/M	Volume (ml)		
			Lodo diluído (222,22 mL L <sup>-1</sup> )	Mistura de lixiviado em ARS	Água destilada
1 e 2	0	0	200	0	200
3	10		200	7	193
4	20	1,0	200	8	192
5	30		200	9	191
6	10		200	3	197
7	20	0,5	200	3,7	196
8	30		200	4	196
9	10		200	10	190
10	20	1,5	200	11	189
11	30		200	12	188

Fonte: Autoria própria.

Tabela 6 - Composição dos Frascos Incubados para o Ensaio 2

Tratamento	Concentração de lixiviado (%)	A/M	Volume (ml)		
			Lodo diluído (85 mL L <sup>-1</sup> )	Mistura de lixiviado em ARS	Água destilada
1 e 2	0	0	200	0	200
3	3		200	88	112
4	6	1,0	200	91	109
5	9		200	94	106
6	3		200	44	156
7	6	0,5	200	46	154
8	9		200	47	153
9	3		200	133	67
10	6	1,5	200	137	63
11	9		200	141	59

Fonte: Autoria própria.

#### 4.4 Análise de dados

Após obter os dados de volume de metano produzido, temperatura e pressão determinou-se a AME em gDQOCH<sub>4</sub> gSTV<sup>-1</sup> com auxílio do Software Microsoft Excel, onde foi transformado o volume de metano em gramas de DQO com base nas Equações 1 e 2.

$$VCH_4 = \frac{DQO_{CH_4}}{K(t)} \quad (\text{Equação 1})$$

$$K(t) = \frac{PK}{R(273+T)} \quad (\text{Equação 2})$$

Onde VCH<sub>4</sub> é o volume de gás metano produzido em Litros, DQO<sub>CH<sub>4</sub></sub> é a carga de DQO removida convertida em metano em gramas, K(t) fator de correção da temperatura (gDQO L<sup>-1</sup>), P é a pressão atmosférica (1 atm), K corresponde a gramas de DQO por mol de metano e R é uma constante de gases (0,08206 atmL mol<sup>-1</sup> K<sup>-1</sup>).

Para melhor entendimento do potencial metanogênico também foram construídos gráficos. Além disso, calculou-se a eficiência de remoção de DQO e Sólidos utilizando as Equações 3 e 4, em que  $E_{DQO}$  é a eficiência de remoção de DQO,  $DQO_I$  é o valor inicial de DQO das amostras,  $DQO_F$  é o valor final de DQO das amostras, que  $E_S$  é a eficiência de remoção de sólidos,  $S_I$  é o valor inicial de sólidos das amostras,  $S_F$  é o valor final de sólidos das amostras,

$$E_{DQO}(\%) = \left[ \frac{(DQO_I - DQO_F)}{DQO_I} \right] \times 100 \quad (\text{Equação 3})$$

$$E_S(\%) = \left[ \frac{(S_I - S_F)}{S_I} \right] \times 100 \quad (\text{Equação 4})$$



## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Caracterização dos substratos

Na Tabela 7 e 8 estão apresentados os dados obtidos na caracterização físico-química da ARS e do lixiviado respectivamente.

**Tabela 7 - Caracterização Físico-Química da Água Residuária de Suinocultura (ARS)**

Parâmetros	ARS				
	N	Mín.	Máx.	Média	DP
Sólidos Totais (g L <sup>-1</sup> )	3	11,43	11,98	11,64	0,30
Sólidos Totais Fixos (g L <sup>-1</sup> )	3	8,55	10,67	9,69	1,07
Sólidos Totais Voláteis (g L <sup>-1</sup> )	3	1,31	2,88	1,95	0,83
Sólidos Suspensos Totais (g L <sup>-1</sup> )	3	4,40	6,60	5,13	1,27
Sólidos Suspensos Fixos (g L <sup>-1</sup> )	3	2,00	10,00	4,87	4,46
Sólidos Suspensos Voláteis (g L <sup>-1</sup> )	3	1,00	2,40	1,73	0,70
DQO <sub>total</sub> (g L <sup>-1</sup> )	3	116,81	159,84	132,11	24,05
DQO <sub>Filtrada</sub> (g L <sup>-1</sup> )	3	11,17	13,41	12,36	1,58

Fonte: Autoria própria.

**Tabela 8 - Caracterização Físico-Química da Lixiviado de Aterro Sanitário**

Parâmetros	Lixiviado de Aterro Sanitário				
	N	Mín.	Máx.	Média	DP
Sólidos Totais (g L <sup>-1</sup> )	3	1,80	2,29	1,97	0,25
Sólidos Totais Fixos (g L <sup>-1</sup> )	3	0,66	1,82	1,24	0,58
Sólidos Totais Voláteis (g L <sup>-1</sup> )	3	0,02	1,48	0,73	0,76
Sólidos Suspensos Totais (g L <sup>-1</sup> )	3	0,07	0,23	0,08	0,09
Sólidos Suspensos Fixos (g L <sup>-1</sup> )	3	0,01	0,05	0,04	0,02
Sólidos Suspensos Voláteis (g L <sup>-1</sup> )	3	0,04	0,23	0,05	0,10
DQO <sub>total</sub> (g L <sup>-1</sup> )	3	0,36	0,40	0,38	0,03
DQO <sub>Filtrada</sub> (g L <sup>-1</sup> )	3	0,36	0,38	0,37	0,07

Fonte: Autoria própria.

As concentrações de sólidos totais e sólidos suspensos da ARS foram superiores às concentrações do lixiviado. Os sólidos totais da ARS analisada neste trabalho apresentaram um valor médio de 11,64 g L<sup>-1</sup> e de sólidos totais voláteis tiveram 1,95 g L<sup>-1</sup>, enquanto o lixiviado 1,97 g L<sup>-1</sup> e 0,08 g L<sup>-1</sup> respectivamente. A quantidade de sólidos voláteis representa a fração de matéria orgânica consumida pelas bactérias metanogênicas (OLIVEIRA, 1993).

Para dejetos suínos, cerca de 70 a 75% dos sólidos totais são sólidos totais voláteis, já os valores de sólidos totais voláteis do lixiviado representam aproximadamente 31% do sólidos totais, ou seja, como esperado a ARS apresenta maior biodegradabilidade do que o lixiviado de aterro sanitário (OLIVEIRA; HIGARASHI, 2006; SOUTO, 2009).

O mesmo fato pode ser observado a partir dos resultados médios de DQO, onde a ARS obteve um valor de DQO total de 132,11 g L<sup>-1</sup> e o Lixiviado 0,38 g L<sup>-1</sup> de DQO total, pois, de acordo com Oliveira (1993), a DQO também é uma forma de representar indiretamente o conteúdo de matéria orgânica de um resíduo.

