

**ASSOCIAÇÃO CARUARUENSE DE ENSINO SUPERIOR
CENTRO UNIVERSITÁRIO TABOSA DE ALMEIDA (ASCES-UNITA)**

CURSO: ENGENHARIA AMBIENTAL

**DÁRIO CARLOS DA SILVA
JHUANNYTO PEREIRA DA SILVA**

**ESTUDO DAS POTENCIALIDADES DE UTILIZAÇÃO DE RESÍDUOS
AVÍCOLAS PARA GERAÇÃO DE BIOGÁS VIA PROCESSOS
ANAERÓBIOS**

Caruaru

2019

DÁRIO CARLOS DA SILVA
JHUANNYTO PEREIRA DA SILVA

**ESTUDO DAS POTENCIALIDADES DE UTILIZAÇÃO DE RESÍDUOS
AVÍCOLAS PARA GERAÇÃO DE BIOGÁS VIA PROCESSOS
ANAERÓBIOS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao NTCC do Centro Universitário Tabosa de Almeida – ASCES-UNITA, como requisito para obtenção do grau de bacharel em Engenharia Ambiental, sob orientação do Professor DSc. Deivid Sousa de Figueiroa.

CARUARU
2019

DÁRIO CARLOS DA SILVA
JHUANNYTO PEREIRA DA SILVA

**ESTUDO DAS POTENCIALIDADES DE UTILIZAÇÃO DE RESÍDUOS
AVÍCOLAS PARA GERAÇÃO DE BIOGÁS VIA PROCESSOS
ANAERÓBIOS**

Aprovados em: __/__/2019.

Nota: _____

Profª. MSc. Mariana Ferreira Martins Cardoso
ASCES-UNITA
(Examinador 1)

Profª. DSc. Maria Monize Morais
ASCES-UNITA
(Examinador 2)

Prof. DSc. Deivid Sousa de Figueiroa
ASCES-UNITA
(Orientador)

CARUARU
2019

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradecemos a Deus por nos abençoar sempre e não foi diferente durante nossa jornada até aqui. Agradecer por nos dar saúde e nos proporcionar a oportunidade de estar concluindo o curso de Bacharel em Engenharia Ambiental. Tempos convicção que sem Ele nada disso seria possível e que todo agradecimento ainda é pouco diante de tantas bênçãos.

Agradecemos as nossas mães, Maria da Silva Carlos e Maria Marluce da Silva, por sempre nos apoiar e nos dar incentivos para não desistir, por maior que sejam os obstáculos. Sem dúvida, servem de inspiração por serem as guerreiras que são, enfrentando as adversidades da vida sempre com perseverança e otimismo. Que Deus as abençoe sempre mais!

Às nossas esposas, Natali Carla da Silva e Débora Daniela Silva, por terem sido sempre pacientes, compreensivas e nos apoiarem, principalmente nas longas madrugadas de estudo para as disciplinas de cálculo. Que as bênçãos divinas estejam sobre nossos lares e creiam sempre que o futuro certamente nos trará recompensas por todo esse esforço.

Aos nossos familiares em geral, pela torcida apoio e pelas palavras de incentivo, que foram e são de extrema importância para continuarmos buscando sempre o melhor de nós.

Aos nossos amigos Isadora, Aminadabe e Matheus que, juntos conosco, compõem o “QUINTETO FANTÁSTICO”. Sim, fomos e somos fantásticos, no companheirismo e nos estudos, cremos que essa amizade irá transcender os muros da faculdade e perdurar por toda vida.

Ao corpo docente do curso de engenharia ambiental do Centro Universitário Tabosa de Almeida, representado pela nossa querida coordenadora Mariana Ferreira Martins Cardoso. Temos ciência que cada momento, cada atividade, até os “nãos” que recebemos, foram para nosso aprendizado e crescimento como profissionais e pessoas melhores.

Ao nosso orientador, Dr. Deivid Sousa de Figueiroa, por toda experiência e sabedoria transmitidas, pela paciência, atenção e apoio, nos atendendo muitas vezes em horários tidos como inconvenientes. Agradecemos por ter se dedicado tanto ao nosso projeto e ter acreditado desde o início no nosso potencial.

Gostaríamos de estender os agradecimentos à nossa amantíssima docente Luíza Feitosa Cordeiro de Souza, por nos auxiliar sempre que precisamos. Por todas as vezes que, mesmo com outras tarefas, ia ao laboratório conosco para nos ensinar alguma técnica ou procedimento analítico. Deus te abençoe sempre!

Aos funcionários do Centro Universitário Tabosa de Almeida, que nos atenderam com muita presteza sempre, em especial aos técnicos de laboratório Gustavo, que nos auxiliou na montagem da bancada para nossas atividades, Letícia, Katia, e a farmacêutica e pesquisadora Alinne Élide que várias vezes abriam os laboratórios para que pudéssemos realizar nossas pesquisas. Somos gratos pela paciência e dedicação.

Agradecer também à família Vasconcelos, na pessoa do Sr. Antônio Kleber, que nunca hesitou em contribuir, enquanto empregador, liberando-me (Dário) para tratar de assuntos pertinentes à faculdade. Deus proteja e abençoe sempre esta família!

Agradecer também a todos que, de alguma forma, contribuíram para nossa chegada até aqui. Não citaremos nomes para não esquecer alguém, mas a lista é grande...

E um agradecimento especial para todos aqueles que duvidaram do nosso sucesso e que não torceram para chegarmos até aqui, isso serviu de combustível para alimentar nossa máquina de sucesso que está apenas iniciando sua jornada.

DEDICATÓRIA

Agradecemos as nossas mães, Maria da Silva Carlos e Maria Marluce da Silva, por sempre nos apoiar e nos dar incentivos para não desistir, por maior que sejam os obstáculos. Sem dúvida, servem de inspiração por serem as guerreiras que são, enfrentando as adversidades da vida sempre com perseverança e otimismo.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. QUESTÃO NORTEADORA	15
3. OBJETIVOS	16
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
4.1 RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS	17
4.1.1 Resíduo animal	17
4.1.2 Resíduo avícola	18
4.1.3 Produção de energia usando resíduos	19
4.2 BIOGÁS	19
4.3 BIORREATORES	20
4.3.1 Reator do tipo Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB)	21
4.3.2 Reator anaeróbio estático formato garrafa	23
4.4 BIODIGESTÃO ANAERÓBIA	27
4.4.1 Atividade Metanogênica Específica	30
4.4.1.1 Quantificação do metano gerado	30
4.4.2 Crescimento Microbiano	30
5. MATERIAIS E MÉTODOS	33
5.1 MATERIAIS	33
5.1.1 Coleta do substrato <i>in natura</i>	33
5.2 METODOLOGIA	35
5.2.1 Demanda Química de Oxigênio - DQO	36
5.2.2 Determinação de nitrogênio total e amoniacal	37
5.2.3 Determinação de fósforo	38
5.2.4 Determinação dos sólidos	38
5.2.5 Atividade Metanogênica Específica – AME	39
6. RESULTADOS	41
6.1 CARACTERIZAÇÃO DO RESÍDUO	41
6.2 FASES DO PROCESSO DE BIODIGESTÃO EM RELAÇÃO AO TEMPO DE INOCULAÇÃO DOS BIORREATORES	42
6.3 PRODUÇÃO DO BIOMETANO	44
6.4 DETERMINAÇÃO DA AME	45

6.5 RESÍDUO DA BIODIGESTÃO ANAERÓBIA.....	49
7. CONCLUSÃO	51
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	53

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Esquema interno de um biorreator UASB	22
Figura 2: Configuração interior do reator estático tipo garrafa	24
Figura 3: Configuração de montagem de um reator estático tipo garrafa	26
Figura 4: Fluxograma da montagem do experimento	27
Figura 5: Estágios do processo de biodigestão anaeróbia	28
Figura 6: Representação gráfica da taxa máxima de produção de metano	30
Figura 7: Perfil de crescimento microbiano	32
Figura 8: Vísceras processadas	34
Figura 9: Lodo granular oriundos de ETE cervejaria	35
Figura 10: Distribuição das espécies de nitrogênio amoniacal em função do pH.....	38
Figura 11: Comportamento dos 4 reatores durante a incubação.	43
Figura 12: Comportamento dos reatores R2 e R3 durante a biodigestão	38
Figura 13: AME nos reatores durante 18 dias	42
Figura 14: AME nos reatores R2 e R3 durante 23 dias	48

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios	21
Tabela 2: Concentração dos reagentes para preparação das soluções nutrientes...	25
Tabela 3: caracterização do lodo utilizado neste trabalho.....	42
Tabela 4: Principais variáveis relacionadas com a biomassa residual	36
Tabela 5: Caracterização do resíduo avícola	41

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1: Equação Carga Orgânica Volumétrica	22
Equação 2: Equação do Volume útil	23
Equação 3: Equação do volume de lodo úmido a ser adicionado no reator.....	24
Equação 4: Equação de Monod	Erro! Indicador não definido.
Equação 5: Relação da luz com a atividade dos microrganismos	Erro! Indicador não definido.

LISTA DE ABREVIATURAS

AGV	Ácidos graxos voláteis
AME	Atividade metanogênica específica
APHA	American Public Health Association
CH ₄	Metano
COV	Carga orgânica volumétrica
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
H	Hidrogênio
Kg	Quilograma
L	Litro
m ³	Metros cúbicos
mg	Miligrama
PEAD	Polietileno de alta densidade
pH	Potencial hidrogeniônico
PVC	Policloreto de Vinila
R1	Reator 1
R2	Reator 2
R3	Reator 3
R4	Reator 4
TDH	Tempo de detenção hidráulica
TRC	Tempo de retenção celular
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket

RESUMO

A matriz energética brasileira passou por mudanças consideráveis, relacionando-se com décadas atrás. A busca por alternativas que venham baratear a produção ou, até mesmo, formas de produção mais limpas e que tenham uma boa eficiência, são alvos de diversos estudos de viabilidade. Nesse contexto, este trabalho apresenta, como alternativa para a produção de bioenergia, um estudo de potencialidade de geração de biogás a partir de vísceras avícolas. Esse tipo de substrato animal apresenta uma grande quantidade de matéria orgânica. É preciso, contudo, fazer uma caracterização que permita expressar os valores de seus constituintes, através de aferição de pH, testes de DQO, série de sólidos, nitrogênio total e amoniacal, fósforo e faixa de temperatura. Essa rotina é importante para que se possa obter parâmetros e, caso necessário, ajustes em variáveis essenciais a qualquer processo degradativo. Um outro ator nesse processo são os microrganismos que serão usados para converter o substrato em biogás. Neste trabalho foi utilizado lodo proveniente de uma ETE de cervejaria, localizada na Região Metropolitana do Recife. Após caracterização dos microrganismos e inoculação destes nos reatores, e com um Tempo de Detenção Hidráulica relativamente curto, foi possível obter resultados bastante consideráveis, com relação a degradação do substrato avícola, sendo este parâmetro avaliado através da Atividade Metanogênica Específica, que teve uma média bastante expressiva de $0,33 \text{ gDQO-CH}_4 \text{ gSSV.d}^{-1}$, e produção final de metano, que chegou a 338 mL para cada 10 g de substrato avícola.

Palavras-chave: Substrato avícola; lodo industrial; atividade metanogênica específica; metano.

ABSTRACT

The Brazilian energy matrix underwent considerable changes, relating to decades ago. The search for alternatives that will reduce production or even cleaner and more efficient forms of production are the targets of several feasibility studies. In this context, this work presents, as an alternative for bioenergy production, a study of potential biogas generation from poultry viscera. This type of animal substrate presents a large amount of organic matter. It is necessary, however, to make a characterization so that parameters can be obtained and, if necessary, adjustments in variables essential to any degradation process. Another actor in this process is the microorganisms that will be used to convert the substrate into biogas. In this work, sludge from a brewery plant was used, located in the Metropolitan Region of Recife. After characterization of the microorganisms and their inoculation in the reactors, and with a relatively short Water Detention Time, it was possible to obtain quite considerable results in relation to the degradation of the poultry substrate, being this parameter evaluated through the Specific Methanogenic Activity, expressing $0.33 \text{ gDQO-CH}_4 \text{ gSSV.d}^{-1}$, and final methane production, which reached 338 mL for every 10 g of avian substrate.

Keywords: poultry substrate; industrial sludge; specific methanogenic activity; methane.

1. INTRODUÇÃO

O crescimento da população vem em um ritmo acelerado, trazendo junto a necessidade por mais energia e, por conseguinte, mais meios de conseguir esta energia. Para as próximas décadas há perspectivas de crise no setor energético, devido ao descompasso entre o crescimento da demanda e a incapacidade de a oferta acompanhar este ritmo de expansão (ANEEL, 2008).

A agropecuária também segue em um crescimento vertiginoso, tentando acompanhar a ascensão populacional, tendo como base índices crescentes em produtividade e a transformação agroindustrial. O fato negativo é que, junto com todo esse crescimento e avanços no setor, a enorme geração de resíduos torna-se inevitável. Isto pode vir a ser um problema socioambiental, uma vez que o risco de contaminação resultante de descarte indevido desses resíduos é relativamente alto, o que pode causar um desequilíbrio no ecossistema local e, de uma forma ainda mais crônica, pode acarretar a morte de espécies nativas de alguns biomas, contaminações em fontes hídricas, disseminando doenças zoonóticas, produzindo odores e emissões de gases de efeito estufa (SEVERO et al., 2006; REI et al., 2009).

As fontes alternativas de geração de energia estão, cada vez mais, na mira de grandes produtores, indústrias e sociedade de uma forma geral. Estes meios de geração de energia são alternativas tecnológicas para suprir as necessidades locais, gerando resultados satisfatórios e melhorias na gestão dos recursos financeiros e ambientais (ANEEL, 2008).

O estudo e emprego de formas da chamada energia limpa estão em constante crescimento. Figuram como principais alternativas: a conversão de energia mecânica em energia elétrica através de torres eólicas, a captação da energia proveniente do Sol através de placas eletrovoltaicas que convertem essa radiação em energia elétrica e o uso de biomassa para produção de biodiesel, etanol e biogás. O biogás tem um bom potencial energético, uma vez que o metano (CH_4) pode representar entre 55 e 80% da composição desse biogás. Por sua característica, essa fonte energética é considerada como uma das alternativas para utilização na matriz energética brasileira (FEAM, 2015).

