

GEOVAN CARLOS SOETHE

**APROVEITAMENTO DA MASSA VISCERAL DA TILÁPIA (*Oreochromis niloticus*)
PARA PRODUÇÃO DE BIOGÁS**

**CASCABEL
PARANÁ – BRASIL
JANEIRO – 2014**

GEOVAN CARLOS SOETHE

**APROVEITAMENTO DA MASSA VISCERAL DA TILÁPIA (*Oreochromis niloticus*)
PARA PRODUÇÃO DE BIOGÁS**

Projeto de Pesquisa apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Energia na Agricultura da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Armin Feiden

Coorientador: Prof. Dr. Jair A. Siqueira Cruz

**CASCADEL
PARANÁ – BRASIL
JANEIRO – 2014**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Ficha catalográfica elaborada por Jeanine da Silva Barros CRB-9/1362

S664a Soethe, Geovan Carlos
Aproveitamento da massa visceral da tilápia (*Oreochromis niloticus*)
para produção de biogás. / Geovan Carlos Soethe — Cascavel, PR:
UNIOESTE, 2014.
73 p.

Orientador: Prof. Dr. Armin Feiden
Coorientador: Prof. Dr. Jair Antônio Siqueira Cruz
Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual do Oeste do Para-
ná.
Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Energia na Agricultu-
ra, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas.
Bibliografia.

1. Biodigestão. 2. Gás metano. 3. Resíduos de peixes. I. Universida-
de Estadual do Oeste do Paraná. II. Título.

CDD 21°ed. 628.74

GEOVAN CARLOS SOETHE


**“Aproveitamento da massa visceral da tilápia (*Oreochromis niloticus*)
para produção de biogás”**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Energia na Agricultura em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Energia na Agricultura, área de concentração Agroenergia, **aprovada** pela seguinte Banca Examinadora:

Orientador:



Prof. Dr. Armin Feiden
Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE/Cascavel



Prof. Dr. Carlos Eduardo Camargho Nogueira
Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE/Cascavel



Prof. Dr. Adilson Reidel
Instituto Federal do Paraná- IFPR/Foz do Iguaçu

Cascavel, 19 de fevereiro de 2014.

“Dedico à minha família, à minha filha Gabrielle pela motivação, em especial à minha mãe Professora Valesca (in memoriam) que sempre conduziu os passos de seus filhos com assertividade e amor.”

AGRADECIMENTOS

- À Deus pela oportunidade de viver;
- À meus pais Sr. Germano Niehues Soethe e Sra. Valesca Zoelher Soethe (*in memoriam*) pela disciplina e valores;
- À minha filha Gabrielle Claro Soethe e esposa Gisselle Claro, pela inspiração e motivação;
- À Universidade Estadual do Oeste do Paraná, pela oportunidade;
- À meu orientador Prof. Dr. Armin Feiden, pelo aprendizado e por acreditar no meu potencial;
- Aos professores: Prof. Dr. Jair Cruz, Prof Dr. Reginaldo Santos, Prof. Dr. Reinaldo Baricatti, Prof. Dr. Deonir Secco, Prof. Dr. Samuel N. de Souza;
- Aos colegas Doglas Bassegio, Angelo Mari, Patrícia Dias, Ivan Wernke, Dangela P. Fernandes, Thais Vidal e todos os colegas que contribuíram para alcançar o objetivo;
- Aos servidores do curso de Energia na Agricultura em especial o Sr. Dário e Sra. Vanderléia;
- À Fundação PTI e Laboratório Biogás da FPTI pelo auxílio e cooperação;
- Ao Instituto Federal do Paraná pelo apoio e pelo espaço físico;
- Enfim, agradeço a todos que de uma maneira ou de outra contribuíram para o bom andamento desta pós-graduação.

LISTA DE FIGURAS

Figura 01. Vísceras de tilápia.....	06
Figura 02. Sequência metabólica e grupos microbianos.....	11
Figura 03. Localização do município de Foz do Iguaçu – PR.....	18
Figura 04. Esquema da montagem do sistema visto em planta.....	20
Figura 05. Esquema dos gasômetros e cúpula emborcada em água.....	21
Figura 06. Sistema contendo unidades biodigestoras.....	22
Figura 07. Detalhe da câmara digestora, gasômetro e válvula de coleta.....	22
Figura 08. Abastecimento dos reatores em diferentes composições.....	24
Figura 09. Aparelho Dräger X-am 7000.....	27
Figura 10. Gráfico de produção de biogás.....	39
Figura 11. Produção de gás acumulada.....	40
Figura 12. Comprovação produção de gás metano.....	44
Figura 13. Concentração de pH, limites médios ideais e máximos permissíveis.....	49

LISTA DE QUADROS

Quadro 01. Características dos dejetos frescos de suínos.....	08
Quadro 02. Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios.....	09
Quadro 03. Comparação entre diferentes fontes energéticas o biogás.....	15
Quadro 04: Concentrações adequadas de micronutrientes segundo diferentes fontes.....	35

LISTA DE TABELAS

Tabela 01. Composição média do biogás segundo diferentes autores.....	14
Tabela 02. Composição dos substratos para avaliação.....	24
Tabela 03. Parâmetros para análise físico química do experimento.....	28
Tabela 04. Comparações entre pH obtido das vísceras de tilápia.....	29
Tabela 05. Sólidos totais, sólidos fixos e sólidos voláteis de vísceras de peixes.....	30
Tabela 06. Resultado de análises de macro nutrientes: C, N P, S das vísceras.....	31
Tabela 07. Resultados das concentrações de macro nutrientes da tilápia	33
Tabela 08. Resultados das concentrações de micro nutrientes da tilápia	35
Tabela 09. Concentração de gordura total das vísceras da tilápia	36
Tabela 10. Média de produção semanal (L) de biogás por tratamentos (T).....	38
Tabela 11. Média absoluta semanal e diária de produção total de biogás.....	41
Tabela 12. Concentração média de CH ₄ , Co ₂ e O ₂	42
Tabela 13. Concentração de ST, STF, STV para afluyente e efluente.....	45
Tabela 14. Comportamento potencial hidrogeniônico afluyente e efluente	48

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 01: Determinação de sólidos totais.....	26
Equação 02: Determinação de sólidos voláteis.....	26
Equação 03: Fator de biodegradabilidade proposto por Claas e Maia (1994).....	32

APROVEITAMENTO DA MASSA VISCERAL DA TILÁPIA (*Oreochromis niloticus*) PARA PRODUÇÃO DE BIOGÁS

SOETHE, Geovan Carlos, M. sc., Universidade Estadual do Oeste do Paraná, fevereiro de 2014. **Aproveitamento da massa visceral da tilápia (*Oreochromis niloticus*) para produção de biogás.** Orientador: Prof. Dr. Armin Feiden. Co-orientador Prof. Dr. Jair Antônio Siqueira Cruz.