## 5.2 Caracterização do lodo anaerobio de biodigestor

Os resultados de caracterização do lodo anaerobio de biodigestor são apresentados na Tabela 9, que foi utilizado como inóculos de microrganismos para os reatores.

**Tabela 9 - Caracterização Físico-Química do lodo anaerobio de biodigestor utilizado como biomassa.**

Parâmetros	Lixiviado de Aterro Sanitário				
	N	Mín.	Máx.	Média	DP
Sólidos Totais (g L <sup>-1</sup> )	3	47,60	55,00	51,93	0,00
Sólidos Totais Fixos (g L <sup>-1</sup> )	3	22,20	32,40	31,90	5,62
Sólidos Totais Voláteis (g L <sup>-1</sup> )	3	20,80	25,40	22,20	2,32
Sólidos Suspensos Totais (g L <sup>-1</sup> )	3	36,80	68,00	39,90	16,52
Sólidos Suspensos Fixos (g L <sup>-1</sup> )	3	17,40	26,40	21,90	6,36
Sólidos Suspensos Voláteis (g L <sup>-1</sup> )	3	16,60	19,40	18,00	1,98
DQO <sub>total</sub> (g L <sup>-1</sup> )	3	61,87	65,34	63,81	0,78
DQO <sub>Filtrada</sub> (g L <sup>-1</sup> )	3	0,94	1,54	1,23	0,26

Fonte: Autoria própria.

A média de DQO total foi de 63,81 g L<sup>-1</sup>, sólidos totais de 51,93 g L<sup>-1</sup>, com valor mínimo de 47,60 g L<sup>-1</sup> e máximo de 55,00 g L<sup>-1</sup> de sólidos totais. Enquanto para os sólidos voláteis, que representam os microrganismos obteve-se média de 22,20 g L<sup>-1</sup>. Esses valores são próximos aos obtidos por Loureiro (2015).

Entretanto, observando valores médios dos mesmos parâmetros de diversos autores apresentados por Mago (2009) e Oliveira (1993), percebe-se a grande variação e a difícil comparação dos parâmetros, devido à diferença do sistema de manejo adotado, diluições, forma de manuseio e armazenamento dos dejetos em cada granja de suínos.

### **5.3 Condições iniciais e finais dos frascos de reações**

O pH, Alcalinidade e Ácidos voláteis estão intimamente relacionados, sendo fundamentais para o controle e operação adequada dos processos anaeróbios. O pH interfere no processo por forma direta afetando a atividade dos microrganismos e indireta afetando a toxicidade (CHERNICHARO, 1997).

De acordo com Peireira, Campos e Moterani (2009), os ácidos graxos voláteis devem estar em equilíbrio com a alcalinidade do sistema para que não ocorra inibição do processo, pois altas concentrações de ácidos graxos voláteis estão associadas a baixos valores de pH e assim como alta alcalinidade está relacionada a altos valores de pH que podem levar a falência do processo anaeróbio devido ao fato dos microrganismos desenvolverem bem em pH entre 6,5 a 7,5.

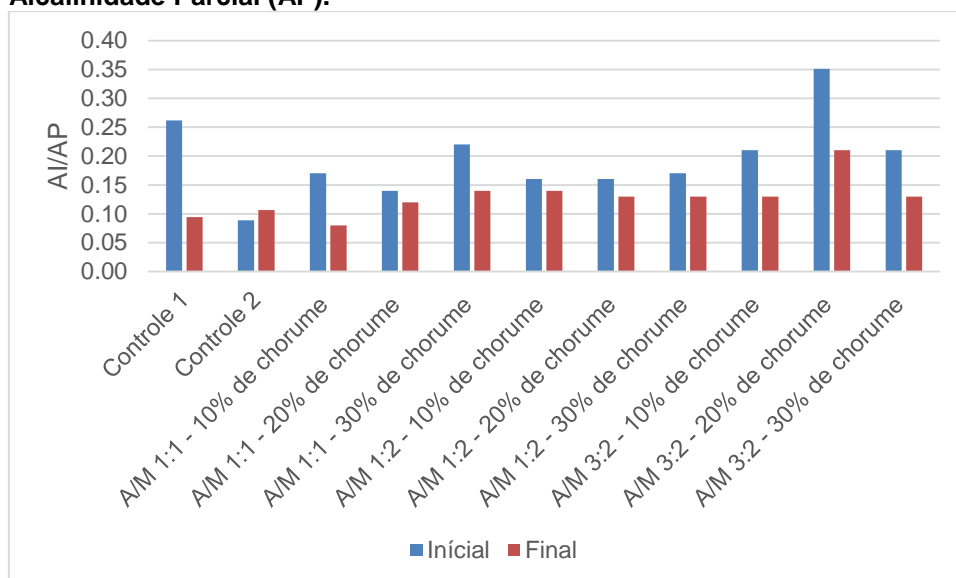
Logo para que o sistema esteja em equilíbrio e evite mudanças bruscas de pH é necessário analisar a relação entre a alcalinidade ao bicarbonato ou parcial (AP) e aos próprios ácidos graxos voláteis que podem ser estimados pela alcalinidade intermediária (AI). Essa análise deve consistir em verificar se a alcalinidade devido aos ácidos voláteis é superior à alcalinidade ao bicarbonato (CHERNICHARO, 1997).

Para Souza (1984), a alcalinidade ao bicarbonato em torno de 2.500 a 5.000 mgCaCO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup> é desejável para um bom tamponamento ao meio em digestão. Enquanto Ripley et al. (1996), indicam que ao verificar-se entre AI e AP e obter valores acima de 0,3 significa a ocorrência de distúrbios. Todavia Chernicharo (1997) salienta que devido às particularidades de cada efluente é essencial verificar individualmente as situações entre a alcalinidade e os ácidos voláteis.

Na Figura 4 são apresentadas as relações entre AI e AP nas condições iniciais e finais do processo anaeróbio de todos os tratamentos realizados no primeiro ensaio.

Ao examinar a relação AI/AP nas condições finais e iniciais dos tratamentos do primeiro ensaio verifica-se que as quantidades dos mesmos foram satisfatório para a digestão anaeróbia, com exceção do tratamento com A/M 3:2 e 20% de lixiviado uqe inicialmente possuía 0,35 para a relação AI/AP, ou seja, apresentou inicialmente um distúrbio.