A digestão anaeróbia da biomassa é um processo natural ligado ao ciclo biogeoquímico do carbono que ocorre a partir da decomposição da matéria orgânica,

na ausência do oxigênio, em que os compostos orgânicos complexos são degradados por diferentes grupos de microrganismos através de distintas reações bioquímicas interdependentes – fermentações, oxidações, reduções (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

A metanização, ou seja, o processo necessário para que ocorra a conversão da biomassa em biogás, só pode ocorrer a partir do momento em que as variáveis do sistema atendam às necessidades dos microrganismos que irão decompor essa matéria orgânica. As principais variáveis são: temperatura, sólidos totais, suspensos, voláteis e fixos, pH, alcalinidade, DBO e DQO, a relação C:N:S:P, além do volume e frequência na produção do resíduo e presença de substâncias que possam atrapalhar o processo (inibidores). É importante salientar que as características da biomassa irão determinar diretamente quais serão as características dos subprodutos gerados na digestão anaeróbia (VITOR, 2010).

A correta escolha e monitoramento dos reatores utilizados no processo de digestão anaeróbia também são questões de suma importância, uma vez que o uso correto do reator correto pode otimizar a produção do biogás, convertendo uma maior quantidade de resíduo e gerando menos subprodutos do processo de metanização (FEAM, 2015).

Um levantamento sobre os potenciais de geração de metano a partir dos resíduos de abatedouros avícolas ressaltaram a importância do aproveitamento desses resíduos com potenciais de: 0,20 - 0,25 m³ de CH₄.kg⁻¹ de carcaça de aves; 0,10 - 0,15 m³ de CH₄.kg⁻¹ de cama de frango; 0,05 m³ de CH₄.kg⁻¹ de pena; 0,10 m³ de CH₄.kg⁻¹ de sangue, e 0,30 m³ de CH₄.kg⁻¹ de vísceras, pés e cabeça (SALMINEN; RINTALA, 2002).

É necessário levar em consideração também os fatores ambientais do local onde as aves são criadas como, por exemplo, a temperatura. Um outro fator preponderante é o tipo de ração que as aves recebem. Esses fatores podem contribuir, em alguns casos, para o crescimento da ave ou para que esta tenha características diferentes das aves de uma outra localidade, como gordura, por exemplo (EMBRAPA, 2017).

2. QUESTÃO NORTEADORA

A agroindústria voltada para o abate de aves, é uma das atividades que mais geram efluentes oriundos do tratamento do animal abatido para o consumo. Atualmente os resíduos como as vísceras e outras partes tidas como não consumíveis pelo humano, são destinadas para produção de ração animal, depois de passar por um tratamento que as tornam em farinha (BELLAYER, 2001).

Existe um grande potencial para produção de matriz energética a partir dos rejeitos avícolas, utilizando técnicas corretas e uma biodigestão satisfatória, que possibilite a produção de gás através da transformação físico-química. Alguns microrganismos que fazem parte do processo de biodigestão anaeróbia, são capazes de consumir matéria orgânica e excretarem gases, dos quais podemos destacar o Metano (CH_4) e o Hidrogênio (H_2), ambos com alto teor de inflamabilidade (ANEEL, 2008; CHERNICHARO, 2007).

Nesse contexto, com a potencialidade aparente dos resíduos avícolas gerados em diversos abatedouros em todo Brasil, pode-se utilizar esses rejeitos para produção de uma energia limpa?

3. OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Analisar as potencialidades de utilização de resíduos avícolas para geração de biogás via processos anaeróbios.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar físico-quimicamente os resíduos avícolas através de protocolos laboratoriais;
- Determinar a Atividade Metanogênica Específica (AME).

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS

Existe uma diversidade de substâncias com grandes possibilidades de geração de energia, provenientes de processos agroindustriais. Esses processos geram alguns rejeitos, que se forem beneficiados de forma adequada e com técnicas específicas poderão ser potenciais geradores de energia (ANEEL, 2008). Os resíduos provenientes da agroindústria são de origem animal e/ou vegetal, como exemplo podem ser citados o bagaço da cana de açúcar, a fécula da mandioca, excrementos ou vísceras animais. Na atualidade, a energia obtida através do reaproveitamento de resíduos agroindustriais vem se destacando, sendo responsável pela segunda maior fração na composição da matriz energética brasileira, no tocante à produção de energia elétrica, em 2016 foi registrado a geração de 8,8% do total de energia produzida no país, superando os 8,1% da produção a partir do gás natural (MME, 2017).

4.1.1 Resíduo animal

A indústria pecuária é uma das atividades econômicas que mais produzem resíduos, que podem ser líquidos, devido a limpeza dos locais de confinamento onde são criados os animais ou do efluente obtido pelo processo de abate dos animais. Nos casos em que não seja aplicado o tratamento e descarte correto desses rejeitos, eles se tornam grandes poluidores. Em algumas propriedades e indústrias rurais, estão sendo implantados biodigestores para produzir gás a partir dos rejeitos obtidos no processo, nesse caso o resíduo mais utilizado é o esterco dos animais (GASPAR, 2003).

Nos abatedouros são gerados subprodutos que possuem a denominação de graxaria, que é composto por partes não consumíveis dos suínos, bovinos e aves. Na avicultura o resíduo visceral gerado no abate dos animais, vem sendo atualmente reaproveitado para produção de farinha utilizada no mercado de ração animal. O mercado do reaproveitamento desse resíduo, é de grande importância do ponto de vista econômico, social, saúde pública e sobretudo ambiental, visto que esses resíduos não serão descartados no meio ambiente (BELLAVAR, 2001).

O Brasil é o segundo maior produtor de frango de corte do mundo, com uma produção média de 13.150 milhões toneladas por ano, ficando atrás dos Estados

Unidos. Na exportação dessa proteína o Brasil lidera o ranking, exportando uma média de 3.847 milhões toneladas por ano (EMBRAPA, 2017).

4.1.2 Resíduo avícola

As vísceras avícolas podem ser classificadas como biomassa de alto teor nutritivo e com grande probabilidade para aproveitamento em processos de transformação, através de biodigestão anaeróbia. O grande volume de rejeitos gerados nos processos de abate dessas aves, sustentam a possibilidade de geração de energia a partir dos resíduos avícolas, o que já foi comprovado utilizando o mesmo tipo de biomassa oriunda de Tilápias para geração de biogás. A composição dos resíduos do processo de abate é formada basicamente pelo intestino e estômago, que representam, em média, 2,52% da massa corpórea da ave (OCKERMAN; HANSEN, 1994).

Os resíduos avícolas possuem um alto teor lipídico (óleos e graxas). Óleos e graxas são substâncias orgânicas de origem animal, mineral ou vegetal. Geralmente são hidrocarbonetos, gorduras, ésteres, entre outros que, em seu processo de decomposição, reduzem o oxigênio dissolvido elevando a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO) (METCALF; EDDY, 1991).

Essa característica pode ser categorizada como um dos principais possíveis inibidores dos processos de transformação de biomassa em outro produto, pois quando a mesma é empregada em operações de biodigestão, as moléculas de lipídeos, por possuírem grandes cadeias de carbono, podem inibir o processo de degradação microbiana, processo esse responsável pela biodigestão anaeróbia (CHERNICHARO, 2007).

A gordura de frango, atualmente um resíduo industrial, corresponde a aproximadamente 2,0 a 2,5% do peso da carcaça (GOMES, 2005) e pode ser separada em duas frações: a oleína, que é totalmente líquida devido ao menor teor de ácidos graxos saturados e a estearina, que apresenta altas concentrações de ácidos graxos saturados, como palmítico (34,2%) e esteárico (9,1%) sendo sólida à temperatura ambiente (GIOIELLI; GRIMALDI; CHIU, 2007).

4.1.3 Produção de energia usando resíduos

A produção de energia através da utilização de resíduos animais e vegetais, vem crescendo a cada ano, cada vez mais estão sendo utilizados resíduos para produção de algum tipo de energia (MME, 2017). A biomassa proveniente da produção do abate na indústria avícola, tem um grande potencial para geração de energia, por conter um certo teor de gordura, se for submetido a procedimentos com catalisadores ácidos, básicos ou enzimáticos é possível realizar a produção de biodiesel com esse material (REZENDE; ALVES; ANTONIO FILHO, 2006).

A produção do biogás também é uma possibilidade de geração de energia utilizando a biomassa avícola, sabendo que a produção do metano ocorre na decomposição de matéria orgânica cuja composição é feita por carboidratos, lipídeos, proteínas entre outros nutrientes, em locais isentos de oxigênio e com o pré-tratamento adequado (DEUBLEIN; STEINNHAUSER, 2008).

4.2 BIOGÁS

A biodigestão da biomassa, bem como qualquer outra matéria orgânica produzida pela indústria agropecuária, é uma alternativa de alto potencial para a geração de uma energia limpa, com resíduos que podem ser aproveitados ainda dentro da própria planta industrial, agregando valor à própria biomassa. É, ainda, uma alternativa para minimizar ou compensar os aspectos/impactos ambientais (FEIDEN, 2010).

A produção de biogás, que apresenta como principal componente o gás metano (CH_4), ocorre em condições específicas e favoráveis para as bactérias metanogênicas se reproduzirem a partir do substrato. O biorreator pode vir a ser implantado em diferentes empreendimentos, sendo que a viabilidade técnica e financeira deverá ser avaliada a partir da análise prévia das características da biomassa e sua estimativa teórica (CHERNICHARO, 2007).

O metano tem um poder calorífico de 9.100 kcal/m^3 a $15,5^\circ\text{C}$ e 1 atm , sua inflamabilidade ocorre em misturas de 5 a 15% com o ar. Já o biogás, devido a presença de outros gases além do metano, possui um poder calorífico que varia de 4.800 a 6.900 kcal/m^3 . Em termos de equivalente energético, $1,33$ a $1,87$ e $1,5$ a $2,1 \text{ m}^3$ de biogás são equivalentes a 1 L de gasolina e óleo diesel respectivamente. Comparando, o gás natural possui 88% de metano (SANTOS; LUCAS Jr., 2001).

Resíduos de abatedouros, geralmente, apresentam altas concentrações de substâncias que podem ser prejudiciais para o processo de ação das bactérias metanogênicas. Como exemplo temos o enxofre ou os compostos de sulfatos que, em reação química dentro do biodigestor anaeróbio, podem ocasionar o surgimento e a proliferação de bactérias sulfetogênicas através da ação sobre o acetato, hidrogênio e gás carbônico, tendo como produto o gás sulfídrico (H_2S), comprometendo a ação das bactérias metanogênicas (OLIVEIRA, 2009).

O processo de digestão anaeróbia pode ser influenciado por diversos fatores, como: pH, temperatura, umidade, substrato, nitrogênio, tempo de retenção, tipo de reator químico etc. Os valores de pH estão intrinsecamente ligados à produção do biogás nos biodigestores (INOUE, 2008).

Experimentos realizados apontam que a manutenção de um pH próximo de 7,0 representa uma melhora significativa na produção de biogás, uma vez que as bactérias metanogênicas atuam em meio neutro (CATAPAN et al., 2012; BUENO, 2010).

Um outro fator que precisa ser cuidadosamente controlado é a temperatura. Segundo Miranda et al. (2006), as temperaturas entre 35°C e 40°C aceleram o processo de biodigestão, reduzindo o tempo de retenção, otimizando o processo de produção do biogás.

4.3 BIORREATORES

Os reatores anaeróbios apresentam um bom desempenho para o processo de biodigestão, isso se deve pela organização das bactérias anaeróbias dentro do reator. Os microrganismos se organizam em leito de bolhas e lama ou em leito fixo. Isso possibilita um elevado tempo de retenção celular (TRC), podendo acumular altas cargas orgânicas.

Outro ponto favorável é o curto tempo de detenção hidráulica (TDH) que, dependendo das características da biomassa e do modo de operação, pode ser resumido a algumas horas (FORESTI, 1994; VAZOLLER, 2001). A Tabela 1 mostra algumas vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios utilizados na biodigestão de matéria orgânica em biorreatores.

Tabela 1: Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios.

Vantagens	Desvantagens
Menor produção de sólidos, cerca de 2 a 8 vezes inferior à que ocorre nos processos aeróbios.	Remoção de nitrogênio, fósforo e patógenos insatisfatória.
Menor consumo de energia.	Dificuldade em atender aos padrões ambientais, sendo necessária alguma forma de pós-tratamento.
Baixos custos operacionais e de implantação	A Complexidade da microbiologia da digestão anaeróbia
Produção de biogás, do qual pode ser aproveitado o potencial energético do metano.	Possibilidade de geração de maus odores e de problemas de corrosão.
Tolerância a elevadas cargas orgânicas.	
Aplicabilidade em áreas densamente ocupadas	

Fonte: CHERNICHARO (2007).

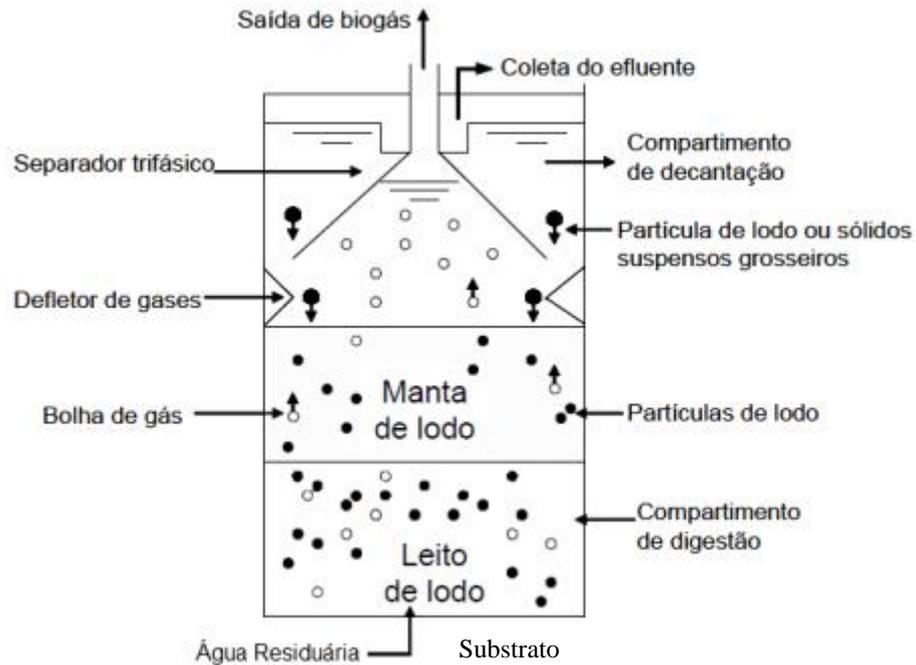
4.3.1 Reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (RAFA)

Estes reatores são bastante utilizados nos processos de biodigestão para produção de gás combustível, sendo considerados por muitos autores como uma tecnologia versátil para tratamento anaeróbio, isso porque ele tem capacidade de tratar materiais solúveis ou particulados, resíduos simples e complexos, de baixa ou alta concentração (CHERNICHARO, 2007).