RESUMO

O presente estudo apresenta-se como alternativa sustentável aos rejeitos piscícolas quanto às possibilidades de geração de energia em forma de biogás. O experimento delimitou-se no município de Foz do Iguaçu – PR, com a coleta local de amostras das vísceras de espécimes tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). Foram avaliadas as propriedades físico-químicas das vísceras *in-natura* e paralelamente realizada a fermentação em batelada em um período de 56 dias, verificando o seu potencial de geração de biogás (CH₄), como uma forma do aproveitamento deste descarte. Na caracterização das vísceras *in-natura*, foram avaliados os teores de sólidos totais ST (g), sólidos voláteis SV (g), sólidos fixos SF (g), demanda bioquímica de oxigênio DBO (mg.L⁻¹) e demanda química de oxigênio DQO (mg.L⁻¹), micro e macro nutrientes, bem como a quantidade de gordura presente QG (g.L⁻¹). Em fase experimental os rejeitos viscerais foram triturados, peneirados, misturados e dispostos de forma crescente em quatro tratamentos: T1 25%, T2 50%, T3 75% e T4 100%, misturados em co-digestão com dejetos de suínos, em concentrações de 4,67%, 5,72%, 6,15%, 7,44%, para ST adicionados, e 3,73%, 4,80%, 5,40%, 5,43% para SV adicionados, respectivamente para os quatro tratamentos, com um volume de inóculo de 20%. Os resultados obtidos por meio da caracterização físico química das vísceras apresentaram-se favoráveis para a produção de biogás, como pH entre 6,27 e 7,02, concentração de SV e SF de 91,64% e 8,33%, e também algumas restrições como dispersões em níveis de micro e macro nutrientes C:N:P:S de 525,10:15,90:6,00:22,51 (g.L⁻¹), respectivamente, quantidade de gordura de (20,02%) e níveis elevados de DBO e DQO de 129525,00 mg.L⁻¹ e 503750,00 mg.L⁻¹. Na fase experimental os respectivos tratamentos T1, T2, T3 e T4, resultaram no consumo de 21,98%, 34,56%, 16,63%, 28,77% de STF-efluente e de 21,54% 39,73%, 16,26%, 26,34% de STV-efluente. Também houve oscilações no pH, havendo uma queda para os tratamentos T1 e T3 e uma tendência a neutralização nos tratamentos T2 e T4, sendo verificado no período de análise concentrações de CH₄ com até 88,72%.

Palavras-Chave: Resíduos de Peixes, biodigestão, gás metano.

SOETHE , Geovan Carlos M. sc . , State University of West Paraná , february 2014. **Harnessing the visceral mass of tilapia (*Oreochromis niloticus*) for biogas production** . Advisor: Prof. Dr. Armin Feiden . Co-supervisor Prof . Dr. Jair Antônio Siqueira Cruz .

ABSTRACT

This study presents itself as a sustainable alternative to fish tailing on the possibilities of energy generation in the form of biogas . The experiment was delimited in the city of Foz do Iguaçu - PR , with local sampling of specimens from the viscera of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) . The physicochemical properties of the viscera in natura were evaluated in parallel performed in batch fermentation in a period of 56 days, verifying their potential to generate biogas (CH₄) , as a way of harnessing this disposal . The characterization of the viscera in natura , the total solids ST (g) , volatile solids SV (g) , solid fixed SF (g) , biochemical oxygen demand BOD (mg l⁻¹) and chemical demand were evaluated oxygen COD (mg L⁻¹) macro and micro nutrients as well as the amount of fat present HQ (gL⁻¹). In the experimental phase visceral tailings were ground, sieved , mixed and arranged in ascending order of four treatments : T1 (25 %) , T2 50 % , T3 75 % and T4 100 % , mixed in co -digestion with swine manure in concentrations of 4.67% , 5.72 % , 6.15 % , 7.44 % to ST added and 3.73% , 4.80 % , 5.40 % , 5.43 % to VS added , respectively for the four treatments, with an inoculum volume of 20%. The results obtained by physicochemical characterization of the viscera showed favorable results for the production of biogas , such as pH between 6.27 and 7.02 , SV and SF concentration of 91.64 % and 8.33 % , and also some restrictions as dispersions in micro and macro levels of nutrients C: N: P : S of 525,10:15,90:6,00:22,51 (GL⁻¹) , respectively, the amount of fat (20.02%) and high levels of BOD and COD in mg l⁻¹ and 129,525.00 503,750.00 mg.L⁻¹ . In their experimental stage T1 , T2 , T3 and T4 resulted in consumption of 21.98 % , 34.56 % , 16.63% , 28.77 % and effluent STF 21.54 % 39.73 % , 16.26% , 26.34 % STV - effluent. There were also variations in pH , with a penchant for T1 and T3 and a tendency to neutralization in the T2 and T4 , and in the period of analysis CH₄ concentrations up to 88.72 % .

Keywords: Waste Fish, digestion, methane.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	v
LISTA DE QUADROS.....	vi
LISTA DE TABELAS	vii
LISTA DE EQUAÇÕES.....	viii
RESUMO.....	ix
ABSTRACT	x
1.INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO DA LITERATURA.....	4
2.1 Considerações sobre a tilápia (<i>Oreochromis niloticus</i>).....	4
2.2 Composição da biomassa	5
2.2.1 Vísceras tilápia.....	6
2.2.2 Dejetos suínos	7
2.3 Biodigestão anaeróbia	8
2.3.1 Fases da biodigestão anaeróbia	10
2.3.2 Co-digestão na produção de energia e tratamento de efluentes	12
2.3.3 Fatores que influenciam a anaerobiose	12
2.3.4 Biogás	14
2.4 Legislação ambiental e gerenciamento de resíduos sólidos	15
3. MATERIAIS E MÉTODOS	18
3.1 Caracterização físico química das vísceras da tilápia.....	19
3.2 Constituição física e abastecimento dos biodigestores.....	19
3.2.1 Composição e aplicação dos substratos	22
3.2.2 Abastecimento dos biodigestores.....	23
3.2.3 Inoculo.....	25
3.3 Análises físico-químicas realizadas no experimento.....	25

3.4 Monitoramento da produção de biogás.....	27
3.5 Análise Estatística.....	27
3.5.1 Parâmetros fixos e variáveis analisadas no experimento.....	28
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES	29
4.1 Caracterização físico química das vísceras da tilápia.....	29
4.1.1 Potencial hidrogeniônico (pH) das vísceras da tilápia.....	29
4.1.2 Relação de sólidos das vísceras da tilápia	30
4.1.3 DBO e DQO das Vísceras da tilápia.....	31
4.1.4 Nutrientes e quantidade de cordura das vísceras da tilápia	33
4.1.4.1 Macro nutrientes.....	33
4.1.4.2 Micro nutrientes.....	34
4.1.4.3 Quantidade de gordura.....	36
4.2 Resultados do experimento.....	37
4.2.1 Produção de biogás.....	37
4.2.2 Concentração de metano (CH ₄)	42
4.2.3 Concentração dos sólidos.....	44
4.2.5 Potencial hidrogeniônico (pH)	48
5. CONCLUSÃO.....	50
6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	51

1. INTRODUÇÃO

O progresso de uma região está diretamente relacionado demanda de energia e, na medida em que se aumentam as perspectivas para este progresso, também devem ser previstas fontes matrizes energéticas alternativas para que este crescimento se sustente.