**Figura 3 - Condições iniciais e finais das relações entre Alcalinidade Intermediária (AI) e Alcalinidade Parcial (AP).**



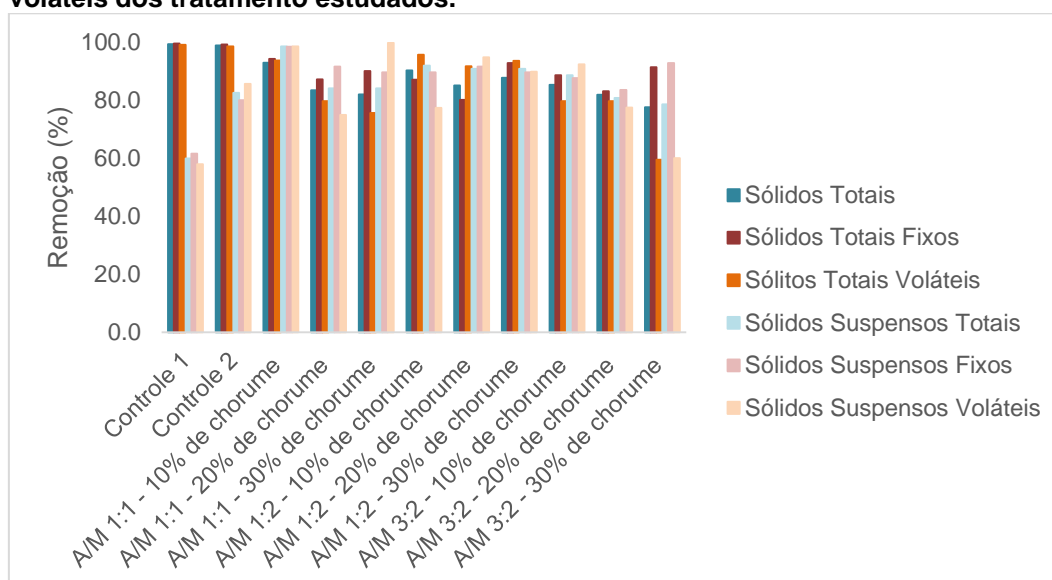
Fonte: Autoria Própria

Porém, o tratamento com A/M 3:2 e 20% de lixiviado nas condições finais apresentou equilíbrio entre a alcalinidade e ácidos voláteis como apresentado pela redução da relação AI/AP. Provavelmente este fato se deve ao tempo de incubação, que foi suficiente para a estabilização do processo anaeróbio.

Segundo Chernicharo (1997), o tempo para o crescimento bacteriano em processos anaeróbios é demorado, sendo às vezes necessário tempo de resistência celular superior a 30 dias para proporcionar a estabilização do processo, circunstância que levou a escolher o tempo de 30 dias para as análises do presente estudo.

Em termos de remoção de sólidos, observaram-se valores superiores a 50% para remoção de sólidos voláteis (Figura 4), fato que mostra alto potencial de transformação de matéria orgânica em ácidos voláteis, sendo que o tratamento contendo relação A/M 1:1 e 30% de lixiviado apresentou praticamente 100% de remoção de sólidos suspensos voláteis, indicando total degradação da matéria orgânica. Entretanto ao analisar a remoção de sólidos totais o tratamento com relação A/M 1:1 e 10% de lixiviado foi o que obteve maior remoção. Enquanto que a maior remoção de sólidos totais voláteis obtida foi 95,9% correspondente ao tratamento com relação A/M 1:2 e contendo 10% de lixiviado.

**Figura 4 - Eficiência de remoção de Sólidos Totais, Sólidos Totais Fixos, Sólidos Totais Voláteis, Sólidos Suspensos Totais, Sólidos Suspensos Fixos e Sólidos suspensos voláteis dos tratamento estudados.**



Fonte: Autoria Própria

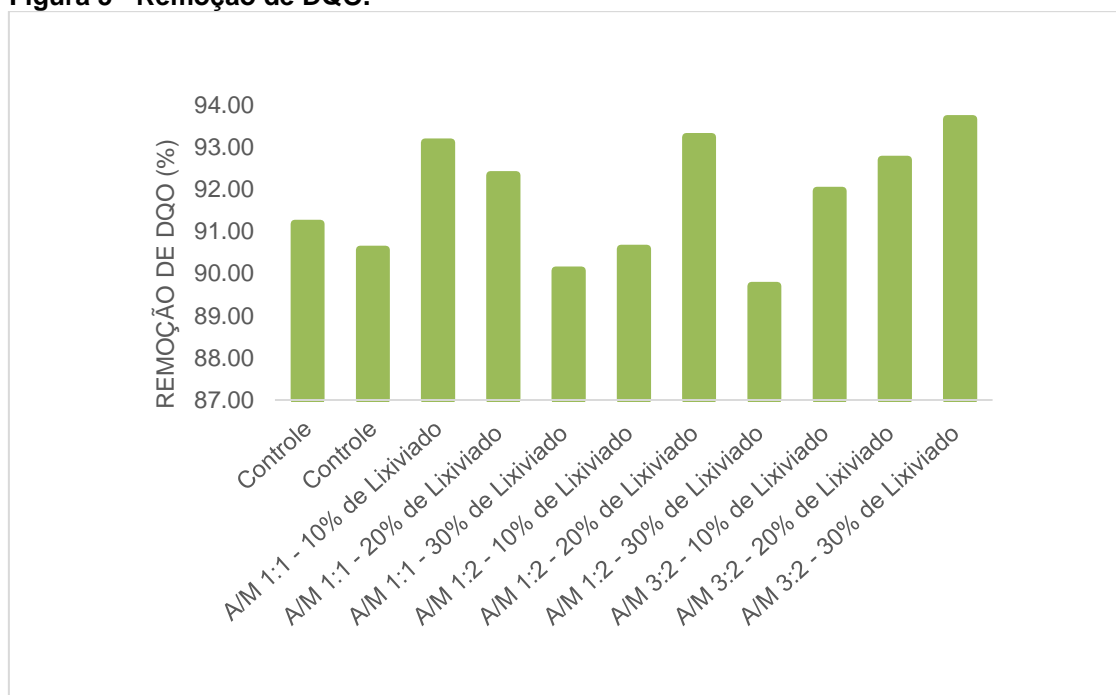
Loureiro (2015), por meio da incubação a 30°C de frascos, com capacidade de 1 L, contendo dejetos suínos em uma relação A/M 1:1 uma remoção de sólidos totais voláteis de 14,27 %. Lourenço (2006), utilizando um sistema composto de reator UASB, filtro anaeróbio e lagoa aerada facultativa para tratar dejetos suínos a uma temperatura de 25,8 °C com tempo de detenção hidráulica de 55, 40, 21 e 11 horas, obteve uma remoção de sólidos voláteis de 86%. Enquanto Costa (2007), em sua pesquisa com reator

anaerobio compartimento em série com reator UASB obteve uma média de remoção de sólidos voláteis de 57%, utilizando tempo de detenção hidráulica de 33,46 e 53,35 horas.