Outra vantagem do UASB é a capacidade de reter a concentração da biomassa e a alta atividade metanogênica, sobretudo na zona de reação ativa onde há a formação dos grânulos, isso é possível por meio de um processo interno determinado pela velocidade do fluxo ascendente, carga orgânica volumétrica (COV) e tipo de substrato. A separação interna das frações de sólido, líquido e gás, é realizada por um dispositivo interno que também permite que o reator opere com TRC elevado, ainda que o TDH esteja baixo (KATO et al., 1999).

Para separação dos gases e sólidos, é utilizado um dispositivo de separação que fica localizado abaixo do decantador, ele evita que a ascensão do fluxo dos gases que são formados no processo de estabilização, carregue partículas que são desagregadas da manta de lodo, com isso, as partículas desprendidas retornam para a câmara de digestão, e não são arrastadas para fora do sistema (CAMPOS, 1999). A Figura 1 apresenta o modo de funcionamento de um biorreator UASB e a separação das fases físicas presentes no processo.

Figura 1: Esquema interno de um biorreator UASB.



Fonte: CHERNICHARO (2007).

A construção do UASB pode ser de diversos materiais, entre os quais se destacam a alvenaria, concreto, aço e polímeros plásticos como *policloreto de vinila* (PVC), fibra de vidro e o PEAD (polietileno de alta densidade). A escolha do material está diretamente ligada com a necessidade e quantidade de substrato que será consumido no biorreator. Para que haja um bom processo de biodigestão, é imprescindível que seja calculado o volume útil do UASB, com isso será assegurado o total de substrato que pode entrar no biodigestor, garantindo uma melhor eficiência (TRAJANO et al., 2003; CHERNICHARO, 2008).

Para tanto é necessário conhecer importantes variáveis do substrato que será consumido no UASB, dados como a COV e TDH influenciam no volume útil do biorreator. Para o cálculo da COV é utilizada a Equação 1 (CAMPOS, 1999; CHERNICHARO, 2008):

$$COV = \frac{Q \times S}{V} \quad (1)$$

Onde:

COV = carga orgânica volumétrica (kgDQO/m³.d);

Q = vazão (m³/d);

S = concentração de substrato afluyente (kgDQO/m³);

V = volume total do biorreator (m^3).

Para o cálculo do volume útil do reator, podemos utilizar a Equação 2:

$$V(\text{útil}) = \frac{Q \times S}{COV} \quad (2)$$

Onde:

COV = carga orgânica volumétrica ($kgDQO/m^3.d$);

Q = vazão (m^3/d);

S = concentração de substrato afluente ($kgDQO/m^3$);

$V(\text{útil})$ = volume útil do biorreator (m^3).

4.3.2 Reator anaeróbio estático formato garrafa

O tratamento de efluentes com alta concentração de matéria orgânica resulta em variações nas estratégias de controle e operação, pois além da influência da taxa hidráulica, o sistema biológico está sujeito a modificações metabólicas provenientes do valor absoluto da carga orgânica aplicada.

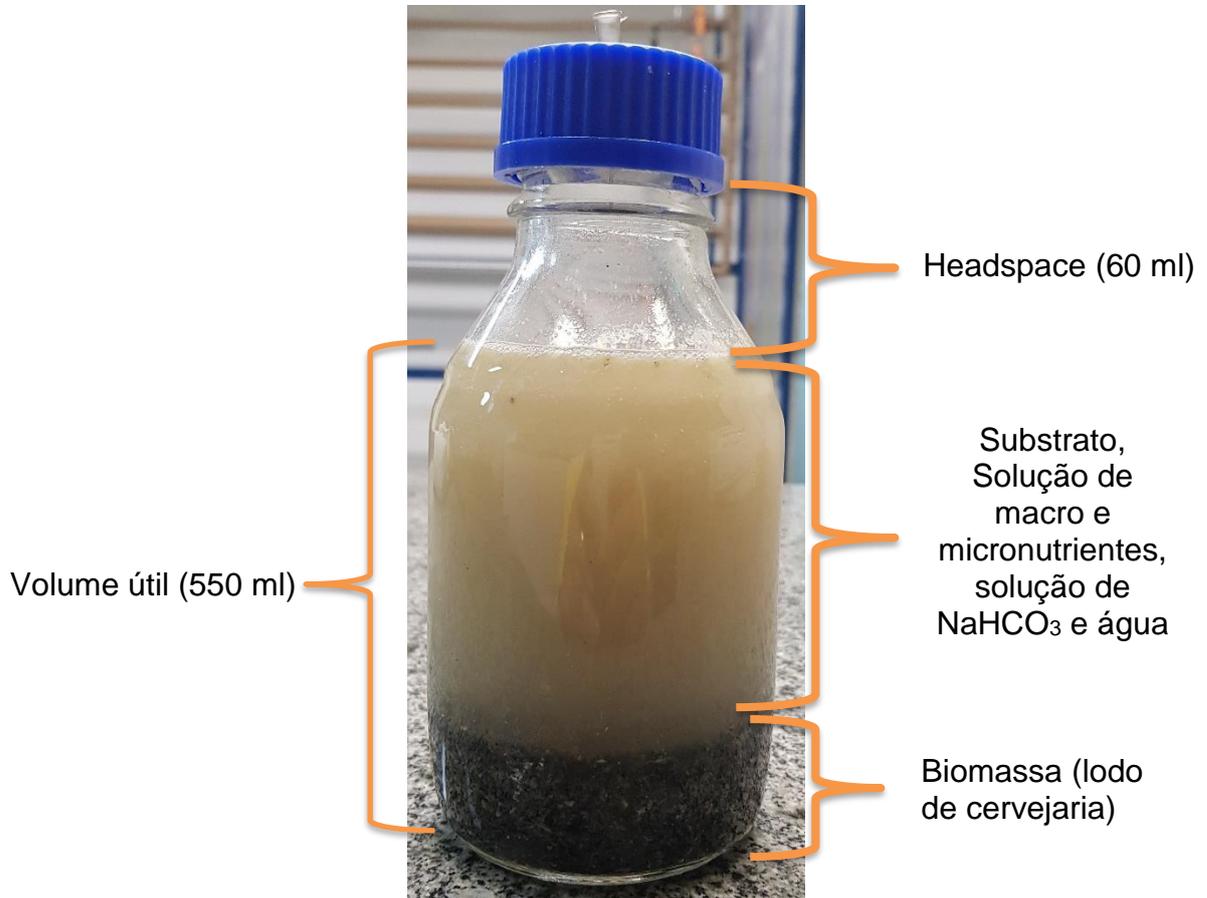
Em um reator estável, operado sob condições ótimas de crescimento microbiano e na ausência de fatores de estresse, as fases do processo ocorrem de forma mais uniforme. Nesse sentido, um reator estático tipo garrafa pode contribuir reduzindo o TDH e garantindo uma maior eficácia nos resultados em relação a outros tipos de configuração de reatores (CHERNICHARO, 2008).

Ao utilizar esse tipo de reator, é necessário observar algumas particularidades para que ele possa operar da melhor forma, rendendo o máximo possível. A Figura 2 mostra o esquema com os reagentes necessários para ocorrer a atividade metanogênica específica (AME). Como o processo se dá em batelada, tudo que o microrganismo vai precisar para fazer a degradação da matéria orgânica precisa ser acrescentado antes do fechamento do reator (FORESTI, 1994).

É necessário ainda deixar um headspace, ou seja, um espaço de segurança, que pode variar de 10 a 15% do volume total do reator, para o acúmulo inicial do gás gerado que será conduzido até um segundo recipiente: o lavador de gás. Este reator secundário, por sua vez, vai absorver o CO_2 presente no gás através de uma solução de NaOH, transformando em carbonato de sódio. Como o metano é insolúvel na água,

ele ocupa o espaço livre do lavador de gás, expelindo uma quantidade equivalente de NaOH, a qual corresponde ao CH₄ produzido (CHERNICHARO, 2008).

Figura 2: Configuração interior do reator estático tipo garrafa.



Fonte: Dados da pesquisa.

Nos ensaios com reatores anaeróbios estáticos, o lodo sedimenta e forma uma capa que limita a difusão do substrato. Os problemas de difusão podem ser minimizados diminuindo-se as concentrações do lodo utilizadas no ensaio. A concentração de lodo é mais crítica quando não se aplica agitação e deve-se utilizar uma concentração de substrato suficientemente alta para minimizar os problemas de difusão através do leito de lodo (FIELD et al., 1988).

O volume de lodo a ser adicionado no reator pode ser encontrado através da Equação 3 descrita por CHERNICHARO (2007):

$$V = \frac{A \times B}{C} \quad (3)$$

Onde:

V = volume de lodo úmido a ser adicionado no reator (L)

A = concentração desejada de lodo dentro do reator (g STV.L⁻¹)

B = volume útil do reator (L)

C = concentração de sólidos voláteis do lodo (g STV.L⁻¹)

O uso do reator anaeróbio estático em formato de garrafa traz algumas diferenças que podem vir a otimizar o processo se relacionado com reatores convencionais: concentração e aclimação do lodo de inóculo; volume de incubação; monitoramento de produção de metano e quanto à agitação ou não da mistura. O tipo de substrato escolhido como fonte de carbono também pode variar (FLORENCIO, 1994).

É importante, ainda, dispor para o microrganismo nutrientes necessários para que ele possa realizar a degradação da matéria orgânica presente no substrato. A Tabela 2 apresenta a concentração de reagentes utilizados na preparação dos macros e micronutrientes. Para tanto, é necessário acrescentar no reator uma solução contendo macronutrientes e micronutrientes que serão absorvidos pelos microrganismos e que irão acelerar a atividade metanogênica (FLORÊNCIO, 1994).

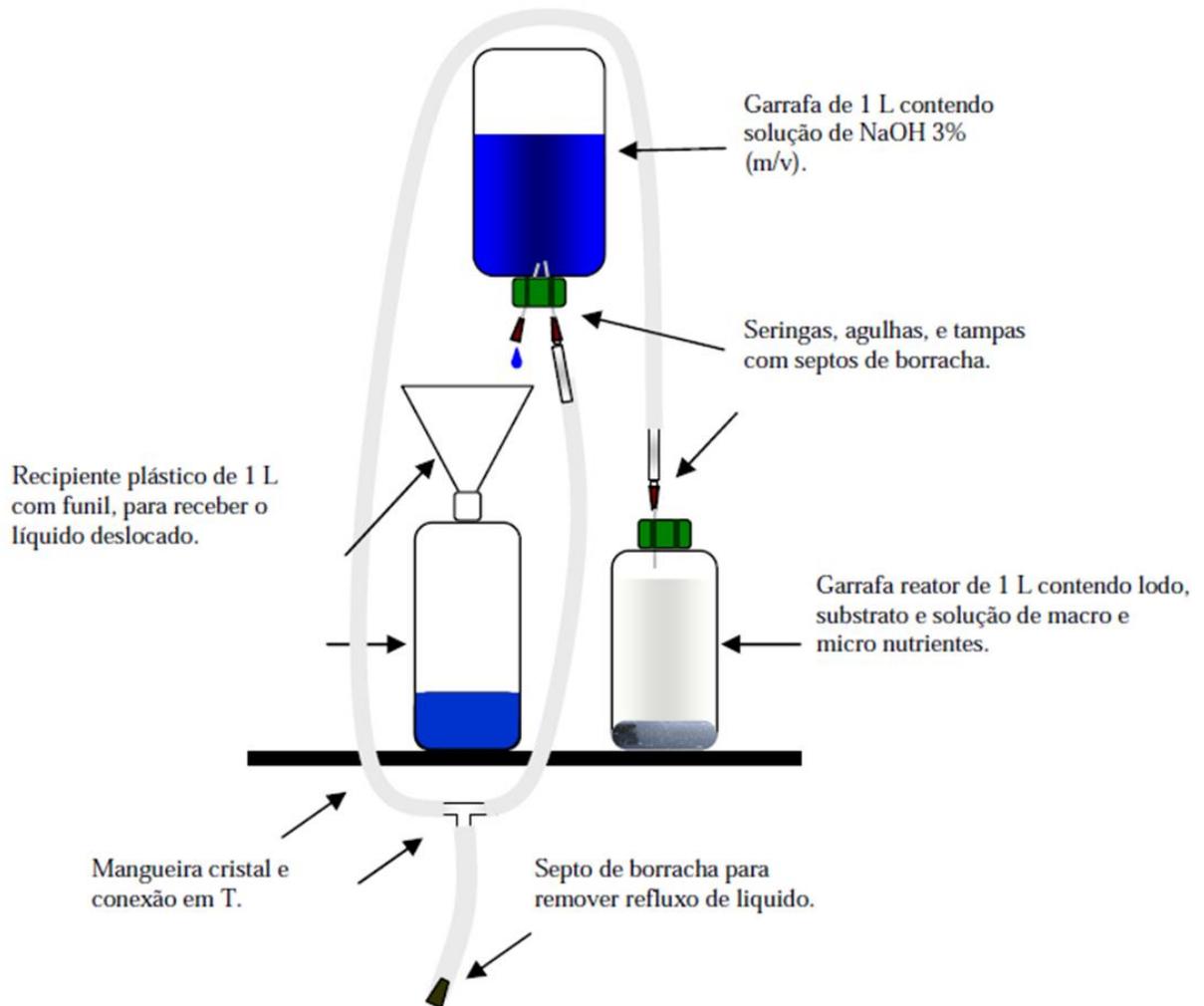
Tabela 2 - Concentração dos reagentes para preparação das soluções nutrientes.