Nas últimas décadas a crise energética tem se tornado evidente devido à baixa produção de energia necessária para alavancar a demanda necessária ao desenvolvimento econômico e tecnológico. É sabido que a produção de energia é obtida por meio de fontes não renováveis, em sua grande maioria de origem fóssil. Por esta crescente dependência nas diversas partes do planeta, apresenta-se como um dos principais reflexos a crise ambiental, resultando principalmente na degradação durante a fase de exploração, produto da transformação química para produção de energia. Observa-se que a questão energética tem se tornado vital para o mundo e também para o país, sendo de extrema importância a diminuição progressiva da dependência antrópica sobre os combustíveis não renováveis.

Mesmo havendo pouca preocupação por grande parte da população a poluição é uma questão de interesse e compromisso global. A poluição hídrica causada, pelas diversas atividades antrópicas, desencadeada principalmente após o desenvolvimento industrial é responsável por muitos danos ambientais em todo o planeta, tendo em vista a facilidade e rapidez do escoamento da água. Desta forma tem-se verificado a eminente necessidade de se criar soluções ambientalmente sustentáveis com o intuito de fortalecer a matriz energética e minimizar os impactos globais, priorizando a substituição de fontes finitas por outras energéticas renováveis.

Nestes mesmos moldes, tanto o saneamento urbano como o saneamento rural estão diretamente ligados ao desenvolvimento social e econômico de uma determinada região. No Brasil existe um grande número de municípios que detém problemas com saneamento básico originado por possíveis faltas de gestão dos recursos ou o desinteresse para se executar projetos de melhorias junto às comunidades. A região Oeste paranaense apresenta um sistema de produção rural bastante diversificado, sendo que, a grande maioria se caracteriza por desenvolver práticas familiares em pequenas propriedades voltadas à agricultura e pecuária. Grande parte dos produtores rurais ainda descartam de forma imprópria os resíduos gerados em suas propriedades. Em muitas situações prevalece a consciente omissão por parte dos proprietários em aplicar as técnicas adequadas para o tratamento dos resíduos e, então, devolvê-los ao ambiente de maneira a manter o equilíbrio ou reduzir ao máximo os impactos ambientais gerados. Da mesma forma os habitantes do perímetro urbano simplesmente

transferem a problemática dos resíduos para lixões ou fossas sépticas e conseqüentemente aos corpos hídricos, sem resolver os problemas em sua integralidade.

A aquicultura é uma atividade ascendente no país, principalmente devido à mudança do comportamento alimentar da população que busca, em sua grande maioria, consumir alimentos de melhor qualidade nutricional, como o consumo de peixes. Sua carne possui rica fonte de proteínas que traz benefícios à saúde humana. Outro fator positivo que pesa na ascensão dessa atividade é o grande potencial hídrico do Brasil, considerado o maior do mundo. Devido à ascendência do consumo da carne de pescado, somadas às atividades de lazer em áreas rurais houve por consequência o aumento de pesqueiros objetivando atender tais exigências do mercado de consumo.

A tilápia do (*Oreochromis niloticus*) é uma espécie muito propagada por todo o planeta, caracterizando-se como o “carro-chefe” em grande parte destes pesqueiros, devido às características positivas de sua carne, sobretudo por ser uma espécie robusta que se adapta com grande facilidade a diferentes ambientes aquáticos. Suas sobras residuais como pele, cabeça, carcaça e vísceras podem ser aproveitados sob diversas formas como na produção de ração, farinhas, óleo e até mesmo para alimentação humana. Em média estes resíduos somam acerca de 65 % do peso vivo da tilápia, sendo muito variável entre outras espécies e seus tempos de vida.

No aspecto ambiental, o consumo em ascensão de processados de peixes resulta no grande volume de resíduos, que, associado ao baixo interesse e responsabilidade social e ambiental para tratamentos, somados à ausência de fiscalização, também refletem, como consequência, na poluição dos corpos hídricos de seus arredores. A destinação dos resíduos excedentes nos pesqueiros é tipicamente a mesma. Em geral são depositados em valas escavadas e posteriormente aterrados. Quando isso ocorre, a alta concentração de matéria orgânica, ao alcançar os corpos hídricos, pode causar efeitos negativos incluindo a proliferação de doenças, o desequilíbrio e até a morte da vida aquática.

Ao se questionar sobre as possibilidades de aproveitar estas sobras significativas, utilizando-se de técnicas ecologicamente corretas e sustentáveis, apresenta-se como hipótese transformá-las em fonte para geração de energia para os pesqueiros, resultando em benefícios a economia e ao meio ambiente.

É sabido que toda matéria orgânica, assim como a massa visceral da tilápia, possui tendência natural a se decompor por meio da ação simbiótica dos micro-organismos em suas diversas etapas. A ação das bactérias na fase de decomposição pode apresentar-se como um fator positivo sob a ótica do reaproveitamento e transformação da matéria orgânica em forma

diferenciada de energia. Em condições favoráveis, principalmente de nutrientes, pH e temperatura e a ausência de oxigênio, a ação das bactérias resulta na produção de biogás, especialmente o gás metano. Este, por sua vez é um combustível que possui elevado poder calorífico que pode ser utilizado nas mais diversas necessidades cotidianas. Outro fator de significativa importância que soma a presente proposta é a possibilidade de redução da carga orgânica de efluente uma vez constatado seu grande potencial poluidor.

Diante do exposto esta escrita apresenta estudos que se delimitaram a uma investigação focada objetivamente na avaliação do potencial de produção de biogás por meio da co-digestão anaeróbia utilizando-se a massa visceral da tilápia, como uma proposta sustentável para destinação a estes resíduos e a produção energia e alternativa.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Considerações sobre a tilápia (*Oreochromis niloticus*)

O Brasil detém potencial para se tornar um dos maiores produtores mundiais de pescado por apresentar características geográficas favoráveis, possuindo a maior reserva de água doce do planeta, entre reservatórios de hidrelétricas, tanques de cultivo, lagos e rios, somando aproximadamente 13% de toda a água doce superficial que possibilitam a pesca e a aquicultura (MPA, 2010).