Já um estudo com co-digestão de dejetos suínos e vinhaça realizado por Cremonez (2015) obteve resultados de remoção de sólidos voláteis inferiores a 30%. Outro estudo com co-digestão de dejetos suínos e óleo de descarte de autoria de Orrico et al. (2015) resultou na remoção de sólidos voláteis de 41,1%.

Quanto à remoção de DQO total são apresentadas na figura 5. São apresentados os tratamentos do primeiro ensaio obtiveram-se remoções de DQO superiores a 90%.

**Figura 5 - Remoção de DQO.**



**Fonte: Autoria própria.**

Esta análise de remoção de DQO é importante por representar a biodegradabilidade da ARS e Lixiviado, condição essencial para a tratabilidade dos mesmos e para estimar a produção de metano (CHERNICHARO, 1997). Inclusive Metcalf e Eddy (2016), explicam que a remoção de DQO está associada à transformação de metano em reatores anaeróbios e ao determinar

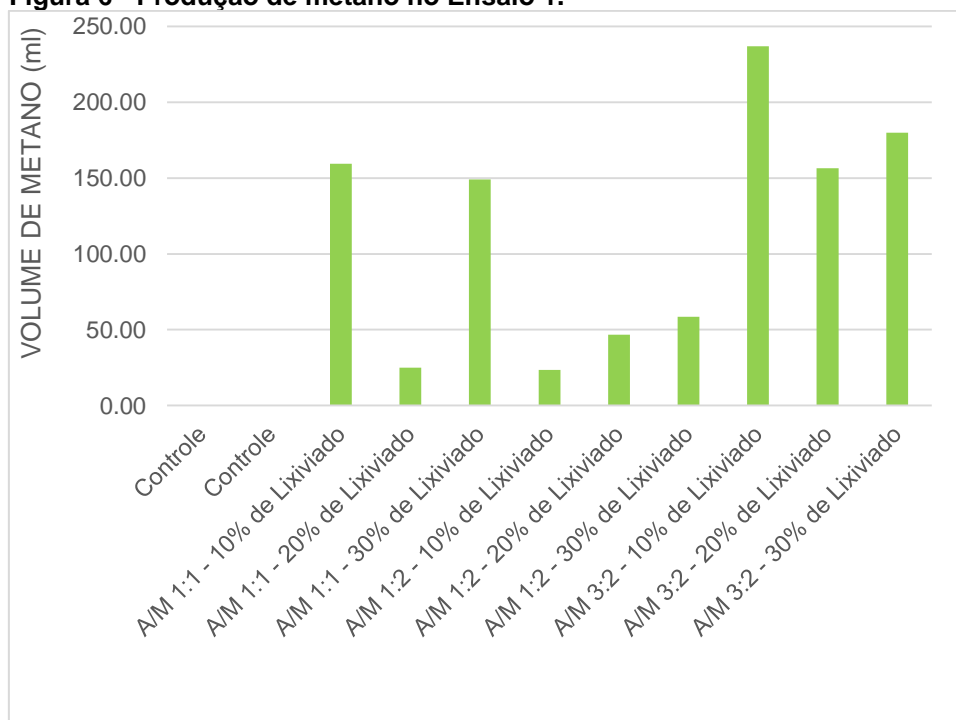
a DQO de metano é refletida a quantidade necessária de oxigênio para oxidar o metano a dióxido de carbono e água.

#### 5.4 Produção de metano e atividade metanogênica específica (AME)

Os ensaios 1 e 2, como apresentados na metodologia, continham somente lodo e água destilada e foi utilizado como controle. A utilização como “brancos” conforme explicado por Aquino et al. (2007), são utilizados para a determinação de produção endógena do lodo que precisa ser descontada na produção nos frascos com substratos. Entretanto não houve a geração de metano nos reatores de controle, por isso pode-se deconsiderá-los na análise da AME.

No ensaio 1, o maior volume de metano acumulado resultou do tratamento 9, correspondente a uma relação A/M de 1,5 e 10% de lixiviado na água residuária de suinocultura. Os volumes de metano obtidos nos tratamento neste ensaio são apresentados na Figura 6.

**Figura 6 - Produção de metano no Ensaio 1.**



Fonte: Autoria própria.

Pode-se, também ser observado que nos tratamento com relação A/M 1:1, o tratamento com 10% também se destacou, enquanto nos tratamentos com relação A/M 1:2, a maior produção de metano corresponde ao tratamento com 30% de lixiviado, sendo que os tratamento com maior quantidade de alimento em relação a microrganismo no ensaio 1 teve uma média de 191,19 mL de metano produzido relativamente superior aos os reatores que tinham menor quantidade de alimento. Nos tratamentos com menor quantidade de alimento (A/M igual 0,5) a média de produção de metano foi de 42,92 mL.. Enquanto os tratamentos com relação A/M de 1:1 obtiveram uma média de 111,20 mL.

Quanto à proporção de lixiviado observa-se que a maior média de produção correspondeu a 139,98 mL de metano, referentes aos tratamentos com 10% de lixiviado,

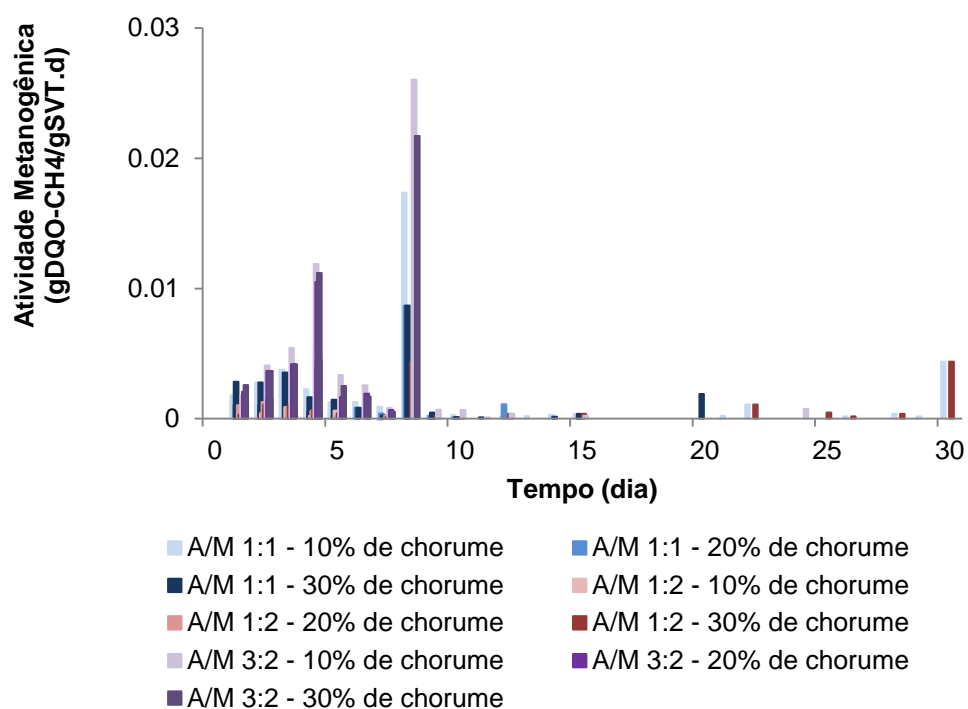
Loureiro (2015), ao realizar teste de AME, utilizando frascos com capacidade para 1 L e em cndreondição de A/M 1:1, estimou uma produção de metano acumulada de 9,665 L para 31 dias de experimento. Já Meira et al. (2017), analisando a produção de mentano da água residuária de suinocultura em três diferentes condições de relação A/M obtiveram 0,077 L, 0,895 L e 0,581 L de média de produção de metano para ensios com relação A/M 1,6; 1,0 e 0,6 respectivamente. Enquanto Schirmer et al. (2016), utilizando co-digestão de resíduos sólidos urbanos e dejetos suínos observeram produção de metano de 115 mL para relação A/M de 3:1 e de 157 mL de metano para rrelação A/M de 1:1. Entretanto, ressalta-se que cada trabalho utilizou condições ambientais operacionais dieferentes.