Solução	Reagente	Concentração (g/L)
Macronutrientes	NH ₄ Cl	0,280
	K ₂ HPO ₄	0,252
	MgSO ₄ .7 H ₂ O	0,100
	CaCl ₂	0,007
	NaHCO ₃	3,316
	Extrato de levedura	0,100
Micronutrientes	FeCl ₂ .4H ₂ O	2,000
	ZnCl ₂	0,050
	MnCl ₂ .4H ₂ O	0,500
	NiCl ₂ .6H ₂ O	0,142
	NaSeO ₃ .5H ₂ O	0,164
	H ₃ BO ₃	0,050
	CuCl ₂ .2H ₂ O	0,038
	CoCl ₂ .6H ₂ O	2,000
	AlCl ₃ .6H ₂ O	0,090
	(NH ₄) ₆ .Mo ₇ O ₂₄ .4H ₂ O	0,050
	EDTA	1,000
	Resazurina	0,200
HCl	1,000 (mL/L)	

Fonte: Florêncio (1994).

A Figura 3 mostra a configuração de montagem do reator estático em formato de garrafa, do recipiente lavador de gás e do coletor da solução de NaOH que será pesado para estabelecer uma relação entre o volume coletado e a quantidade de gás produzido.

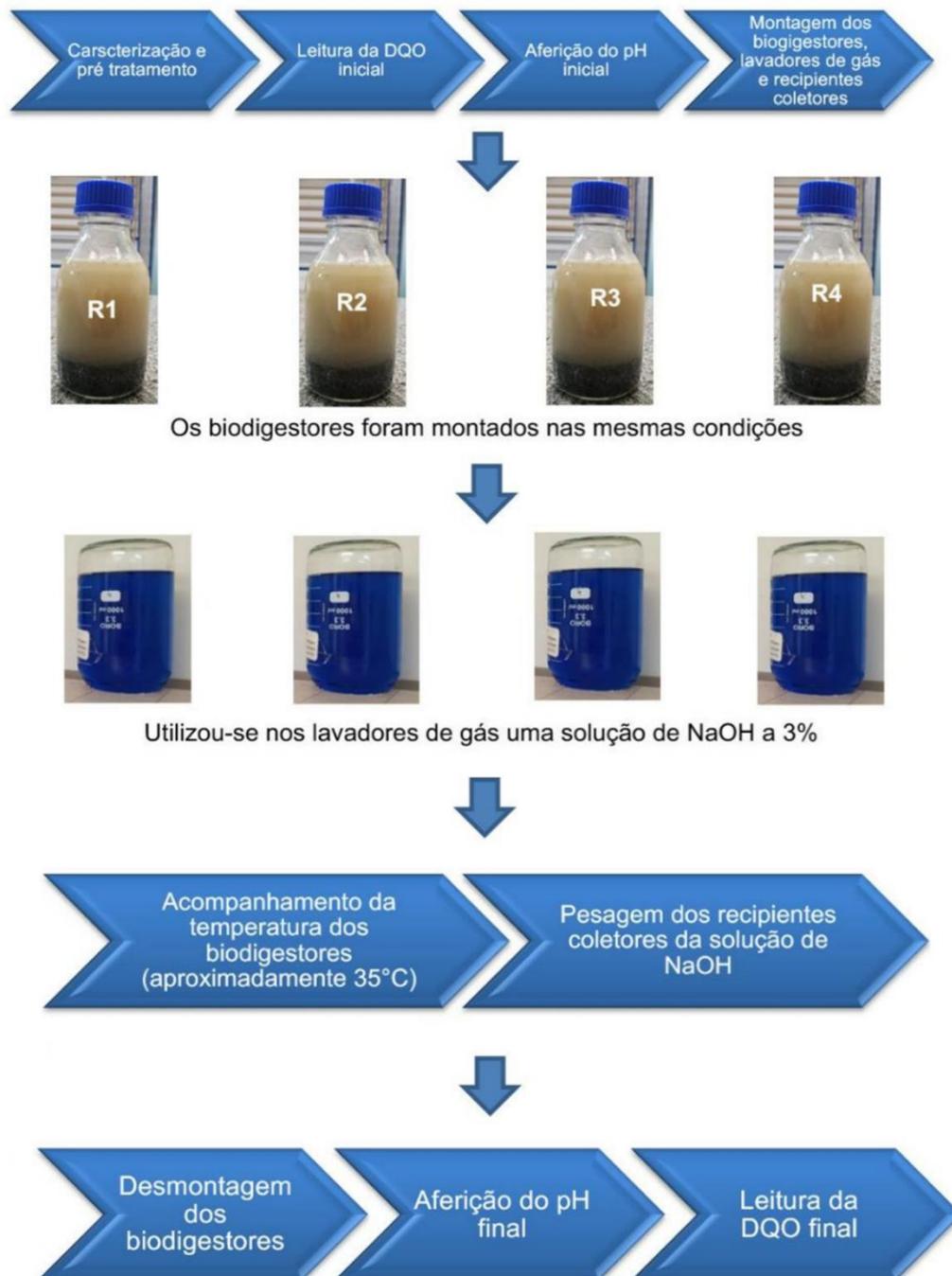
Figura 3: Configuração de montagem de um reator estático tipo garrafa.



Fonte: Lucena (2008).

Na montagem dos reatores, é essencial a utilização de dutos de qualidade, uma vez que o gás gerado deverá percorrer o sistema sem haver perdas no caminho. Para isso, o ideal é a escolha de mangueiras que sejam resistentes à pressão, que não ressequem e que não tenham a parede fina, evitando um futuro rompimento. A figura 4 ilustra o passo a passo na montagem do experimento.

Figura 4: Fluxograma da montagem do experimento



Fonte: Dados da pesquisa.

4.4 BIODIGESTÃO ANAERÓBIA

A técnica de biodigestão anaeróbia se dá por meio de uma transformação bioquímica que ocorre na ausência de oxigênio. Nesse processo, várias espécies de microrganismos trabalham para converter o substrato em alguns tipos de gases, dentre eles o CH_4 , CO_2 e alguns compostos inorgânicos como N_2 , H_2S e NH_3 . Entre os

microrganismos presentes na biodigestão, as bactérias metanogênicas devem ter uma atenção especial devido a sua vulnerabilidade.

A biodigestão anaeróbia exige um rígido controle das condições ambientais, o pH, concentrações de ácidos voláteis, temperatura e alcalinidade são algumas das variáveis que devem ser monitoradas. O processo de biodigestão torna-se vantajoso por ocupar pequenos espaços, baixa presença de microrganismos patogênicos, baixo desprendimento de odores e os produtos resultantes como os gases e o lodo são facilmente controlados (CHERNICHARO, 2007).

A biodigestão ocorre em etapas distintas: no primeiro estágio do processo ocorre a hidrólise e a acidogênese; no segundo estágio ocorre a acetogênese e, por último, no terceiro estágio do processo de biodigestão anaeróbia ocorre a metanogênese. A Figura 5 demonstra estes três estágios citados.

Figura 5: Estágios do processo de biodigestão anaeróbia.



FONTE: Bley Jr. (2008).

A hidrólise se dá quando bactérias hidrolíticas liberam enzimas extracelulares que degradam os compostos orgânicos complexos como os carboidratos, as proteínas, os lipídeos, entre outros em compostos orgânicos simples como açúcares, aminoácidos, peptídeos, glicerina e ácidos graxos os quais são transportados para dentro das células dos microrganismos (bactérias) e metabolizadas (OLIVEIRA, 2004).

A depender do tipo de substrato a ser degradado, a velocidade em que o processo de hidrólise acontece pode variar em minutos como, por exemplo, alguns açúcares ou até mesmo dias no exemplo de alguns lipídeos (MACHADO, 2016).

Após a hidrólise dos compostos orgânicos em meio extracelular, os produtos hidrolisados serão fermentados dentro das bactérias da acidogênese. Em decorrência dessa etapa, serão gerados álcoois (etanol), cetonas, (acetona), aldeídos, hidrogênio, dióxido de carbono e principalmente ácidos orgânicos (ácido acético, propanóico, ácido butanóico, ácido láctico) e novas células bacterianas (SCHERER, 1995).

A quantidade e tipos de bactérias capazes de realizar a acidogênese é muito grande. Entre os principais grupos presentes em reatores anaeróbios podemos citar *Clostridium*, *Bacteroides*, *Ruminococcus*, *Butiribacterium*, *Propionibacterium*, *Eubacterium*, *Lactobacillus*, *Streptococcus*, *Pseudomonas*, *Desulfobacter*, *Micrococcus*, *Bacillus* e *Escherichia* (MACHADO, 2016).

No segundo estágio do processo de biodigestão anaeróbia, ocorre a acetogênese, momento no qual há a transformação de ácidos graxos em ácido acético, liberando hidrogênio e CO₂. Nesta etapa, têm-se os substratos para a produção do metano (KARAGIANNIDIS, 2012).

No terceiro e último estágio de biodigestão anaeróbia, ocorre a metanogênese. Nesta parte do processo o ácido acético, o hidrogênio e CO₂ são convertidos em metano e gás carbônico. Isso ocorre com a ação de microrganismos metanogênicos classificados dentro do domínio das Archea.

As Archeas vivem em ambientes onde aceptores de elétrons (O₂ e NO³⁻) são ausentes ou existentes em baixas concentrações. A metanogênese pode ser considerada como sendo uma respiração anaeróbia. Nela o CO₂, o metil de compostos C⁻¹, ou carbono do grupo metil do acetato é o acceptor de elétrons.

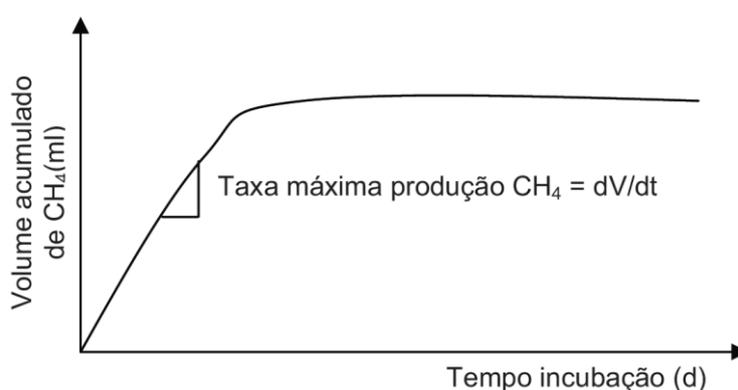
A metanogênese costuma ser a mais sensível de todas as fases da biodigestão. A sensibilidade das bactérias às mudanças bruscas de ambiente faz com que a taxa de crescimento da população seja baixa. Por esta razão, os projetos de biodigestão anaeróbia precisam levar em consideração, acima de tudo, as condições ideais de meio ambiente para a fase da metanogênese e na medida do possível, tentar melhorar a eficiência de conversão das outras fases da biodigestão (BAUER, 2008).

4.4.1 Atividade Metanogênica Específica

4.4.1.1 Quantificação do metano gerado

Seguindo a metodologia acima citada, os biorreatores devem ser inoculados com o lodo (biomassa), substrato e nutrientes (macro e micro). O teste deve ser finalizado quando a produção acumulada de metano se estabilizar, ou seja, é fundamental que a taxa máxima de produção de metano seja obtida antes que o teste seja encerrado (CHERNICHARO, 2007). A Figura 6 mostra o ponto de máxima inclinação na curva obtido no gráfico tipo “volume acumulado de metano” versus “tempo de incubação”. Este ponto representa a taxa máxima de produção de metano.

Figura 6: Representação gráfica da taxa máxima de produção de metano



FONTE: Chernicharo (2007).

A produção teórica de biogás foi determinada em função da carga orgânica aplicada ao reator (concentração de DQO_{total})

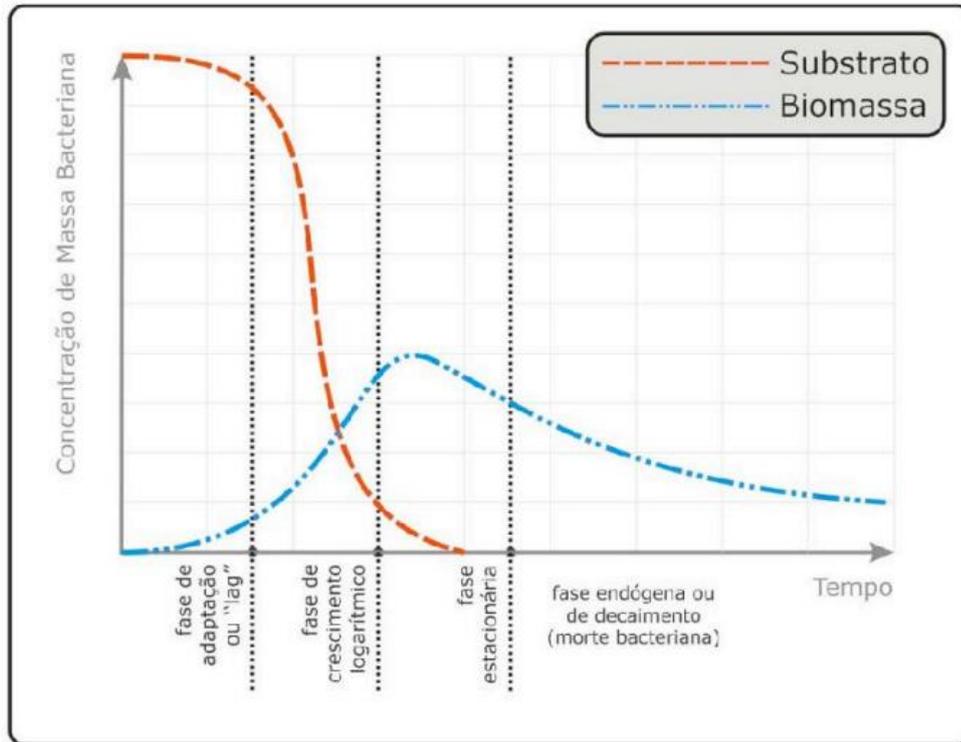
4.4.2 Crescimento Microbiano

O meio onde as bactérias anaeróbias devem se reproduzir precisa fornecer condições favoráveis para tal. Existe inclusive uma fase de adaptação às variações destas condições, o que altera o processo de crescimento. Uma quantidade muito grande de substrato, por exemplo, pode causar competitividade entre os microrganismos presentes, refletindo em redução da reprodução ou até a morte (BICALHO, 2007). A Figura 7 mostra o desenvolvimento do microrganismo relacionando com o consumo de substrato.