A aquicultura detém o sistema de produção de alimentos que mais vem crescendo a nível mundial, sendo a piscicultura de água doce o nicho que aponta como mais promissor, principalmente o cultivo de tilápias. FAO (2012) mostra que a China foi responsável por 56,4% dos peixes abatidos em 2009, seguida pela Índia com 10% e pelo Vietnã com 5,4%, ficando o Brasil em 12º, lugar com 337 mil toneladas.

Segundo dados do Ministério da Pesca e Aquicultura (2010), a produção de pescado, resultante da produção da tilápia, vem aumentando em todos os anos, sendo seguramente a mais produzida em todo o país. A produção de tilápias em 2009 representou 39% do total de pescado proveniente da piscicultura continental (BRASIL, 2009). Em 2010, a produção de tilápia e carpa representaram 63,4% da produção nacional de pescado desta modalidade (MPA, 2010).

A produção da tilápia é crescente no país. Nos anos de 2008, 2009 e 2010, foram registrados respectivamente 111.145,30, 132.958,30 e 155.450,80 toneladas desta espécie, havendo acréscimos acumulados de 19,62% e 16,92% entre 2008 a 2010 (MPA, 2010).

Sussel (2011) cita que produção se concentra em três polos: Região Nordeste, noroeste paulista e oeste paranaense. De acordo com Kubitzka (2005) praticamente toda esta produção em expansão (mais concentrada no Ceará, São Paulo, Bahia e Alagoas) tem como destino o mercado interno, o que resulta pouco mais que 0,5 kg.ano⁻¹ de tilápia no consumo per capita de pescado do brasileiro. O autor cita ainda que o consumo da carne de tilápia chega a quase 9 %, se comparada à média de consumo nacional de pescados (6 kg . hab ano⁻¹).

A tilápia é uma espécie que possui bastante facilidade de adaptação destacando-se como um peixe de grande potencial para aquicultura, visto sua rusticidade, plasticidade genética, crescimento rápido, adaptação ao confinamento (HAYASHI, 1995), resistência ao estresse, poluentes e parasitoses, possuindo filé de alta qualidade e sabor, bem como grande facilidade de comercialização (BEYRUTH et al., 2004; EL-SAYED, 2006). É uma espécie

que se adapta otimamente em águas com temperaturas que variam entre 27 a 32 °C (SCHMITTOU, 1993), sendo capaz de alimentar-se tanto do fitoplâncton oferecido pela natureza, como de rações comerciais, diminuindo assim o custo de produção (FITZSIMMONS, 2000; ZIMMERMANN & HASPER, 2003).

Em condições naturais, as tilápias podem ser consideradas onívoras com fortes tendências a herbivoria, onde o local, o tempo e o sexo influenciam o comportamento alimentar. Quando adultas, priorizam a ingestão de fitoplâncton. Caso esse não seja muito abundante, ocorre uma preferência pelo zooplâncton e, em último caso, por detritos. Durante as épocas do ano também apresentam influência sobre o tipo de dieta. Nas estações chuvosas predomina o consumo de detrito, e nas estações secas, o consumo de fitoplâncton prevalece (BEVERIDGE e BAIRD, 2000).

2.2 Composição da biomassa

Advika (2004) relata que diversas composições de biomassas estão disponíveis em abundância áreas rurais de países em desenvolvimento. Se utilizadas com finalidades corretas, elas possuem um ótimo potencial para corresponder à demanda energética. Do ponto de vista energético, biomassa é todo recurso renovável oriundo de matéria orgânica (de origem animal ou vegetal) que pode ser utilizada na produção de energia (ANEEL, 2005), sendo uma das fontes para produção de energia com maior potencial de crescimento nos próximos anos (ANEEL, 2008).

A biomassa residual de peixes compõe partes ditas como não consumíveis, mesmo podendo existir a possibilidade (STEVANATO, 2007). Podem ser classificadas em: cabeça, nadadeiras, pele e vísceras, representando, em média, 62 % do peso dos peixes (CONTRERAS-GUZMÁN, 1994). Segundo estudos realizados por Gurgel e Freitas (1972) e Freitas et al. (1972), avaliando o aproveitamento para filé de tilápia pesando entre 400 a 600 g de peso, chegaram a 32% de filé e 68 % de biomassa residual.

Macedo-Viégas e Rodrigues de Souza (2004) verificaram que os resíduos detém um grande potencial para aproveitamento por representarem elevada fonte de nutrientes. Entretanto Pessatti (2001) ressalta que aproveitamento dos resíduos derivados do peixe no Brasil, em escala industrial ainda é pequeno, girando em torno de 50% da biomassa descartada durante os processos de enlatamento ou em outras linhas de produção, como a filetagem.

2.2.1 Vísceras da Tilápia

Sua proporção é variável de acordo com o tempo de vida de cada espécie. Estudos realizados por Souza et al., (2001) com tilápias pesando entre 401 a 500 g, proporcionaram 8,69 % de massa visceral com relação a seu peso vivo. Contreras-Guzmán (1994), em estudo sobre bioquímica de pescados e derivados, verificou para a mesma espécie as vísceras pesando entre 8 a 10 % do peso corporal. Freitas e Gurgel (1984) afirmam que somente as vísceras perfazem uma porcentagem de 11,2 % em relação ao peixe inteiro.

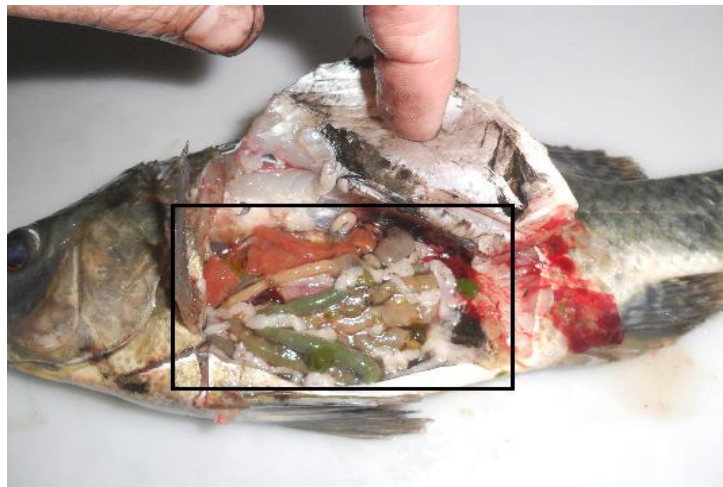


Figura 01 – Vísceras tilápia – intestinos, vesícula, fígado, baço, gônadas, coração, etc.
Fonte: Elaborado pelo autor, 2013.