Portanto, para melhor compreender epsecificamente a produção de metano da co-digestão de lixiviado de aterro e água residuária de suinocultura determinou-se a AME ao longo do tempo (Figura 7). Onde se verifica que ocorreu um tempo antes de iniciar a atividade devido ao fato dos microrganismos se acostumarem aos substratos. Além disso, observa-se a estabilização da AME em todos os tratamentos antes de 12 dias. Diferentemente Loureiro (2015) e Lousada (2008), que utilizaram microrganismos que não necessitava de adaptação ao susbtratos.



Mesmo necessitando de adaptação dos microrganismos, a combinação de substratos podem ser co-digeridos com sucesso como na co-digestão estudada por Rodrigues (2005), onde utilizou como substratos efluentes de indústria de papel, resíduo agropecuário e fração orgânica de resíduos sólidos urbanos.

**Figura 7 – Atividade metanogênica específica do primeiro ensaio ao longo do tempo de incubação.**



**FONTE:** Autoria própria.

### 5.5 Teste de AME com menor proporção de lixiviado de aterro sanitário

Ao observar a maior produção de metano nos tratamentos utilizando 10% de lixiviado com relação A/M 1:1 e 3:2, notou-se a necessidade de analisar a condutividade (Tabela 10) e realizar outro teste de AME com 3, 6 e 9% de lixiviado em relação a ARS.

De acordo com Lombardi e Furley (2017), a condutividade é uma forma de medir a toxicidade do meio, e quanto mais elevados os valores, pode alterar o

transporte de compostos químicos entre o meio e o interior das células, prejudicando o metabolismo e assim afetando a digestão anaeróbia.

Portanto, os resultados de condutividade mostram que os reatores com 9% de lixiviado apresentam maior possibilidade de ocorrer inibição.

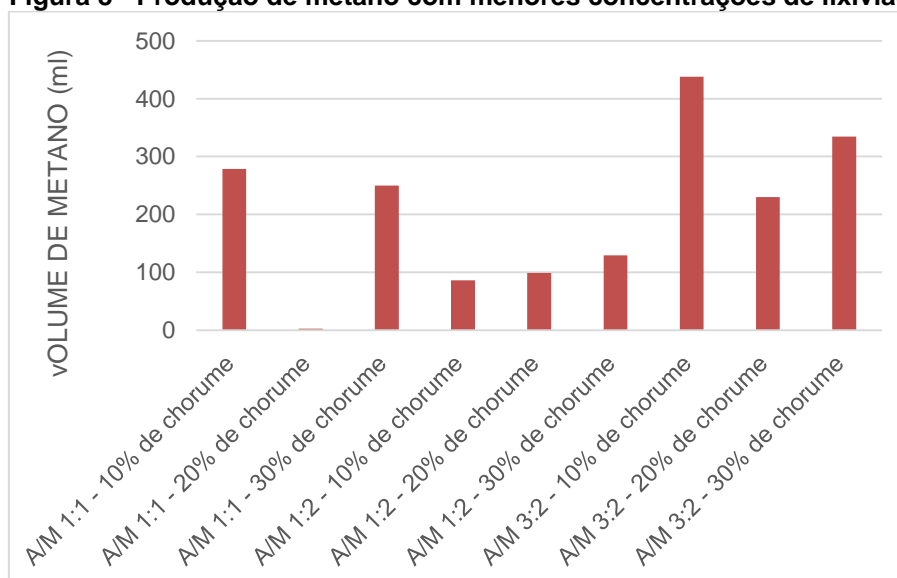
A produção de metano considerando essas informações é apresentada na Figura 8.

**Tabela 10 - Resultados de condutividade elétrica para os tratamentos com 3, 6 e 9% de lixiviado.**

Reator	Composição	Condutividade ( $\text{ms cm}^{-1}$ )	
		Inicial	Final
1	Controle	0,64	1,08
2	Controle	0,63	1,13
3	A/M 1:1 - 3% de Lixiviado	2583	3293
4	A/M 1:1 - 6% de Lixiviado	2645	3372
5	A/M 1:1 - 9% de Lixiviado	2688	3303
6	A/M 1:2 - 3% de Lixiviado	1,65	2,38
7	A/M 1:2 - 6% de Lixiviado	1,69	2,44
8	A/M 1:2 - 9% de Lixiviado	1,71	2,32
9	A/M 3:2 - 3% de Lixiviado	3272	4017
10	A/M 3:2 - 6% de Lixiviado	3194	3806
11	A/M 3:2 - 9% de Lixiviado	3641	4385