Enquanto há o consumo de substrato pelos microrganismos, é possível notar que estes descrevem quatro fases distintas dentro do processo:

- **Fase “lag”:** Este período do processo de atividade microbiana é descrito como sendo a fase de adaptação na qual os microrganismos absorvem os nutrientes para que ocorra sua ativação, fazendo com que eles estejam prontos para iniciar a degradação do substrato;
- **Fase “log”:** Nesta fase os microrganismos se encontram na plenitude de suas capacidades, num meio cujo suprimento de nutrientes é superior as necessidades microbianas. Dessa forma, eles conseguem se alimentar (degradar o substrato presente no meio), crescer e se reproduzir;
- **Fase estacionária:** Nesta fase, a velocidade de crescimento dos microrganismos vai diminuindo até atingir a fase em que o número de novos microrganismos é igual ao número de microrganismos que morre. As causas dessa parada de crescimento podem ser devido ao acúmulo de metabólitos tóxicos ou o esgotamento de nutrientes; e
- **Fase endógena:** Nesta fase, a quantidade de microrganismos que morre torna-se progressivamente superior àquela dos que surgem. Isso faz com que, necessariamente, a atividade microbiana diminua, fazendo com que a degradação do substrato restante seja reduzida e, como consequência, a produção de metano nos reatores, neste ponto do processo, tende a zero.

Figura 7: Perfil de crescimento microbiano



Fonte: METCALF; EDDY (2003).

A taxa de crescimento de microrganismos pode ser descrita em função de diversos parâmetros que podem influenciar o crescimento. A Equação 4 descreve o crescimento de bactérias em função da concentração de um único substrato limitante:

$$\mu_x = \frac{\mu_m S}{K_s + S} \quad (4)$$

Onde μ_x (h^{-1}) é a velocidade específica de crescimento, μ_m (h^{-1}) é a velocidade máxima de crescimento (parâmetro cinético), K_s é a constante de Monod e S é a concentração de insumo limitante (SCHIMIDELL et al., 2001).

Merchuk e Wu (2003) estudaram a modelagem de fotobioreatores. Neste trabalho os autores relacionam algumas metodologias que consideram a distribuição de luz dentro do volume do reator, o fenômeno de fotoinibição e o efeito positivo da alternância de luminosidade. A relação da luz com a atividade dos microrganismos pode ser representada através da Equação 5:

$$\mu = \frac{\mu_{\max} I}{I + K_I} \quad (5)$$

Onde μ (h⁻¹) é a taxa específica de crescimento, I é a média da irradiância (lux), e μ_{max} (h⁻¹) e K_I (lux) são parâmetros da equação de Monod.

5. MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 MATERIAIS

5.1.1 Coleta do substrato *in natura*

A coleta do substrato foi realizada em um abatedouro localizado no bairro das Rendeiras, no município de Caruaru – PE. O local recebe frangos de uma mesma granja, o que pode garantir que, devido a um processo padronizado de nutrição, as aves estejam em condições semelhantes com relação as características das vísceras coletadas.

O cuidado com a semelhança das características das vísceras se dá pela necessidade de serem feitas, eventualmente, outras coletas. Assim, os parâmetros da caracterização realizada na primeira coleta, não será tão discrepante com relação as demais.

A coleta das vísceras foi realizada logo após o abate das aves para que o acondicionamento e o transporte, que ocorreram imediatamente após a coleta, não influenciassem na qualidade do material. Para realização da coleta foi utilizado um recipiente de vidro com tampa plástica previamente esterilizados, o recipiente foi envolvido com papel laminado para evitar o contato com a luz, o transporte do material foi feito em caixa térmica garantindo, com esse procedimento, a desaceleração no início da fermentação natural da matéria orgânica.

Após o transporte, as vísceras foram trituradas em um liquidificador até se obter uma massa homogênea, conforme mostra a Figura 8. A massa foi fracionada e depositada em béqueres. as frações da amostra foram acondicionadas em um refrigerador para manter as condições de utilização sem alterações. Para cada novo ensaio, uma alíquota desse substrato foi utilizada.

Figura 8: Vísceras processadas



Fonte: Dados da pesquisa.

5.1.2 Coleta da biomassa

Os microrganismos usados no processo foram coletados diretamente de uma estação de tratamento de efluentes (ETE) de cervejaria localizada no município de Itapissuma - PE. Foram coletados 5 litros do lodo e transportados em um recipiente com tampa rosqueável, fabricado em material resistente e que dificultasse a transmissão da luz para os microrganismos. O armazenamento foi em refrigerador a 4°C, reduzindo em mais de 90% a atividade microbiana. A cada ensaio, alíquotas de lodo eram utilizadas, garantindo que as características se mantiveriam as mesmas para todo o período de aquisição de dados.

Para deixar o lodo em condições de utilização, antes de qualquer ensaio, foi necessário submeter os microrganismos a uma fase de readaptação. A solução de macro e micronutrientes foi adicionada juntamente com soluções de glicose e bicarbonato de cálcio para que a atividade microbiana voltasse ao normal e os microrganismos conseguissem degradar a maior quantidade de matéria orgânica possível após sua inoculação nos reatores.

A Figura 9 ilustra as colônias formadas pelo microrganismo utilizado na biodigestão.

Figura 9: Lodo granular oriundos de ETE cervejaria



Fonte: Dados da pesquisa.

5.2 METODOLOGIA

A utilização de subprodutos derivados do processamento avícola, como vísceras, carcaça ou gordura são comumente direcionados para a produção de ração, biocombustíveis ou fertilizantes. Mas, para uma aplicação adequada dos resíduos avícolas, se faz imprescindível a mais abrangente caracterização físico-química de todos seus constituintes (SUNADA, 2011).

Todas as amostras foram caracterizadas através dos parâmetros de controle ambiental, tais como: DQO, pH, Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Voláteis (STV) e Sólidos Totais Fixos (STF). O lodo também foi submetido a ensaios de Atividade Metanogênica Específica (AME). A caracterização dos resíduos, como mostra a Tabela 4, seguiu metodologias estabelecidas e padronizadas de acordo com a literatura (CHERNICHARO, 2007; SUNADA, 2011; APHA, 2012; FERNANDES, 2012).

Tabela 3 - Principais variáveis relacionadas com a biomassa residual.

VARIÁVEL NO PROCESSO	IMPORTÂNCIA	MÉTODOLOGIA
Temperatura	O aumento da temperatura provoca o aumento das velocidades de reações	Aferição da temperatura com auxílio de um termômetro
Sólidos Totais	Determinar a quantidade total de sólidos no sistema	Método Gravimétrico (Método 2540B APHA, 2012)
Sólidos Suspensos	Determinar o acúmulo de sólidos suspensos e sedimentáveis no sistema de tratamento.	Método Gravimétrico (Método 2540B APHA, 2012)
Sólidos Voláteis	Determinar a quantidade total de sólidos compostos com material carbonáceo no sistema passíveis de transformação biológica	Método Gravimétrico (Método 2540B APHA, 2012)
Sólidos Fixos	Determinar a quantidade total de sólidos que podem acumular no sistema de tratamento.	Método Gravimétrico (Método 2540B APHA, 2012)
pH	Influi nos equilíbrios químicos e na formação de ecossistemas biológicos devido ao caráter ácido-básico dos sistemas.	Método Potenciométrico
DQO	Quantidade de oxigênio requerida por oxidação química para estabilizar compostos orgânicos.	Método do Refluxo Aberto (Método 5220 APHA, 2012)
Nitrogênio	Fonte de nutriente para sistemas biológicos aquáticos e pode estar na forma de nitrogênio orgânico, amônia, nitrito e nitrato. Pode acarretar em eutrofização de ambientes hídricos.	Método 4500-B (NH_4^+) e 4500-C (NH_3) (APHA, 2012)
Fósforo	Fonte de nutriente para sistemas biológicos aquáticos e pode estar na forma orgânica ou de ortofosfatos. Pode acarretar em eutrofização de ambientes aquáticos.	Método 4500-P (APHA, 2012)

FONTE: Fernandes (2012).

5.2.1 Demanda Química de Oxigênio - DQO

A DQO foi analisada pelo método de refluxo aberto. Em condensadores de refluxo, transferiu-se 0,1 g da amostra diluídos em 50 ml de água destilada (o mesmo procedimento foi feito apenas com água destilada, representando o branco), adicionou-se 3,0 ml de dicromato de potássio 0,25 N e 7,0 ml de ácido sulfúrico concentrado P.A. Os condensadores de refluxo foram agitados em vortex (marca

QUIMIS, modelo Q220M), logo após foram colocados em um bloco digestor, da marca HANNA instruments, modelo HI 839800, a 150 °C por 2 horas. Após esfriar os condensadores de refluxo, a leitura foi realizada em espectrofotômetro da marca *biospectro*, no modelo SP-22, em cubetas de quartzo, no comprimento de onda de 620 nm (APHA, 2012).

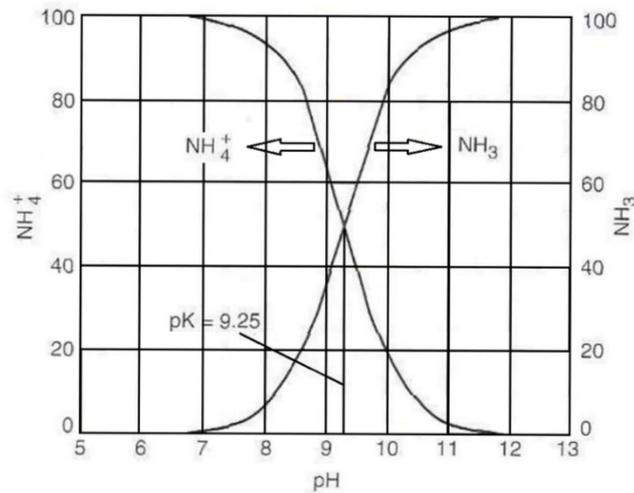
5.2.2 Determinação de nitrogênio total e amoniacal

O nitrogênio, embora essencial para a vida, quando em condições de concentrações elevadas e dependendo da forma como é descartado no meio ambiente, pode causar danos aos sistemas aquáticos. Em ambientes assim, o nitrogênio encontra-se presente em diferentes espécies: N₂ (nitrogênio molecular), NO₂⁻ (nitrito), NO₃⁻ (nitrato), N₂O (óxido nitroso), nitrogênio orgânico dissolvido, nitrogênio orgânico particulado, NH₄⁺ (íon amônio), NH₃ (amônia), sendo a soma desses dois últimos o nitrogênio amoniacal total., sendo responsável pelo fenômeno da eutrofização, juntamente com os compostos de fósforo (SOUTO, 2009).

O nitrogênio total abrange as formas de nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato. A figura 10 mostra a mudança de espécies de nitrogênio em função do pH da amostra. As formas de nitrogênio predominantes no substrato que foi utilizado neste trabalho são o nitrogênio orgânico e o íon amônio (NH₄⁺). O nitrogênio amoniacal existe em solução aquosa tanto como íon amônio como amônia (NH₃) a depender do pH da solução, de acordo com a reação de equilíbrio:



Figura 10: Distribuição das espécies de nitrogênio amoniacal em função do pH



Fonte: Gaspar (2003).

Para a análise da amostra de substrato, quanto à determinação de nitrogênio total e nitrogênio amoniacal, foram seguidas as metodologias apresentadas pelo Standard Methods através dos ensaios 4500-C NH₃ e 4500-B NH₄⁺, respectivamente (APHA, 2012).

5.2.3 Determinação de fósforo

Apesar do nitrogênio também ser responsável pela eutrofização, o fator limitante para a ocorrência da mesma é normalmente o fósforo, pois as algas cianofíceas possuem a capacidade de fixar o nitrogênio atmosférico, fazendo com que este se torne assimilável, ou seja, nesta situação não é de grande importância o controle da carga de nitrogênio afluyente ao corpo receptor. Segundo VON SPERLING (1996), “Por estas razões, prefere-se dar uma maior prioridade ao controle das fontes de fósforo quando se pretende controlar a eutrofização de um corpo d’água” (SINELLI, 2002).

Para a análise da amostra de substrato, quanto à determinação de fósforo, foram seguidas as metodologias apresentadas pelo Standard Methods (APHA, 2012).

5.2.4 Determinação dos sólidos

A série de sólidos foi obtida através do método gravimétrico (APHA, 2012). O método gravimétrico baseia-se na diferença de peso. Dessa forma, a determinação

das várias formas de sólidos prende-se a diferença entre o peso seco e úmido, em relação ao volume de amostra utilizado no ensaio.

O ensaio teve início com a secagem das três cápsulas de porcelana (triplicata) em mufla a 550 °C por 1 hora e, posteriormente, estufa a 105 °C durante 45 minutos. Em seguida, as cápsulas de porcelana foram colocadas no dessecador por 1 hora até que estivessem em temperatura ambiente.

Com auxílio de uma balança de precisão previamente tarada, contendo 3 algarismos significativos após a vírgula, as massas das cápsulas foram aferidas, considerando-se estas como sendo o P_0 . À estas, foram adicionadas as massas de lodo que seriam objeto dessa série de sólidos. Esses conjuntos foram levados para a estufa a 105 °C por 1 hora e, passado esse tempo, transferidos para o dessecador por mais 1 hora até que estivessem em temperatura ambiente, podendo ser pesados. Considerou-se, então, a soma de cada conjunto como sendo o P_1 . Após esta pesagem, os conjuntos foram transferidos para a mufla a 550°C por 45 minutos e, passado esse tempo, foram transferidos para o dessecador por 1 hora até que estivessem em temperatura ambiente e próprios para a pesagem. Após esta pesagem, as massas encontradas foram consideradas como sendo o P_2 .

Seguindo a metodologia deste ensaio, através das relações entre P_0 , P_1 e P_2 , foi possível encontrar os ST, STF e STV.