Tendo como base as afirmações já citadas anteriormente, que contém os números predominantes de tilápias abatidas em 2010 (155.450,80 toneladas), verifica-se que o produto final (que são os resíduos piscícolas) passa de 101 mil toneladas.ano⁻¹ e quase 15 mil toneladas.ano⁻¹ somente de vísceras, ambos tratados como resíduos piscícolas.

Observa-se que, mesmo havendo inúmeras possibilidades para o aproveitamento, esta rica fonte de energia é tratada como resíduo. A ausência de recursos financeiros, ainda reduzido corpo técnico para o repasse informações e de orientações específicas e, custos com transporte e logística para a deposição em unidades centralizadas acabam por encarecer de forma significativa o processo. Portanto, estas carências acabam por resultar em um grande obstáculo frente a todas as possibilidades existentes de aproveitamento, direcionando para formas mais simplificadas de destinação, como o descarte (SEBRAE, 2011).

Os resíduos viscerais são objeto central do presente estudo, não sendo verificados nesta pesquisa as demais partes residuais devido a diferenças em sua composição e conseqüentemente em seus tempos de decomposição. Para a avaliação experimental do potencial de geração biogás por meio da co-digestão, justifica-se considerar as características físico-químicas constituintes em cada uma das diferentes partes do peixe. Em outras palavras é possível tomar-se como exemplo a comparação entre a cabeça, escamas e nadadeiras que por sua vez detém estruturas ósseas mais rígidas exigindo maior tempo para decomposição, se comparado à massa visceral, com predominância de matéria orgânica semissólida de rápida decomposição. Ressalta-se, entretanto, a importância de pesquisar a eficiência da anaerobiose junto estas demais partes, com o intuito de se confrontar os dados obtidos neste trabalho, em uma linha de pesquisa continuada.

2.2.2 Dejetos Suínos

Os resíduos da suinocultura são abordados nesta escrita com parte integrante do processo de co-digestão anaeróbia, devido o seu potencial ser amplamente conhecido e divulgado. Inúmeros estudos que abordam sobre os avanços suinocultura e as características dos dejetos no Brasil. Nardi (2009) *apud* Schuch (2012), avaliando os números da concentração do rebanho mostrou que em torno de 47 % do rebanho suíno Brasileiro está na região Sul, somando aproximadamente 17 milhões de cabeças, sendo que o estado do Paraná contribui com 28 % do plantel sulino. Em 2011, alcançou 39,3 milhões de cabeças em todo o Brasil havendo um aumento de 3,4 % se comparado aos 38 milhões de suínos em 2010 (IBGE, 2011).

Segundo Oliveira (1993) as características físico-químicas dos dejetos suínos estão diretamente associadas ao sistema de manejo e aos aspectos alimentares (qualidade e quantidade das rações) adotados aos animais, que podem apresentar grandes variações na concentração dos seus elementos entre produtores e dentro da própria granja. Dartora et al., (1998), verificaram que a quantidade e qualidade dos dejetos são afetadas por fatores zootécnicos e sistemas de criação, sexo, raça, condições ambientais (temperatura e umidade) e dietéticos como digestibilidade, conteúdo de fibra e proteína. Oliveira et al., (2000) defendem que além destes fatores, a quantidade de resíduos tem relação direta no volume de água gasto para a limpeza das baias. Diesel et al., (2002) complementam que os dejetos suínos, em geral, são compostos por fezes, urina, restos de alimentos, água, pêlos, poeiras entre outros. O

mesmo autor cita ainda que o esterco é constituído especificamente pela matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, sódio, cálcio, magnésio, manganês, ferro, zinco, cobre e outros elementos que por ventura estão inclusos na alimentação.

Quadro 01. Características dos dejetos frescos de suínos, considerando-se somente esterco e a urina, expresso por 1.000 kg de peso vivo.

Parâmetro	Características físico-química dejetos		
	Média	Unidade	CV %
Sólidos totais (ST)	11,0	Kg	6,30
Sólidos voláteis (SV)	8,50	Kg	6,60
DBO ₅	3,10	Kg	0,72
DQO	8,40	Kg	3,70
pH	7,50	-	0,57
Nitrogênio total (NT)	0,52	Kg	0,21
Nitrogênio Amoniacal	0,29	Kg	0,10
Fósforo total (P)	0,18	Kg	0,10
Potássio total (K)	0,29	Kg	0,16

Fonte: ASAE (1993).

Schultz (2007) ressalta a necessidade de manejar corretamente estes dejetos, considerando a composição microbiológica e físico-química destes dejetos possuem um alto potencial poluidor, tendo em vista que seu volume é praticamente quatro vezes maior dos humanos. Tendo em vista a possibilidade de aproveitamento desta biomassa, os dejetos suínos apresentam grande potencial para geração de energia por meio da fermentação anaeróbia. Konzen (1983) apontou em seus estudos que, dependendo das características do substrato, 1 m³ de dejetos suíno pode produzir um volume aproximado de 50 m³ de biogás, apresentando-se com uma excelente matéria prima para biodigestão anaeróbia.

2.3 Biodigestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia pode ser descrita como um sistema complexo de transformação da biomassa através da cultura de microrganismos que se interagem em comunidade, sendo capazes de metabolizar materiais orgânicos complexos, tais como carboidratos, lipídios e proteínas para produzir energia através do biogás que é composto principalmente de metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂) e material celular (LUCAS JUNIOR, 1994; SANTOS, 2001; GIACAGLIA; SILVA DIAS, 1993 *apud* PECORA, 2006). Ocorre sempre que houver

quantidade de nutrientes e um grupo de bactérias específicas que interagem em meio específico e em simbiose para a degradação da matéria orgânica. Inúmeros estudos já foram relatados sobre a ciência deste fenômeno com os mais variados tipos de substratos, como por exemplo, a utilização de resíduos da avicultura de corte para a produção de energia estudada por Santos e Lucas Jr. (2003); tratamento de águas residuárias de indústria de fécula de mandioca estudados por Feiden (2001); tratamento de efluente de frigorífico de tilápia (Souza 2010); estudos com resíduos sólidos vegetais (Silva, 2009), bem como o comportamento dos micro organismos e seu meio anaeróbio (Chernichiaro & Von Spirling, 2007).

Mesmo com alguns aspectos não muito favoráveis, a ocorrência da biodigestão anaeróbia (Quadro 02) que se apresenta como uma técnica bastante vantajosa, pois ao passo que contribui com o saneamento e conservação ambiental (YADVIKA, 2004), promove a geração do biogás como uma fonte alternativa limpa de energia renovável, podendo ainda ser disponibilizada como biofertilizante para lavouras e outras culturas (AUGENSTEIN et al., 1994; SAHA, 1994).

Quadro 02 - Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios.