**FONTE:** Autoria própria.

**Figura 8 - Produção de metano com menores concentrações de lixiviado**

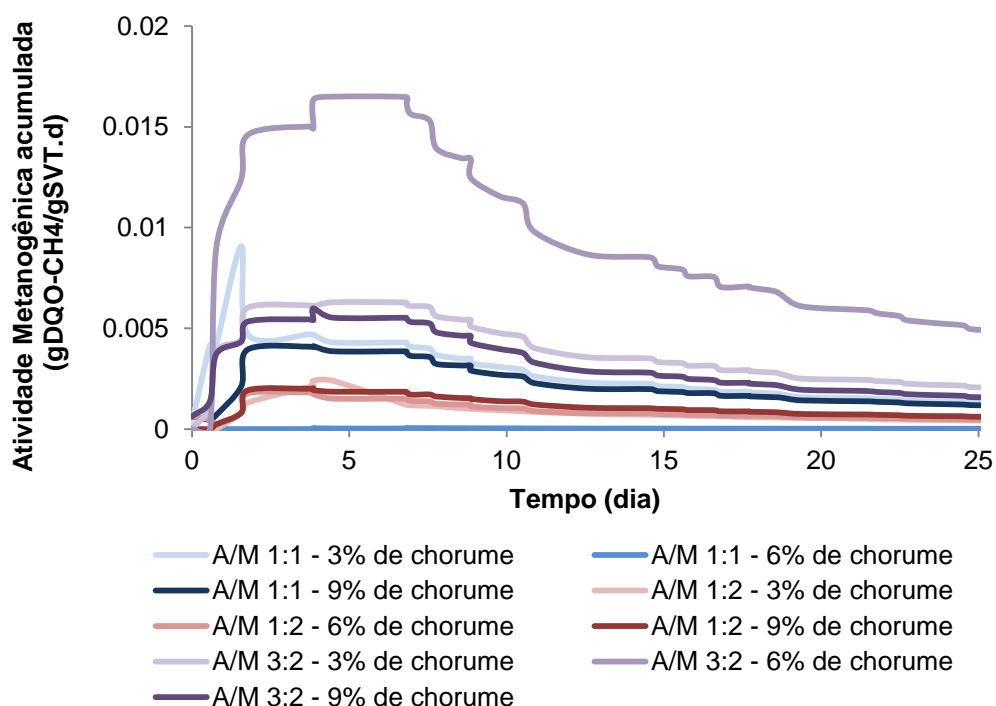


**FONTE:** Autoria própria.

Como é possível observar, neste ensaio também não houve produção endógena nos frascos de controle, sendo também desconsiderados para o cálculo de AME dos demais tratamentos.

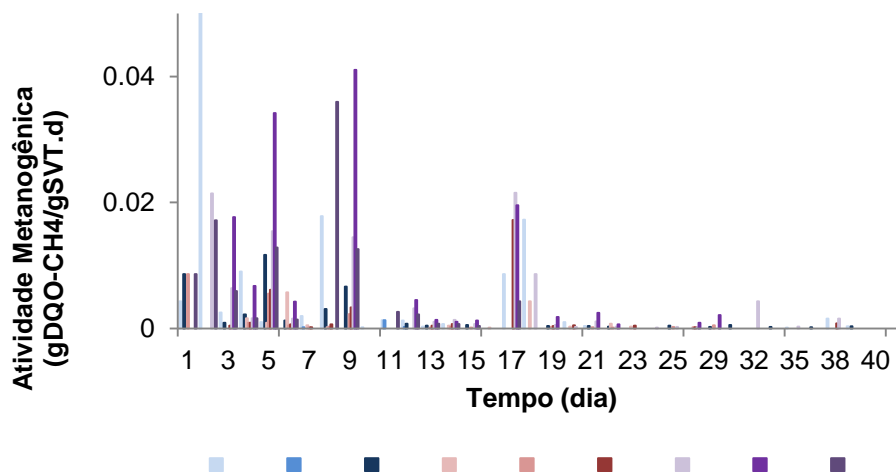
O reator com 3% de lixiviado e com relação A/M 1,5 obteve maior produção de metano até mesmo superior a testes de AME utilizando 10%, 20% e 30% de lixiviado. Além disso, praticamente todos os tratamentos tiveram estabilização da AME em praticamente em 10 dias de incubação (Figura 9 e 10).

**Figura 9 - Atividade metanogênica do Ensaio 2 ao longo do tempo de incubação**



**FONTE: Autoria própria.**

Figura 10 - Atividade metanogênica do Ensaio 2 ao longo do tempo de incubação



FONTE: Autoria própria.

Deste modo, a perspectiva é que devido à complexidade existente no lixiviado de aterro sanitário e sua provável toxicidade, quantidades elevadas do mesmo pode afetar a digestão anaeróbia, portanto sugere-se o uso de relação A/M de 3:2 e de 3 a 10% de lixiviado.

Desta forma, torna-se importante o estudo da co-digestão de lixiviado em diferentes concentrações de lixiviado, devido sua possível toxicidade que consequentemente afetará na eficiência do tratamento, assim como altas concentrações de óleo de descarte na co-digestão com dejetos suínos podem afetar a eficiência de remoção de sólidos, remoção de DQO e reduzir o potencial de produção de metano (ORRICO et al., 2015).

## 6 CONCLUSÕES

As características dos dejetos suínos apresentou alta carga orgânica como esperado, com valores médios de DQO de  $132.121 \text{ g L}^{-1}$  e  $63,18 \text{ g L}^{-1}$  para ARS e lodo respectivamente, valores superiores ao do lixiviado, o qual apresentou DQO média de  $0,38 \text{ g L}^{-1}$ , ou seja, um substrato complementa o outro.

Os resultados de alcalinidade e ácidos voláteis também mostraram favoráveis a co-digestão, enquanto os valores que remoção de sólidos e DQO foram superiores a 50 % para todos os tratamentos, ou seja, os tratamentos utilizados apresentaram eficiências satisfatórias.

Por meio da AME constatou-se que a maior produção de metano foi o correspondete a relação A/M 1,5 e 10% de lixiviado, sendo que a maior média de produção de metano em relação à quantidade de A/M foi de  $191,19 \text{ mL}$  para tratamentos contendo A/M de 1,5. O mesmo ocorreu no ensaio contendo 3, 6 e 9% de lixiviado, onde o tratamento com maior concentração de lixiviado e maior proporção de alimento obteve maior produção de metano.

Portanto, altas concentrações de lixiviado na digestão anaeróbia com dejetos suínos podem inibir o processo. Desta forma, indica-se o uso de concentrações inferiores a 10% de lixiviado para maiores eficiências de tratamento e produção de metano.

Além disso, sugere-se estudos mais detalhados da co-digestão de lixiviado de aterro sanitário e água residuária de suinocultura, como análise de nitrogênio e outros compostos tóxicos não estudados que possam interferir no processo anaeróbio, pois trabalhos com a combinação dos substratos utilizados são escassos, porém apresenta-se uma alternativa para o tratamento de ambos.

## REFERÊNCIAS

ALVES, R. G. C. de M; BELLI FILHO, P; PHILIPPI, L. S; HENN, A; MONTEIRO, L. W. da S. Digestores anaeróbios para tratamento de dejetos suínos: Avaliação de partida para diferentes configuração de reatores. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, 2005, Campo Grande. **Anais eletrônicos...** Campo Grande, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005. Disponível em: <http://pesquisa.bvsalud.org/bvsvs/resource/pt/rep-37523>. Acesso em: 24 de ago. 2016.