5.2.5 Atividade Metanogênica Específica – AME

Muito embora pesquisas a nível internacional já tenham ocorrido uma década antes, no Brasil testes de Atividade Metanogênica Específica (AME) começaram a ser feitas em meados da década de 90. Alguns trabalhos como a tese de doutorado de Penna (1994) e a proposta de metodologia para avaliação da AME, de Monteggia (1997), foram precursores que discutiram a necessidade para a harmonização do teste de AME.

Passadas mais de duas décadas, o fato é que hoje existem diferentes protocolos para a determinação da atividade metanogênica de lodos anaeróbios. Eles podem se distinguir uns dos outros nos procedimentos adotados para a incubação do lodo (concentração de biomassa, tipo e concentração de substrato, relação

alimento/microrganismo, tipo e concentração de nutrientes, tempo de incubação, etc.) ou pela quantificação do metano produzido (SOUTO, 2006).

A AME pode ser utilizada como um parâmetro de monitoramento da “eficiência” da população metanogênica presente em um reator biológico e, como tal, constitui-se ainda em uma importante ferramenta para o controle operacional de reatores anaeróbios (FORESTI, 1994).

Uma avaliação da AME de um lodo presente em um reator anaeróbio pode determinar a quantidade máxima de remoção de DQO ou pode também determinar a quantidade mínima necessária de lodo para a remoção da carga orgânica deste reator (PENNA, 1994).

Atualmente, procedimentos como Métodos Manométricos (que consistem, por exemplo, no dimensionamento da pressão exercida em uma membrana, gerada pelo gás produzido, identificada por software computacional) ou Métodos Volumétricos (dos quais podem ser citados a medição de volume e composição do gás gerado ou, ainda, medição direta do metano gerado), são algumas das metodologias adotadas para a avaliação da AME (ALVES et al, 2005).

Embora não haja um procedimento padrão para determinação da AME e que, muitas vezes, essa falta de consenso na padronização de uma das muitas metodologias existentes gere alguns conflitos nas comparações de resultados provenientes de diferentes métodos (LOUZADA et al., 2005), este trabalho adotou o método de “Pesagem direta do líquido deslocado do recipiente lavador de gás” por ser um procedimento simples que, para quantificar o volume de metano gerado, não necessita de sensores eletrônicos e softwares de computador.

Esta metodologia também dispensa equipamentos sofisticados, como o cromatógrafo, para a determinação da composição do biogás, uma vez que o todo o gás gerado passa pela solução de NaOH 3%, convertendo o CO₂ em H₂CO₃ que, posteriormente, reagirá com o NaOH formando Na₂CO₃ + 2H₂O e liberando o CH₄ que é insolúvel em meio aquoso, de acordo com as seguintes equações:



As pesagens foram feitas durante os dias úteis nos quais houve expediente nos laboratórios do Centro Universitário Tabosa de Almeida - ASCES-UNITA. O valor absoluto das massas acumuladas da solução de NaOH 3% (lavadora de gás) durante as pesagens é convertido em volume de líquido deslocado que, por conseguinte, equivale ao volume de metano que entrou nos lavadores de gás.

6. RESULTADOS

6.1 CARACTERIZAÇÃO DO RESÍDUO

A Tabela 5 contém os dados de caracterização físico-química realizadas no substrato (resíduo avícola) utilizando os protocolos referenciados na metodologia.

Tabela 4: Caracterização do resíduo avícola

VARIÁVEIS	QUANTIDADE
Sólidos Totais (mg/g)	299
Sólidos Totais Voláteis (mg/g)	282,3
DQO Inicial (mg/L)	4.135
pH	7.2
Fósforo (mg/g)	0,3
Nitrogênio Amoniacal (mg N-N H ₃ /g)	1,1
Nitrogênio Total (mg N-NTK/g)	11,9

Fonte: Dados da Pesquisa.

É importante notar que o substrato utilizado na pesquisa estava sob forma sólida, tendo sido coletado *in natura*, e não em forma de efluente. Esta informação é válida para justificar a mudança de algumas unidades. Apresentaremos, contudo, alguns valores obtidos por autores que utilizaram efluentes em suas pesquisas. Kunz et al. (2004), no estudo com dejetos suínos obteve 65,12 g/L de ST, 66,9 g/L de DQO, Nitrogênio Amoniacal 2,6 g/L, Nitrogênio total 4,8 g/L, pH de e uma concentração de Fósforo de 1,6 g/L. No estudo de Sunada (2011) com efluente proveniente de

abatedouro avícola identificou os seguintes valores de variáveis: DQO foi de 2.319 mg/L, ST 2.000 mg/L, Nitrogênio amoniacal 164,5 mg/L, Fósforo 18,1 mg/L e pH 6,7.

A partir da caracterização apresentada acima, calculou-se as razões utilizadas para inoculação dos biorreatores.

6.2 CARACTERIZAÇÃO DOS MICRORGANISMOS

A caracterização dos microrganismos utilizados como inóculo está presente na Tabela 5, e foi necessária sobretudo para o conhecimento da carga de lodo utilizada no reator durante o procedimento operacional.

Tabela 5 - caracterização do lodo utilizado neste trabalho

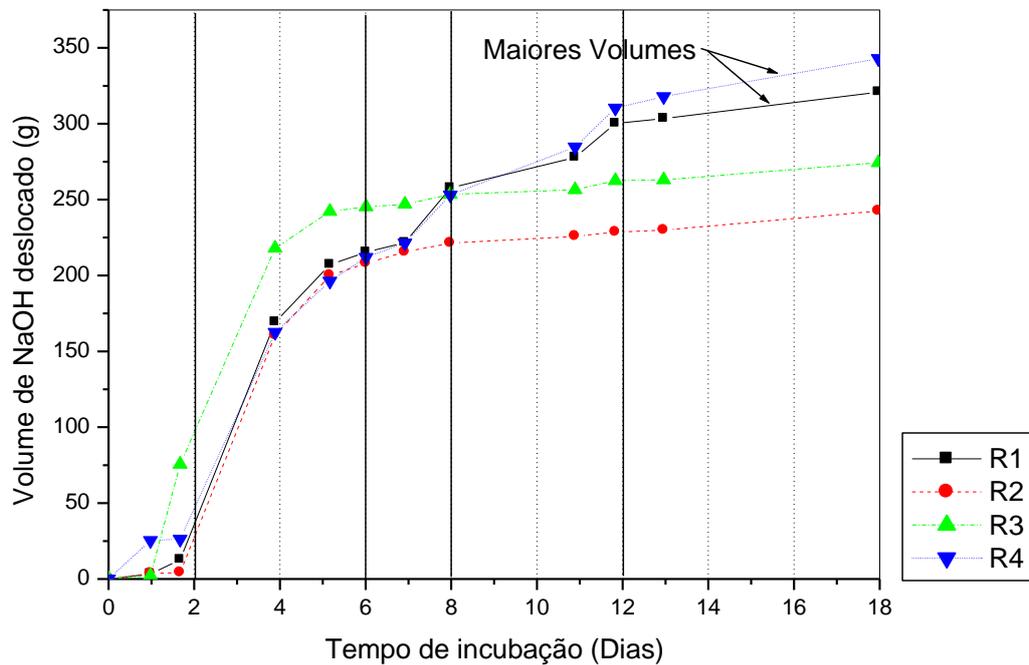
CARACTERIZAÇÃO DO LODO DE CERVEJARIA UTILIZADO NESTA PESQUISA	
ST (mg/g)	224,3
STV (mg/g)	180,9
STF (mg/g)	43,4

FONTE: Dados da pesquisa.

6.3 FASES DO PROCESSO DE BIODIGESTÃO EM RELAÇÃO AO TEMPO DE INOCULAÇÃO DOS BIORREACTORES

Os quatro biorreatores operaram por um período de 432 h (18 dias), em condições de processo semelhantes, percebe-se claramente três das quatro fases do crescimento microbiano (lag, log e estacionária). Do início da incubação até o final do segundo dia, identificou-se a fase de adaptação dos microrganismos, chamada fase "lag". Logo em seguida ocorreu um crescimento exponencial até o final do oitavo dia de produção, esse crescimento é a fase "log", nessa fase os microrganismos já estavam adaptados ao meio e atingiram o ponto máximo de produção de biogás diária. Ao avançar das horas de produção percebeu-se uma linearidade, característica da fase estacionária, onde ocorre uma produção mais uniforme, conforme pode ser observado na Figura 11.

Figura 11: Comportamento dos 4 reatores durante a incubação.

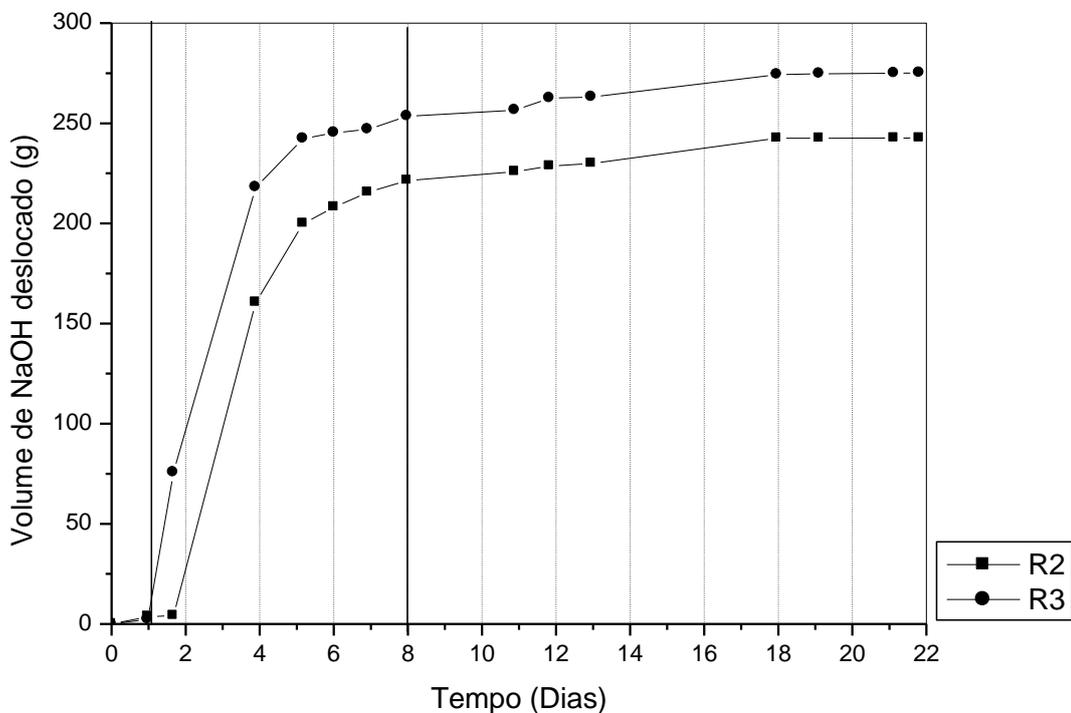


Fonte: Dados da pesquisa.

No final do dia 18 os reatores R1 e R4 foram desativados, permanecendo R2 e R3 em atividade até o final do experimento, conforme demonstrado na Figura 12.

O estudo prosseguiu até atingir o total de 552 horas (23 dias), durante esse período foram realizados 16 pontos de pesagem do metano produzido. A partir da décima segunda pesagem, percebeu-se que os biodigestores continuavam a produção, entretanto, quantidade de metano gerado já não era tão expressiva. A partir das 432 h (18 dias), as linhas de produção praticamente seguiram uma reta quase que horizontal, indicando assim o término da produção metanogênica e, dando início a fase endógena que é quando há um decaimento da produção do metano devido ao aumento acelerado da morte dos microrganismos e a escassez de nutrientes que auxiliam na degradação da matéria orgânica.

Figura 12: Comportamento dos reatores R2 e R3 durante o processo de biodigestão.



Fonte: Dados da Pesquisa.

6.4 PRODUÇÃO DO BIOMETANO

Após a obtenção de todos os dados do trabalho e análise dos gráficos, viu-se que o comportamento microbiano nos 4 biodigestores foi de acordo com a média citada na literatura. Com isso obteve-se uma geração satisfatória de biometano, vale ressaltar que as proporções dos biodigestores são de caráter experimental em escala laboratorial.

A produção de metano nos biodigestores variou entre 0,239 L (R2) e 0,338 L (R4) para 10g de substrato, com um TDH de 18 dias. Comparando com alguns trabalhos, citados posteriormente, utilizando substratos animais e biodigestão anaeróbia, pode-se afirmar que o processo desenvolvido por esse trabalho se mostrou eficiente.

Com o resultado obtido, pode-se projetar uma produção média, sob as condições de inoculação adotadas por este trabalho, de 0,53 L de CH₄ para um volume

útil, no reator, de 1 litro. Ou ainda, se for realizada essa mesma projeção para 1 Kg de substrato avícola, será possível chegar a 0,04 m³ CH₄/Kg.

Sunada (2011) utilizando efluentes de abatedouros de aves, obteve uma produção de biogás de 0,89 L de biometano para cada litro de efluente digerido e, com TDH de 28 dias. Um estudo desenvolvido por Higarashi (2006) numa agroindústria dedicada a suinocultura, obteve uma produção média de biogás de 0,045 m³/Kg de substrato e TDH de 30 dias, que no caso em questão foi o esterco suíno. Dotto (2008) trabalhando com biodigestão de esterco bovino, conseguiu produzir 0,89m³ de biogás com uma massa de 80kg de esterco. Kunz et al. (2004) desenvolveram uma pesquisa na qual verificaram a produção de biogás a partir da biodigestão anaeróbia, de 3 tipos diferentes de esterco, aves, suínos e bovinos. Com uma massa de 500kg de esterco bovino, produziram 0,094 m³/kg de esterco. Trabalhando com os dejetos suínos obtiveram 0,079 m³ de biogás por kg de esterco e, com as fezes das aves produziram 0,050 m³ de biometano por kg de esterco. Amorim (2004) promoveu uma biodigestão anaeróbia utilizando como substrato esterco de caprinos, no seu trabalho foi obtido uma produção de 0,02 m³ de biogás por kg de esterco.