Vantagens	Desvantagens
<p>Baixa produção de sólidos, cerca de 2 a 8 vezes inferior à que ocorre nos processos aeróbios.</p> <p>Baixo consumo de energia, usualmente associado a uma elevatória de chegada. Isso faz com que os sistemas tenham custos operacionais muito baixos;</p> <p>Baixa demanda de área;</p> <p>Baixos custos de implantação, da ordem de 20 a 30 dólares <i>per capita</i>;</p> <p>Produção de metano, um gás combustível de elevado teor calorífico;</p> <p>Possibilidade de preservação da biomassa, sem alimentação do reator, por vários meses;</p> <p>Tolerância a elevadas cargas orgânicas;</p> <p>Aplicabilidade em pequena e grande escala;</p> <p>Baixo consumo de nutrientes.</p>	<p>Remoção de nitrogênio, fósforo e patógenos insatisfatória;</p> <p>Produção de efluente com aspecto desagradável e eventual necessidade de pós-tratamento;</p> <p>Possibilidade de distúrbios devido a choques de carga orgânica e hidráulica, presença de compostos tóxicos ou ausência de nutrientes;</p> <p>A bioquímica e a microbiologia da digestão anaeróbia são complexas e ainda precisam ser mais estudadas;</p> <p>A partida do processo pode ser lenta, na ausência de lodo de semeadura adaptado;</p> <p>Alguma forma de pós-tratamento é usualmente necessária;</p> <p>Possibilidade de geração de maus odores, porém controláveis.</p>

Fonte: Chernichiaro, 1997.

Utilizar-se do biogás é uma forma inteligente de explorar a natureza sem destruí-la. Este processo aperfeiçoa a economia na agricultura, apoia a autossuficiência encaixando-se nos conceitos de desenvolvimento sustentável (SASSE et al, 1991). Oliveira (2004)

complementa sobre as diversas vantagens da biodigestão anaeróbia para o reaproveitamento de dejetos, tais como a redução de odores, eliminação de patógenos, redução da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), produção de biofertilizante, baixa produção de lodo, baixos custos operacionais e de investimento e possibilidade de sistemas descentralizados de tratamento de dejetos. Ernst et al. (1990) observaram que, ao se explorar o metano por anaerobiose (em biodigestores de alimentação contínua, Iowa-EUA), solucionaram-se também os problemas com mau cheiro proveniente dos resíduos.

2.3.1 Fases da biodigestão Anaeróbia

As fases da anaerobiose são compostas por processos bioquímicos que envolvem vários estágios sequenciados objetivando biodegradação da matéria orgânica presente na biomassa, requerendo a interação de grupos diferentes de microrganismos. Foresti, (1994) em estudos sobre os fundamentos da digestão anaeróbia, cita que para a digestão de material relativamente complexo como lipídeos, carboidratos e proteínas, existem quatro etapas para a realização do processo global de transformação da matéria orgânica que são: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

Na fase hidrolítica o grupo de bactérias facultativas e anaeróbias, fermentativas ou formadoras de ácidos, atuam na conversão dos compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) transformando-as em substâncias orgânicas mais simplificadas como aminoácidos, açúcares e ácidos graxos. Entende-se como um estágio em que a matéria orgânica particulada é convertida em compostos dissolvidos de menor peso molecular.

No segundo estágio, os compostos transformados na fase de hidrólise são absorvidos junto às células das bactérias fermentativas e, iniciando-se a fase acidogênica (segunda fase), onde são liberadas substâncias orgânicas ainda mais simplificadas como álcoois, ácidos graxos voláteis (AGV), ácido lático e compostos minerais (CO₂, H₂, NH₃, H₂S, etc.).

Na fase acetogênica ocorre a conversão do que é produzido na fase acidogênica. Estes compostos são transformados em substratos que irão compor o metano, como o hidrogênio, dióxido de carbono e o acetato, este último somando aproximadamente 70 % da composição.

A metanogênese normalmente é a fase que reduz significativamente a velocidade do processo de digestão, havendo uma produção mais lenta pelo fato das arqueobactérias serem também mais lentas e sensíveis. Na presença de ácido acético as bactérias acetotróficas e na presença de dióxido de carbono as bactérias hidrogenotróficas produzem o gás metano através

de reações catabólicas, conforme é possível observar na figura 02.