AQUINO, S. F; CHERNICHARO, C. A. L; FORESTI, E; SANTOS, M. de L. F. dos; MONTEGGIA, L. O. Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 2, p. 192-201 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8419**: Versão corrigida 1996: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos - Procedimentos. Rio de Janeiro, 2004.

BARROS, R. T. de V. **Elementos de gestão de Resíduos Sólidos**. TESSITURA, ed. 1, Belo Horizonte, 2012.

BIDONE, R. F. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguido de banhados construídos: Estudo de caso – central de resíduos do recreio, em Minas do Leão/ RS**. 2007, 168 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Hidráulica e Saneamento), Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007

BRASIL. **Lei nº 12.305 de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Legislação Federal.

CHERNICHARO, C., A. de I. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Reatores anaeróbios**. 1. ed. Belo Horizonte: UFMG, 1997, 245 p. 3.v.

CONTREIRA, R. C. **Tratamento biológico de líquidos percolados de aterros sanitários utilizando reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF)**. 2003, 168 f. Dissertação (Mestre em Hidráulica e Saneamento), Universidade de São Pau, São Carlos, 2003.

CORRÉA, T. **Estudo de Tratabiidade Anaeróbia de Lixiviados de Aterros Sanitários utilizando filtros biológicos operados em batelada sequencial**. 2012, 186 f. Tese (Doutor em Ciências), Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

COSTA, C. C. Da. **Avaliação de sistema anaeróbio (RAF-UASB) no tratamento de água residuária de suinocultura e aplicação via fertirrigação , em Feijão-Vagem cultivado em ambiente protegido**. Tese (Doutor em Engenharia Agrícola), Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2007.

CREMONEZ, P. A; ROSSI, E. De; FEROLDI, M; TELEKEN, J. G; FEIDEN, A; DIETER, J. Co-digestão de água residual de suinocultura e vinhaça sob diferentes condições térmicas. **Rev. De Ciências Agrárias**, v. 38, n. 1, Lisboa, 2015.

DARTORA, V; PERDOMO, C. C; TUMELEIRO, I. L. **Manejo de dejetos de suínos**. Boletim informativo de pesquisa, EMATER/RS, Concórdia, 1998, p. 32.

DIESEL, R; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA - CNPSA /EMATER/RS, 2002. 30 p. EMBRAPA.

DILALLO, R; ALBERTSON, O. E. Volatile acids by direct titration. **J. Water Pollut. Control Fed.**, v.33, p. 356–365, 1961.

EATON, A. D; CLESCERI, L. S; RICE, E. W; GREENBERG, A. B. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, 2005. p.1368.

FECK, E. **Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 2003, 323 f. Dissertação (Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

FERNANDES, G. F. R; OLIVEIRA, R. A. de. Desempenho de processo anaeróbio em dois estágios/ reator compartimentado seguido de reator UASB para tratamento de águas residuárias de suinocultura. **ENGENHARIA AGRICOLA**, v. 26, n. 1, p. 243-256, Jaboticabal, 2006

FERNANDEZ, A; SANCHEZ, A; FONT, X. Anaerobic co-digestion of a simulated organic fraction of municipal solid wastes and fats of animal and vegetable origin. **Biochemical Engineering Journal**, v. 26, p. 22-28, 2005

FERREIRA, T. B; GOBBO, C. G. R; OIVEIRA, L. T. de; OLIVEIRA, J. P. de. Análise da eficiência de leitos cultivados no tratamento de efluente suíno. In: Fórum Ambiental da Alta Paulista, **AMPAP**, v. 7, n. 12, 2011.

GOMES, L. P. **Resíduos Sólidos: Estudos de Caracterização e Tatabilidade de Lixiviados de Aterro Sanitário para as Condições Brasileiras**. Projeto PROSAB, Rio de Janeiro, ABES, 2009.

GONÇALVES, C. D. C. **Modelação do processo de digestão anaeróbia da Forsu à Escala Industrial**. Dissertação (Mestre em Engenharia do Ambiente), IFT, Lisboa, 2012.

GUIMARÃES, D; AMARAL, G; MAIA, G; LEMOS, M; ITO, M. CUSTÓDIO, S. **Suinocultura: estrutura da cadeia produtiva, panorama do setor no Brasil e no mundo e o apoio BNDES**. Agribusiness, v. 45, p. 85 – 136, 2017.

KREUTZ, C. **Comportamento de reator anaeróbio-aeróbio no tratamento de efluente bovino**. 2012, 116 f.. Tese (Doutor em Engenharia Agrícola), Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2012.

LIMA, W. S. de. **Avaliação do desempenho de remoção de poluentes de lixiviados: um estudo de caso para o sistema de tratamento do aterro municipal, de Betim - Minas Gerais**. 2006, 129 f. Dissertação (Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídrico), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.

LOMBARDI, J. B; FURLEY, T. H. Avaliação do efeito da condutividade no tratamento biológico de um efluente de fábrica de celulose. **O PAPEL**, v. 76, n. 12, p. 91-96, 2015

LOUREIRO, RENAN W. **Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de efluente de suinocultura a partir da atividade metanogênica específica**. Trabalho de Conclusão de Curso, Bacharelado em Engenharia Ambiental, UTFPR, Campo Mourão, 2015.

LOURENÇO, A. M. P. **Desempenho de um sistema composto de reator UASB, Filtro Anaeróbio e Lagoa Aerada Facultativa para tratamento das águas residuária da suinocultura**. Dissertação (Mestre em Engenharia Agrícola), Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2006.

MAGO, A. D. **Avaliação de biodigestores com o uso de dejetos de suínos, em Braço do Norte e em Concórdia**. 2009, 152 f.. Dissertação (Mestre em Engenharia Ambiental), UFSC, Florianópolis, 2009.

MASSAI, L. R; MASSAI, L.R. D. Oxidação térmica do líquido percolado (chorume) de aterros sanitários. In: Congresso Brasileiro de Ensino de Engenharia, 33, 2005, Campina Grande. **Anais eletrônicos...** Campina Grande, ABENGE/UFCEG-UFPE, 2005. Disponível em: <http://www.abenge.org.br/CobengeAnteriores/2005/artigos/SP-9-60301317887-1118080540416.pdf>. Acesso em: 24 de ago. 2016.

MARTINS, D. S; ASSIS, E. G. Estudo da viabilidade econômica da implantação de um biodigestor em uma granja de perus. In: Encontro Nacional de Engenharia de Produção, 27, 2007, Foz do Iguaçu. **Anais eletrônicos...** Foz do Iguaçu, Associação Brasileira de Engenharia de produção, 2007. Disponível em: [http://www.abepro.org.br/biblioteca/enegep2007\\_tr590444\\_9790.pdf](http://www.abepro.org.br/biblioteca/enegep2007_tr590444_9790.pdf). Acesso em: 20e set. 2016.