6.5 DETERMINAÇÃO DA AME

Para realizar a atividade metanogênica de um lodo em um processo de biodegradação, é necessário fazer a inoculação com um substrato que seja resistente a atividade metabólica dos microrganismos metanogênicos. A maior quantidade do metano produzido, aproximadamente 70%, é produto da clivagem do acetato, que ocorre durante metabolismo dos microrganismos metanogênicos acetoclásticos. Os microrganismos hidrogenotróficos são os responsáveis pela produção dos outros 30% do metano, isso ocorre com a redução do dióxido de carbono (HARPER; POLAND, 1986).

O resultado da AME é expresso levando em consideração a concentração inicial do lodo e a massa inicial do inóculo, e essas variáveis teoricamente não interferem na produção de metano. Monteggia (1997) analisando o efeito da concentração de microrganismos, verificou que a faixa ideal de valores de AME foi obtida entre 2 e 5 g SSV/L e que quanto maior o valor de SSV há uma redução significativa na duração do teste, da mesma forma para valores menores de SSV,

cerca de 2 g/L ou superiores a 5 g/L, foi notado uma pequena redução dos valores de AME, os valores no teste foram obtidos com os reatores trabalhando sob agitação. Rocha et al. (2001) destaca que, se o ensaio for realizado sem agitação, a concentração de lodo deve ser em torno de 2,0 gSSV/L para se reduzir as dificuldades com a difusão do substrato.

A AME foi aferida durante o período de incubação dos 4 reatores, com a peculiaridade que, após 18 dias, apenas 2 reatores continuaram em operação. Pode-se observar através da Figura 13 que a AME máxima foi aferida em torno de 1,6 dias, período este que coincide com a fase logarítmica de crescimento microbiano, responsável pela maior atividade do período incubatório.

Embora os reatores tenham sido inoculados sob as as mesmas condições, observou-se sensíveis variações durante a biodegradação, mas com os perfis cinéticos desenvolvidos obedecendo o mesmo formato (Figura 13).

Os reatores R1 e R2 mostraram uma atividade máxima diária de produção semelhante na fase logarítmica, cerca de 0,40 gDQO-CH₄ gSSV.d⁻¹, o R3 apresentou uma AME máxima de 0,36 gDQO-CH₄ gSSV.d⁻¹, já o R4 produziu 0,34 gDQO-CH₄ gSSV.d⁻¹.

Simultaneamente a AME máxima, ou seja, momento no qual o ultimo estágio do processo de biodigestão anaeróbia, a metanogênese, predomina, ocorre também o consumo da maior quantidade de DQO de todo o processo. A massa de DQO consumida é 2 vezes maior do que a massa de CH₄ produzida. Isso ocorre devido a relação molar de 2 O₂ : 1 CH₄.

Na fase estacionária, que ocorreu apartir do oitavo dia, identificou-se uma diminuição da produção do metano, esse fato pode ser dado pelo esgotamento de nutrientes ou por causa do acúmulo de metabólitos tóxicos. O valor registrado no início dessa fase, em valores cumulativos, variou entre 0,56 gDQO-CH₄ gSSV.d⁻¹ e 0,65 gDQO-CH₄ gSSV.d⁻¹ no R2 e R1 respectivamente.

Desse ponto em diante os R2 e R3 apresentaram um perfil cinético semelhante, registrando pequenas variações até o ponto da última pesagem, que ocorreu no vigésimo terceiro dia, ocasião em que foi registrada uma AME de 0,61 gDQO-CH₄ gSSV.d⁻¹ no R2 e 0,70 gDQO-CH₄ gSSV.d⁻¹ no R3.

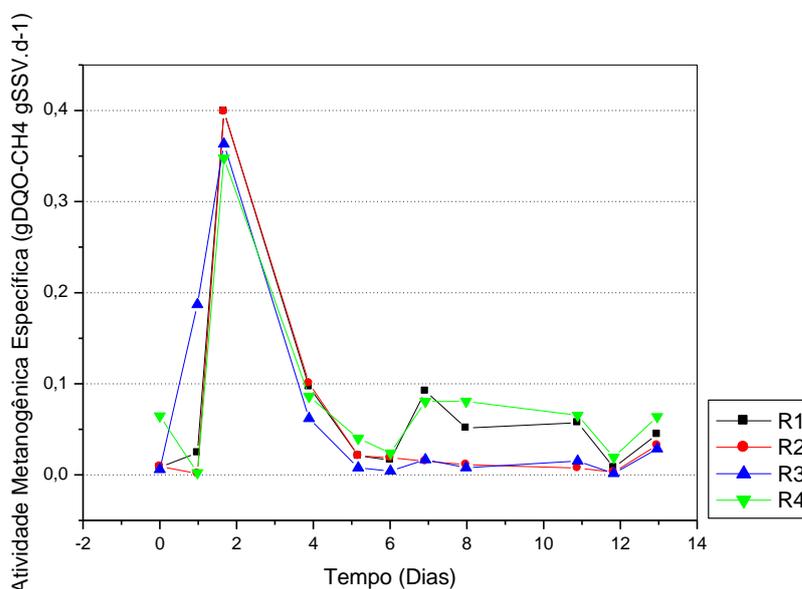
A AME do R1 foi de 0,81 gDQO-CH₄ gSSV.d⁻¹ e R4 0,87 gDQO-CH₄ gSSV.d⁻¹ até o dia 18.

Florentino (2010) também desenvolveu um trabalho com lodo proveniente de cervejaria, e obteve uma AME máxima de 0,240 gDQOCH₄/gSVT.d. Já Silva et al. (2013) desenvolveu uma pesquisa utilizando lodo de atividades alimentícias e lodo de atividades têxteis, a AME proveniente do inóculo com o lodo alimentício foi de 0,17 gDQO-CH₄ gSSV.d⁻¹, o lodo de atividades alimentícias proporcionou uma AME de 0,10 gDQO-CH₄ gSSV.d⁻¹.

Schrank (2000), realizou estudos com águas residuárias de indústria têxtil, com inoculação anaeróbia e chegou ao resultado de 0,05 gDQO-CH₄/gSV.dia⁻¹. Em uma pesquisa de tratamento de efluentes, Vazoller (2001) obteve uma AME de 0,21 gDQO-CH₄ gSSV.d⁻¹.

Pode-se perceber que as atividades metanogênicas específicas apresentaram variações de acordo com a composição do material utilizado no processo. A Figura 13 apresenta as AMEs dos reatores durante o período de 18 dias de operação.

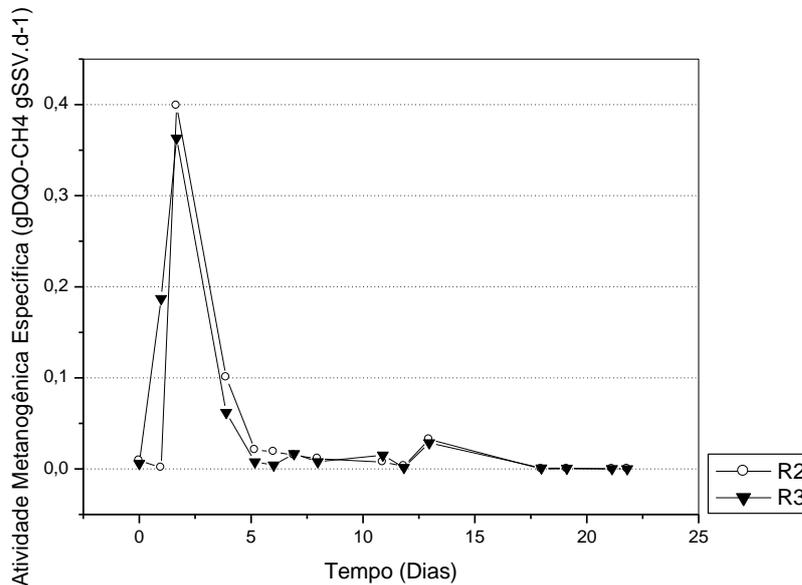
Figura 13: AME nos reatores durante 18 dias.



Fonte: Dados da Pesquisa.

Após 18 dias os reatores R2 e R3 continuaram produzindo, porém notou-se que não houve uma alteração significativa nos perfis cinético, conforme pode ser observado na Figura 14.

Figura 14: AME nos reatores R2 e R3 durante 23 dias.



Fonte: Dados da Pesquisa.

Para as massas de metano apresentadas na Tabela 6, o consumo de DQO teórico ficou, em média, 4 vezes maior do que a DQO real. Esse fato pode ser explicado, uma vez que a DQO real é a diferença entre a DQO inicial do reator e a DQO após a biodigestão deste. Ou seja, a DQO aferida no momento da inoculação, quando nenhuma reação havia ocorrido ainda no volume útil do biorreator, menos a DQO do efluente após a inativação do reator. Este efluente possui, ainda, uma grande carga orgânica devido a morte constante de microrganismos que, em uma considerável quantidade, são consumidos pelos que estão vivos e produzindo.

Um outro detalhe são os traços de matéria orgânica presentes na solução de macro e micronutrientes que, após reagirem dentro do meio e serem consumidos pelos microrganismos, estão disponíveis para serem convertidos em metano exigindo, assim, uma maior carga de DQO.

Tabela 6 – Relação da produção de metano com o consumo de DQO

PRODUÇÃO DE CH ₄ X DQO				
REATOR	CH ₄ (mL)	CH ₄ (mg)	DQO TEÓRICA (mg)	DQO REAL (mg)
R1	316,0	207,3	832,0	158,0
R2	239,0	156,8	629,0	203,0
R3	271,0	177,8	713,5	178,0
R4	338,0	221,7	889,9	100,0

FONTE: Dados da pesquisa.

6.6 RESÍDUO DA BIODIGESTÃO ANAERÓBIA

Após a desmontagem dos biodigestores, observou-se que havia uma pequena quantidade de material sólido além dos microrganismos, que mais tarde foi percebido que se tratava de microrganismos mortos. O efluente gerado no processo de biodigestão, passou por uma nova aferição do seu pH, onde observou-se que estava levemente ácido, resultado da fase de acidogênese que ocorre na biodegradação. Diante dessa situação observa-se a necessidade de um tratamento do efluente gerado no processo, de forma que seu descarte ou reutilização não cause nenhum tipo de dano ao meio ambiente.

Para que não haja o descarte de forma incorreta, sugere-se que sejam estudadas maneiras de reutilização dos efluentes resultantes do processo anaeróbio, de modo que sejam vistos métodos ecologicamente corretos e economicamente viáveis para sua destinação. Uma das possibilidades é a utilização do efluente para o cultivo de hortaliças e outras culturas. Em uma pesquisa recente Duarte (2017) observou a necessidade do monitoramento com irrigação de águas residuárias, para tanto, os parâmetros de aceitabilidade da qualidade do efluente utilizado teve de ser corrigido antes de sua aplicação nas plantas. O trabalho desenvolvido por Xavier (2016) estudou a viabilidade do reuso de águas residuárias para o cultivo de hortaliças em sistema de hidroponia. Já Baumgartner (2016) estudou a viabilidade de irrigação com águas residuárias na irrigação da alface, que segundo o autor, não apresentaram alteração em sua qualidade.

Outro ponto importante para ser estudado, é a eficiência energética gerada a partir da queima do biometano gerado no processo de biodigestão. É importante saber o quanto de energia pode ser gerada com uma quantidade conhecida do biometano, sobretudo, para viabilizar e expandir as pesquisas e produção em escala industrial,

uma vez que ficou evidenciado o processo é eficiente e muito produtivo. Segundo Miki (2018), o biometano é um gás que se mostra muito eficiente para alimentação da frota automotiva. Marinho (2019) em seu artigo para o canal Jornal da Bioenergia, trouxe a viabilidade e a crescente utilização de biogás e frotas de máquinas agrícolas, sendo um investimento sustentável para os equipamentos utilizados no campo.

Os microrganismos mortos e o material orgânico sólido que por ventura não sejam degradados, poderão passar por um processo de compostagem, que posteriormente poderá servir para incorporar canteiros de hortaliças ou outro tipo de cultura, visto que a quantidade de matéria orgânica contida nesse tipo de material é muito alto.

7. CONCLUSÃO

A geração de energia de forma mais limpa e viável é, sem dúvida, cada vez mais interessante para a indústria em geral e para grandes centros urbanos. Estudos vêm sendo desenvolvidos nesse contexto e embasam a pesquisa realizada para este trabalho que teve por objetivo analisar as potencialidades de utilização de resíduos avícolas para geração de biogás via processos anaeróbios.

Após caracterização do substrato avícola, foi possível perceber que os parâmetros como pH próximo de 7,0 e DQO a cima de 4.000 mg/L se mostraram coerentes com a média descrita pela literatura. Através da série de sólidos totais ficou evidente a grande quantidade de matéria orgânica que poderia ser submetida à biodigestão anaeróbia, uma vez que cerca de 95% do substrato seco é composto por sólidos totais voláteis. É importante ressaltar que este último parâmetro foi determinado utilizando-se o substrato *in natura* e concentrado. Sendo desta forma, a relação aplicada foi de mg/g (miligramas de sólidos por cada grama de substrato) e não mg/L, como de costume para efluentes diluídos de processos industriais.

A caracterização do lodo que foi utilizado na inoculação dos reatores, segundo a literatura, trata basicamente da série de sólidos voláteis. Por se tratar de colônias granulares sedimentáveis e não suspensas, este trabalho quantificou os STV e não os SSV. Verificou-se que o STV representa 80% do lodo seco. Esse fator foi preponderante para determinar a concentração de microrganismos nos reatores.

Já em operação, o volume de geração de biogás pode ser considerado como satisfatório, mostrando-se, por vezes, maior do que o descrito por autores que trabalharam com substratos semelhantes. Embora o TDH tenha sido relativamente curto em relação a literatura, durante os 18 primeiros dias os reatores produziram volumes de biogás que variaram entre 239 e 338 mL.

A AME também foi objeto de pesquisa e mostrou-se relativamente superior ao descrito na literatura uma vez que, a partir das 24 horas até as 72 horas de biodigestão anaeróbia, a média de AME entre os reatores foi de 0,33 gDQO-CH₄ gSSV.d⁻¹. A média registrada para estudos com substrato de origem avícola é de 0,18 gDQO-CH₄ gSSV.d⁻¹. Esta atividade superior pode ser interpretada como sendo um resultado do pré-tratamento do lodo com nutrientes, fazendo com que os microrganismos estivessem em plenas condições para realizar a degradação da matéria orgânica presente no volume útil do reator.