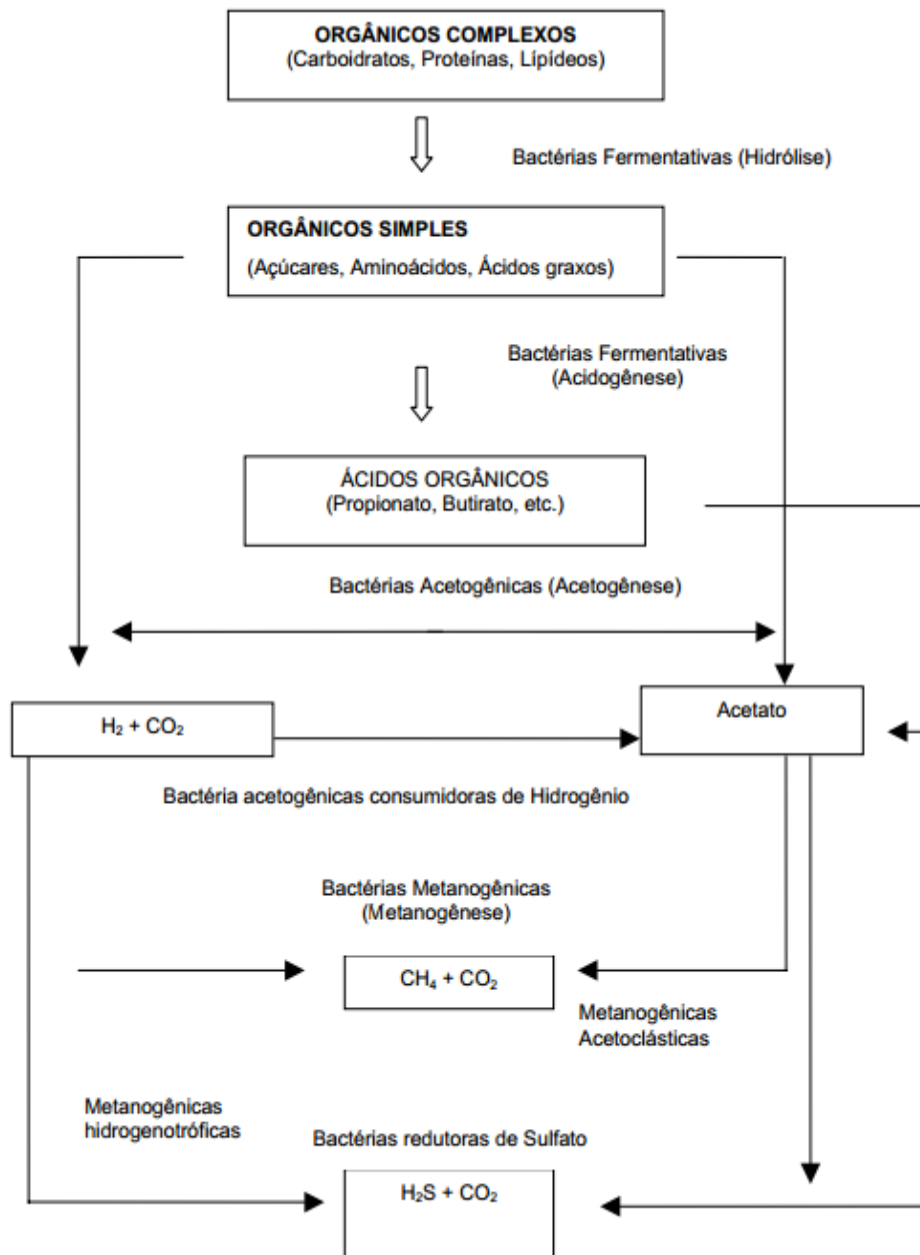


Figura 02. Sequência metabólica e grupos microbianos envolvidos na biodigestão anaeróbia.
Fonte: Adaptado de Chernicharo, 2007.

Em síntese, com relação às fases da anaerobiose, a junção dos três primeiros processos também pode ser descritos como a fase de fermentação ácida, complementada assim como a fase final que é denominada de fermentação metanogênica (CHERNICHARO, 2007).

2.3.2 Co-digestão na produção de energia e tratamento de efluentes

Frente à ascensão do desenvolvimento agropecuário brasileiro verifica-se a necessidade de se desenvolver constantes de pesquisas que visem à sustentabilidade no tratamento de dejetos (LUCAS JR. 2005). O tratamento por meio do processo de digestão anaeróbia apresenta inúmeras vantagens, como a destruição dos organismos patogênicos e parasitas, produção de metano podendo este ser usado como fonte de energia, redução de carga orgânica e potencial para estabilizar consideráveis volumes de rejeitos orgânicos diluídos a baixo custo (SANCHES, et al. 2005).

Estudos realizados por Demirci e Demirer (2004); Magbanua Junior, et al. (2001), avaliando o processo de co-digestão anaeróbia entre resíduos e suas várias proporções de mistura, concluíram que os dejetos quando misturados produziram maiores quantidades de biogás e metano, se comparado a biodigestão destes em forma isolada, devido a complementação das características nutricionais necessárias a melhor eficiência na biodigestão.

Embora raros os estudos sobre o potencial de biodigestão utilizando-se resíduos de peixes, Souza (2010) estudou a co-biodigestão anaeróbia no tratamento de efluente de frigorífico de tilápia utilizando estrume bovino como inoculo registrando ótimas concentrações de CH_4 encontradas nos tratamentos, indicando que o concentrado utilizado é um bom substrato para produção de biogás.

Tefera (2009) também concluiu que por meio da co-digestão anaeróbia, ou seja, com a mistura entre dois ou mais substratos, há uma melhor eficiência para tratamento de resíduos de abatedouro, justificados pelo fato de existirem elevadas concentrações do sangue e gorduras, que por sua vez dificultam o processo anaeróbio, quando aplicados isoladamente.

2.3.3 Fatores que influenciam a anaerobiose

Para a ocorrência do processo de biodigestão anaeróbia alguns pré-requisitos importantes devem ser observados. Em primeiro momento é importante observar que o biodigestor é o local que detém a finalidade de criar o ambiente ideal para o desenvolvimento da cultura microbiana, que, por sua vez, é responsável pela digestão anaeróbia da biomassa (COMASTRI FILHO, 1981). Para que isto ocorra é necessário que alguns parâmetros sejam observados e, se necessário controlados. Desta forma, os fatores que influenciam na geração de biogás para a produção do CH_4 devem ser observados a seguir:

Em meio anaeróbio a influência do oxigênio é um fator limitante para o desenvolvimento das bactérias arqueas metanogênicas. Kaltschmitt (2001) e Braun (1982), relatam que este grupo de bactérias já se mantinha entre os seres vivos há cerca de 3 a 4 bilhões de anos, eras em que as condições atmosféricas eram diferentes e que, atualmente para a maioria das espécies de arqueas, a presença do oxigênio apresenta-se um fator limitante para seu desenvolvimento. Entretanto Weiland (2006) complementam ainda que algumas bactérias sobrevivem em meio aeróbio (quando na presença do oxigênio), sendo estas denominadas bactérias anaeróbias facultativas. Assim, desde que a quantidade de oxigênio não seja excessiva, um grupo de bactérias intrínseco ao meio consome o oxigênio antes mesmo que venha a causar um efeito negativo às arqueas metanogênicas.

Kaltschmitt (2001) cita que em termos gerais quanto maior for a temperatura, maior será a velocidade da reação química no interior do biodigestor. Porém esta regra nem sempre se aplica aos processos biológicos de transformação da matéria orgânica, por haver necessidade temperaturas diferenciadas entre os diversos micro organismos envolvidos no processo. Nas diferenças de temperatura que envolve a fermentação os micro organismos se dividem em três fases distintas, sendo os psicrófilos (os que se desenvolvem em temperatura média abaixo de 25 °C), mesófilos, que se desenvolvem em temperatura média entre ideal em 35 °C, sendo que a maioria dos metanogênicos apresenta picos de crescimento em temperaturas entre 37 °C a 42 °C e, as termófilas, que são as bactérias que operam em temperaturas entre 50 e 60°C, exigindo maiores custos para operação (WELLINGER, 1991; CHERNICHARO, 2007). Lindorfer (2006) explica que, dependendo das variações existentes na temperatura as bactérias não são capazes de se adaptar, porém no pior dos casos pode levar a suspensão completa da produção de biogás.

A regra do pH é basicamente a regra da temperatura. Cada tipo de micro organismo em seus diferentes estágios dependem de um valor diferenciado de pH. Na fase hidrolítica e acidogênica o pH ideal está entre 5,2 e 6,3, sendo suas atividades ligeiramente diminuídas quanto alterados para fora desta faixa (WEILAND, 2001), sendo que as bactérias acetogênicas e as arqueas metanogênicas em suas respectivas fases dependem de um pH basicamente neutro entre 6,5 e 8,0 (LEBUHN, 2008).