MEIRA, G. R. N; LANDGRAF, A. C. M; SILVA, L. E. F. Da; ARANTES, E. J; CASTRO, T. M. De. Potencial da produção de metano da água residuária de suinocultura a partir do teste de atividade metanogênica específica. In: Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais, 5, **Anais eletrônicos....** EMBRAPA, Foz do Iguaçu, 2017. Disponível em: <file:///C:/Users/User/Downloads/final8607.pdf>. Acesso em: 06 de ago. 2017.

METCALF, L; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**, AMGH, ed. 5, Porto Alegre, 2016.



MONTEIRO, V. E. D. **Análises físicas, químicas e biológicas no estudo do comportamento do aterro de Muribeca**. 2003, 232 f. Tese (Doutor em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

OESTE EM DESENVOLVIMENTO. **Transformar dejetos em energia é uma das saídas para a suinocultura**. Disponível em: <http://www.oesteemdesenvolvimento.com.br/forum/noticias/transformar-dejetos-em-energia-e-uma-das-saidas-para-a-suinocultura>. Acesso em: 20 Set. 2017.

OLIVEIRA, P. A. V. de. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suíno**. EMBRAPA - CNPSA - EMATER/RS, Concórdia, 1993, p. 180, EMBRAPA

OLIVEIRA, P.A.V. de; HIGARASHI, M.M. **Geração e utilização de biogás em unidades de produção de suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2006.

ORRICO, A. C. A; SUNADA, N. Da S. LUCAS JUNIOR, J. De; ORRICO JUNIOR, M. A. P; SCHWINGEL, A. W. Co-digestão anaeróbia de dejetos suínos e níveis de inclusão de óleo de descarte. **Rev, Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 4, p. 657-664, Jaboticabal, 2015.

PEREIRA, E. L; CAMPOS, C. M. M; MOTERANI, F. Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiota de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) tratando efluentes de suinocultura. **Amb-Agua**, Taubaté, v. 4, n. 3, p.157-168, 2009.

POHLAND, F.G.; HARPER, S.R. Critical review and summary of leachate and gas production from landfills.. Hazardous Waste Environmental Research Laboratory, **Office of Research and Development**, United States Environmental Protection Agency, 165 f., 1985.

PONTES, P. P. **Reatores UASB aplicados ao tratamento combinado de esgotos sanitários e lodo excedente de filtro biológico percolador**. 2003, 198 f. Tese (Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.

PRIOR, M; SMANHOTTO, A; SAMPAIO, S. C; NOBREGA, L. H. P; OPAZO, M. A. U; DIETER, J. Acúmulo e percolação de fósforo no solo devido à aplicação de água residuária de suinocultura na cultura do milho (*Zea mayas L.*). **Pesquisa Aplicada e Agrotecnologia**, v. 2, n.1, p. 89-06, 2009.

RENOU, S; GIVANDAN, J. G; POULAIN, S; DIRASSOUYAN, F; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, v. 150, p. 468-493, 2008.

RIPLEY, L. E; BOYLE, W. C; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal of water pollution control federation**, v. 58, n.5, p. 406-411. 1986

ROCHA, M. A. G. da; FLORENCIO, L; KATO, M. T; SILVA, A. M. R. B. da. Avaliação e comparação entre a atividade metanogênica específica de lodos de esgotos doméstico e industriais. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21, 2001, Recife. **Anais eletrônicos...** Recife, Associação Brasileira de

Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001. Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/brasil/ii-115.pdf>. Acesso em: 24 de ago. 2016.

RODRIGUES, A. A. L. De S. **Co-digestão anaeróbia de resíduos de natureza orgânica**. Dissertação (Mestre em Gestão Ambiental, Materiais e Valorização de Resíduos), Universidade de Aveiro, Lisboa, 2005

RODRIGUES, L. S; SILVA, I. J. da; ZOCRATO, M. C. de O; PAPA, D. N; SPERLING, M. V; OLIVEIRA, P. R. de. Avaliação de desempenho de reator UASB no tratamento de águas residuária de suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campo Grande, v. 14, n. 1, p. 94-100, 2010.

ROSSUM, J.R. 1975. Checking the accuracy of water analyses through the use of conductivity. *J. Amer. Water Works Assoc.* 67:204.

RUSSO, M. A. T. **Avaliação dos processos de transformação de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário**. 2005, 320 f, Tese (Doutor em Engenharia Civil). Universidade do Minho, 2005.

SÁ, L. F. de; JUCÁ, J. F. T; SOBRINHO, M. A. da M. Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar. *Revista Ambiente e Água*, Taubaté, v. 7, n. 1, p. 204-217, 2012.

SCHIRMER, W. N; BARBOSA, F. J. L; CABRAL, A. R; CROBADOR, M. I. C; CAPANEMA, M. A. Geração de biogás a partir da co-digestão anaeróbia de resíduos sólidos municipais com dejetos suíno. *Ciência e Tecnologia*, v. 8, Jaboticabal, 2016.

SCHNEIDERS, D; SILVA, J.D. de; TILL, A; LAPA, K. R; PINHEIRO, A. Atividade metanogênica específica (AME) de lodos industriais provenientes do tratamento biológico aeróbio e anaeróbio. *Revista Ambiente e Água*, v. 8, n. 2, p. 135-145, 2013.

SEGATO, L. M.; SILVA, C. L. da. Caracterização do chorume do aterro sanitário de Bauru. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27, **Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2002, Porto Alegre.

SILVA, F. C. M. **Tratamento dos dejetos suínos utilizando lagoas de alta taxa de degradação em batelada**. 1996. 115 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1996. .

SOSNOWSKI, P; WIECZOREK, A; LEDAKOWICZ, S. Anaerobic co-digestion of sewage sludge, and organic fraction of municipal solid wastes. *Advances in Environmental Research*, v.7, p. 609-616, 2003,

SOUTO, G. D. de B. **Lixiviado de aterro sanitário brasileiro: estudo de remoção de nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (``stripping``)**. 2009, 371 f. Tese (Doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento). Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

SOUZA, M. E. Fatores que influenciam na digestão anaeróbia. Revista DAE, v. 44, n. 137, 1984.

SOUZA, S. M. de; PEREIRA, W. C; PAVAN, A. A Custo da eletricidade gerada em conjunto motor gerador utilizando biogás da suinocultura. **Acta Scientiarum. Technology**, Maringá, v. 26, n. 2, p. 127-133, 2004.

TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN,H; VIGIL, S. Integrated Solid Waste Management Engineering Principles and Management Issues, **McGraw-Hill**, Inc.,New York, 949 p. 1993.

VERSIANI, B. M. **Desempenho de um reator UASB submetido a diferentes condições operacionais tratando esgotos sanitários do campus da UFRJ**. 2005, 88 f. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, J2005.