O decaimento da DQO real no processo de biodigestão anaeróbia foi relativamente baixo, quando relacionado com a DQO teórica. Esse fato pode ser explicado se for considerado que o valor de DQO inicial, ou seja, no momento da inoculação dos reatores, tomou como base apenas a massa de substrato diluída na solução de nutrientes e um volume considerável de água, completando o volume útil. Como o lodo é granular e sedimentou, não foi considerado para a leitura da DQO inicial. Após a biodigestão, porém, havia uma massa de microrganismos mortos e diluídos no efluente fazendo com que a quantidade de matéria orgânica no processo aumentasse, em relação ao valor inicial. A diferença, portanto, não representou o efetivo consumo de DQO do substrato para este processo.

Tomando estes resultados como parâmetro e considerando um pré-tratamento que possa otimizar a produção de biogás, potencializando o volume gerado para uma massa fixa de substrato, pode-se concluir que o resíduo avícola utilizado nesta pesquisa tem um alto potencial de geração de biogás, podendo contribuir com a matriz energética de espaços como pequenas empresas até grandes indústrias, inclusive podendo ser empregado em granjas e abatedouros gerando uma energia limpa e mais barata.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, R. G. C. M.; et al. **Digestores anaeróbios para tratamento de dejetos suínos** – avaliação de partida para diferentes configurações de reatores. In: 23^o CONG. BRAS. ENG. SANITÁRIA E AMBIENTAL, Anais..., Campo Grande, 2005.

AMORIM, A. C. **Biodigestão Anaeróbia de Dejetos de Caprinos Obtidos nas Diferentes Estações do Ano**. Eng. Agríc., Jaboticabal, v.24, n.1, p.16-24, jan./abr. 2004

ANEEL. **Atlas de Energia Elétrica do Brasil**. 3^a ed. Brasília: ANEEL, 2008.

APHA. American Public Health Association. **Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater**. 22 ed. Washington: APHA, 2012.

BAUMGARTNER, D. - **Alface irrigada com águas residuárias de atividades agroindustriais**. *Unioeste*, Toledo (2001).

BAUER, C.; KORTHALS, M.; GRONAUER, A.; LEBUHN, M.: **Methanogens in biogas production from renewable resources** – a novel molecular population analysis approach. *Water Sci. Tech.* 2008, 58, No. 7, S. 1433–1439.

BELLAVER, C. **Ingredientes de origem animal destinados à fabricação de rações**. In: Simpósio sobre Ingredientes na Alimentação Animal. Campinas: 2001. p.167- 190.

BICALHO, J. R. S. **Modelagem computacional de um reator anaeróbico fabricado em polietileno de alta densidade rotomoldado**. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto Politécnico. Rio de Janeiro: UERJ, 2007.

BLEY JR., C. **Agroenergia da biomassa residual: Perspectivas econômicas, sociais, ambientais e energéticas**. Curitiba: Itaipu Binacional, 2008. 10 p.

BUENO, R.F. **Comparação entre biodigestores operados em escala piloto para produção de biogás alimentado com estrume bovino.** Holos Environment, v. 10, n. 1, p. 111-125. FSP/USP. Rio Claro, 2010.

CAMPOS, J. R. **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo.** Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

CATAPAN, D.C.; CATAPAN, A.; ROSSET, N.R.; HARZER, J.H. **Análise da viabilidade financeira da produção de biogás através de dejetos de equinos: Custos e Agronegócio.** 8, 25-51. UFPR. Curitiba, 2012.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. 2007.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Reatores anaeróbios.** Vol. 5. Belo Horizonte: UFMG, 2008.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from Waste and Renewable Resources.** Wiley-VCH, Weinheim, 2008.

DOTTO, R. B.; WOLFF, D. B. **Biodigestão e produção de biogás utilizando dejetos bovinos.** Disciplinarum Scientia. Santa Maria, 2008.

Duarte, R. L. - **Qualidade da Água em Área de Cultivo de Hortaliças** – Estudo Preliminar do Córrego Água Comprida, Barra Mansa - RJ. Juiz de Fora (2017).

EMBRAPA. **Central de inteligência de aves e suínos, 2017.** Disponível em: <<https://www.embrapa.br/suinos-e-aves/cias/estatisticas/frangos/mundo>>. Acessado em 06/08/2018.

FEAM. Fundação Estadual do Meio Ambiente. **Guia técnico ambiental de biogás na agroindústria.** Belo Horizonte: 2015.

FEIDEN, A. **Tratamento de águas residuárias de indústria de fécula de mandioca através de biodigestor anaeróbio com separação de fases em escala piloto.**

Faculdade de Ciências Agrônômicas. Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. Botucatu: UNESP, 2010.

FERNANDES, D. M. **Biomassa e Biogás da Suinocultura.** Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Ponta Grossa: UEOP, 2012.

FIELD, J.; ALVAREZ, R.S.; LETTINGA, G. (1988). Ensayos anaeróbios. In: **Depuración anaerobia de aguas residuales.** Actas del 4º seminario D.A.A.R. Valladolid, España, 23-25 noviembre 1988. Edición coordinada por POLANCO, F.Fdz.; GARÇIA, P.A.; HERNANDO, S. Valladolid: Secretariado de Publicaciones, Universidad, D.L.

FLORENCIO, L. **The fate of Methanol in anaerobic bioreactors.** Ph.D. Dissertation. Wageningen Agricultural University. Wageningen, The Netherlands. 1994.

FLORENTINO. HELENICE DE OLIVEIRA. **Funções Sigmoidais Aplicadas na Determinação da Atividade Metanogênica Específica – AME.** Rev. Bras. Biom., São Paulo, v.28, n.1, p.141-150, 2010.

FORESTI, E. **Fundamentos do processo de digestão anaeróbia.** In: TALLERY SEMINARIO LATINOAMERICANO TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES, 3., 1994, Montevideu, Uruguai. *Anais...* p.97-110.

GASPAR, R. M. B. L. **Utilização de Biodigestor em Pequenas e Médias Propriedades Rurais com Ênfase na Agregação de Valor:** Um Estudo de Caso na Região de Toledo-PR, 2003. 106f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Faculdade de Engenharia de produção e sistemas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis-SC, 2003.

GIOIELLI, A. L.; GRIMALDI, R.; CHIU, C. M. **Fracionamento a seco da gordura de frango em escala piloto.** Rev. Bras. Cienc. Farm. v. 43, n. 3, São Paulo: 2007.

GOMES, S. F. L. **Potencial de produção de biodiesel a partir do óleo de frango nas cooperativas do Paraná.** UNIOESTE. Cascavel: UNIOESTE, 2005.

HARPER S R, POHLAND F G. **Recent developments in hydrogen management during anaerobic biological wastewater treatment.** *Biotechnol. Bioeng*, v. 28, p. 585–602, 1986.

HIGARASHI.MARTHA MAYUMI. **Projeto de Controle da Degradação Ambiental Decorrente da Suinocultura em Santa Catarina,** Junho, 2006.

INOUE, K.R.A. **Produção de biogás, caracterização e aproveitamento agrícola do biofertilizante obtido na digestão da manipueira.** UFV, Viçosa, 2008.

KARAGIANNIDIS, A. **Waste to Energy:** opportunities and challenges for developing and transition economies. 1st ed., London: Springer. 2012.

KATO, M. T. Configurações de reatores anaeróbios. In: CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** Rio de Janeiro: ABES/PROSAB, 1999. cap. 3, p. 53-100, 405 p.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; BORTOLI, M.; MENOZZO, G. F. **Utilização de biodigestão anaeróbia para o tratamento de dejetos de suínos.** Trabalho apresentado na 28ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química, Poços de Caldas, 2004.

LOUZADA, A. G. **Avaliação da biodegradabilidade de lodos com condicionamento hidrolítico provenientes do sistema ETE-UFES.** In: 23º CONG. BRAS. ENG. SANITÁRIA E AMBIENTAL, ABES, Campo Grande, 2005.

LUCENA, R. M. **Identificação molecular da diversidade microbiana em reator UASB de estação de tratamento de esgoto.** Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2008.

MACHADO, G. B. **Geração e Aproveitamento Energético do Biogás**. PROJETO PROBIOGÁS 2016.

MARINHO. A. F. [2019]. **Uso de biometano em frota de veículos pesados**. Disponível em < <http://www.canalbioenergia.com.br/uso-de-biometano-em-frota-de-veiculos/> > Acessado em 02 de mai de 2019.

MERCHUK, J. C., WU X. **Modeling of photobioreactors**, Application to bubble column simulation, Journal of Applied Phycology, 15, 163-170, Beer Sheva, 2003.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse**. 3.ed. New York: McGraw-Hill, 2003, 1265pp.

METCALF & EDDY. Wastewater engineering. Treatment, disposal, and reuse. 3 Ed. Singapore: McGraw-Hill, Inc. International Edition, 1991. 1334p.

MIRANDA, A. P.; AMARAL, L. A.; LUCAS Jr., J. **Influencia da temperatura na biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos e suínos**. X Encontro Latino Americano de Iniciação Científica e VI Encontro Latino Americano de Pós-Graduação. Disponível em: <http://www.inicepg.univap.br/cd/INIC_2006/epg/01/EPG00000338 > Acessado em 02 set 2018.

MIKI, R. E. - **Biometano produzido a partir de biogás de ETEs e seu uso como combustível veicular**. UFSM, Santa Maria: Revista DAE, núm. 209, vol. 66, janeiro a março de 2018.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Biomassa é a segunda maior fonte de energia em 2017**: Desempenho por biomassa superou a participação de gás natural na Oferta Interna de Energia Elétrica em 2017. Assessoria de Comunicação Social. Brasília: MME, 2017.

MONTEGGIA, L. **Proposta de metodologia para avaliação do parâmetro Atividade Metanogênica Específica.** In: 19º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, ABES. Foz do Iguaçu, 1997.

OJEDA, K.; KAFAROV, V. **Exergy analysis of enzymatic hydrolysis reactor for transformation of lignocellulosic biomass to bioethanol.** Chemical Engineering Journal. V.154, p.390-395, 2009.

OCKERMAN, H. W.; HANSEN, C. L. **Industrialización de subproductos de origem animal.** Zaragoza: Acribia, 1994. 387 p.

OLIVEIRA, P. A. V. **Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos: Manual de boas práticas.** Concórdia: Gestão Integrada de Ativos Ambientais, 2004. Cap. 4, p.42-55

OLIVEIRA, R. D. **Geração de Energia Elétrica a partir do Biogás produzido pela Fermentação Anaeróbia de Dejetos em Abatedouros e as Possibilidades no Mercado de Carbono.** São Carlos: USP, 2009.

PENNA, J. A. **Estudo da metodologia do teste de atividade metanogênica específica.** Escola de Engenharia, USP-São Carlos, 1994.

REI, E. F. et al. **Alterações no pH, matéria orgânica e CTC efetiva do solo, mediante a aplicação elevadas doses de lodo de esgoto em diferentes intervalos de irrigação.** Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável. Mossoró, v.4, n.2, p.31-38, 2009.

REZENDE, D. R.; ALVES, M. I. R.; ANTONIOSI FILHO, N. R. **I Congresso da Rede Brasileira de Tecnologia de Biodiesel: artigos técnico-científicos,** Brasília, 2006.

ROCHA, M.A.G., et al. **Avaliação e comparação entre a atividade metanogênica específica de esgotos doméstico e industrial.** In: ANAIS 21º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENG. SANITÁRIA E AMBIENTAL, J. Pessoa, 2001.

SALMINEN, E. A.; RINTALA, J. A. **Semi-continuous anaerobic digestion of solid poultry slaughterhouse waste**: effect of hydraulic retention time and loading. *Water Research*, Londres, v.36, p.3.175-3.182, 2002.

SANTOS, T. M. B.; LUCAS Jr., J. **Balanço energético e adequação do uso de biodigestores em galpões de frango de corte**. Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista. Jaboticabal, 2001.

SCHERER, P. A. V. In: Thomé-Kozmiensky, K.J. (Hrsg.): **Biologische Abfallbehandlung – Enzyklopädie der Kreislaufwirtschaft**. Berlin : EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, 1995, S. 359–372.

SCHMIDELL, W.; FACCIOTTI, M. C. R. **Biorreatores e Processos Fermentativos**. In: **Biotecnologia Industrial: Engenharia Bioquímica**.. 1º ed, São Paulo: Edgard Blücher, v.II, cap.8, 2001.

SCHMIDELL, W., LIMA, U.A., AQUARONE, E., BORZANI, W. **Biotecnologia Industrial**, Blucher. São Paulo, 2001.

SCHRANK, SILVIA GABRIELA. **Tratamento Anaeróbio de Águas Residuárias Da Indústria Têxtil**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, 2000.

SEVERO, L. S. et al. **A emergência de “inovações sustentáveis”**: questão de opção e percepção. In: SIMPOSIO DE ADMINISTRAÇÃO DA PRODUÇÃO, LOGÍSTICA E OPERAÇÕES INTERNACIONAIS, 9, 2006, São Paulo, SP. *Anais*. São Paulo: 2006.

SINELLI, P. H. **Remoção de fósforo de efluente de tratamento anaeróbio por processo físico-químico**. Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2002.

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

SOUTO, T. **Comparação de técnicas para a determinação da atividade metanogênica específica em lodos anaeróbios**. Dissertação de mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, UFMG, 2006.

SOUTO, G. D. B. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros** - estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP. 2009.

SUNADA, N. S. **Efluente de abatedouro avícola: processos de biodigestão anaeróbia e compostagem**. Universidade Federal da Grande Dourados – UFGD. Dourados: 2011.

TRAJANO, A. S. A. **Tratamento anticorrosivo essencial para a durabilidade de reatores de aço**. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville, SC. Rio de Janeiro: ABES, 2003.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento Anaeróbio de Esgotos: Um Manual para Regiões de Clima Quente**. Epgraf: 1994.

VAZOLLER, R. F. **Microbiologia e Saneamento Ambiental**. USP, São Paulo, 2001.

VITOR, T. R. **Biomassa Residual Como Fonte Alternativa de Energia Elétrica**. 2010. Faculdade União das Américas. Foz do Iguaçu: 2010.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 1995. 240 p.

XAVIER, J. F. CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS UTILIZADAS NO CULTIVO HIDROPÔNICO DE ALFACE CRESPA. Foz do Iguaçu, 2016.