A disponibilidade de nutrientes e sua proporção adequada é pré-requisito importante para o processo de biodigestão e estabilidade do processo. Cada espécie de micro-organismo envolvido no processo de decomposição da matéria possui necessidades particulares de vitaminas, micro e macro nutrientes para que suas taxas de crescimento e produção de CH₄

sejam realizadas em níveis ótimos. Sendo assim a quantidade de metano que pode ser obtida do substrato pode ser prevista pelo teor de proteínas, gorduras e carboidratos presentes no meio (SEYFRIED, 1990).

2.3.4 Biogás

O biogás configura-se como um composto gasoso produto da decomposição da matéria orgânica por meio da biodigestão anaeróbia. A composição de biogás varia de acordo com a natureza da matéria-prima fermentada e o processo de fermentação o qual ela está inserida, mas apresenta maiores teores de metano (CH₄) e de gás carbônico (CO₂). Também são observadas variações de gás nitrogênio (N₂), Oxigênio (O₂) e hidrogênio (H₂), gás sulfídrico (H₂S) e vapor d'água em torno de 0,3%, conforme Tabela 01, com diferentes composições de matéria orgânica. Desta forma é importante que se conheça e quantifique os compostos que podem interferir à qualidade da queima do gás metano (WALSH JR. et al., 1988).

Tabela 01. Composição média do biogás segundo diferentes autores.

Componentes	Quantidades (%)		
	CHERNICHIARO (1997)	KALTSCHMITT (2001)	National Academy of Sciences <i>apud</i> OLIVEIRA (2002)
CH ₄	62 a 80	50 a 75	25 a 70
CO ₂	30 a 38	25 a 45	27 a 45
N ₂	0,05 a 1	< 2	3 a 5
H ₂	< 0,01	< 1	1 a 10
O ₂	0,0022	< 2	0,1
CO	-	-	0,1
H ₂ S	< 0,01	20 a 20.000 ppm	traços
H ₂ O	Saturação	2 a 7	variável

Fonte: Elaborado pelo autor, 2013.

Quanto maior a concentração de metano presente no biogás mais eficiência energética em forma de calor será possível transformar. Embora variável, segundo Neto (2006), o CH₄ em sua forma purificada possui um poder calorífico de até 8.703 kcal.m⁻³, podendo ser utilizado em substituição aos derivados de petróleo, gás de cozinha, lenha, álcool, entre outras fontes, conforme se observa a tabela de equivalências representada por Comastri Filho (1981) no Quadro 03.

Quadro 03. Comparação entre o biogás e diferentes fontes energéticas.

Equivalências				
Biogás (m³)	Fonte energética	Volume (l)	Peso (kg)	Potência (Kw)
1,63	Gasolina	1,00		
1,80	Óleo diesel	1,00		
1,73	Querosene	1,00		
1,58	Gasolina de avião	1,00		
2,00	Óleo combustível	1,00		
1,81	Petróleo médio	1,00		
1,26	Álcool comb.	1,00		
2,20	GLP		1,00	
0,65	Lenha		1,00	
1,36	Carvão vegetal		1,00	
0,29	Xisto		1,00	
0,70	Energia elétrica			1,00

Fonte: Comastri Filho, 1981.

Constata-se assim que, um dos parâmetros fundamentais para o emprego do biogás como combustível em um determinado empreendimento, consiste em se avaliar a equivalência energética entre o biogás e o tipo de combustível utilizado ou que deve ser substituído.

2.4 Legislação ambiental e gerenciamento de resíduos

As normas e legislações que regem as questões relacionadas aos recursos hídricos norteados pela Resolução CONAMA nº 20/86, acompanhado da Política Nacional de Recursos Hídricos, através da Lei nº 9.433/97. A resolução nº 20 foi atualizada pela Resolução nº 357/05 e suas complementações (Resoluções 410/2009 e 430/2011), dispendo, não somente sobre os padrões de qualidade de cada recurso hídrico, como também sobre os padrões de lançamento de efluentes das atividades industriais, de acordo com a classificação de cada corpo receptor. A Lei nº 9.433/97 apresenta as normas e os procedimentos gerais para o gerenciamento dos recursos hídricos, incluindo instrumentos de gestão, como o enquadramento e a classificação dos corpos hídricos. (GRANZIERA, 2003; BRASIL, 2005).

Os resíduos diversos, em sua grande maioria, são resultantes de atividades intensivas da produção animal com finalidade de obter carne, leite, ovos e de atividades agrícolas (CORTEZ et al., 2008). Ao passo que estes necessitem ser destinados corretamente,

ajustando-se às normas ambientais (CONAMA, 2005) e a política de gestão de resíduos (BRASIL, 2010), é possível converter a matéria orgânica complexa (carboidratos, proteínas e lipídeos) em formas mais simples (metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia) e assimiláveis por outros compartimentos do ecossistema (CHERNICHARO, 2007).

A geração de resíduos que ocorre durante o abate e beneficiamento piscícola envolve a retirada da cabeça, vísceras, nadadeira, cauda, coluna vertebral, barbatana, escamas e restos de carne, variando sua quantidade conforme as espécies e a forma de processamento (ARRUDA, 2004; ARRUDA, 2006). Feltes et al., (2010) e Vidotti et al., (2006), em seus estudos para encontrar alternativas para a agregação de valor aos resíduos da industrialização de peixe, citam que estes resíduos apresentam uma composição bastante rica por compostos orgânicos e inorgânicos, o que gera preocupação relativa aos potenciais impactos ambientais negativos decorrentes da disposição deste material diretamente no ambiente.

Sob a ótica da NBR 10004 da ABNT, as vísceras de peixe se caracterizam como sendo resíduos sólidos ou semissólidos aqueles que resultam de atividades industriais, domésticas, agrícolas entre outros, incluindo os lodos das estações de tratamento de efluentes (ETE's), resíduos gerados em equipamentos e instalações de controle da poluição, que não podem ser diretamente lançados nas redes públicas de esgoto, tampouco no ambiente.

As agroindústrias produzem vários tipos de resíduos com potencial para serem tratados por processos biológicos, com foco na produção energética e preservação do meio ambiente. A classificação dos frigoríficos, matadouros e abatedouros, segundo Pacheco (2008), enquadram-se como agroindústrias, e seus rejeitos são vísceras de animais abatidos, sangue, restos de carne, pêlos, ossos, penas, gorduras e águas residuais, sendo todos passíveis de tratamento biológico.

Em estudo realizado por Stori et al., (2002), em empresas do Sul do Brasil, dentre destinos dos resíduos de pescados, 68% destes eram encaminhados às indústrias de farinha de pescado, 23% encaminhados ao aterro sanitário municipal e 9% despejados diretamente nos rios, ocasionando graves danos ao meio ambiente.

Com relação aos impactos locais, ainda não existem números concretos de pesqueiros e da quantidade de tanques de criação no município de Foz do Iguaçu, para se mensurar a quantidade de resíduos. Estes dados estão em fase de levantamento a campo devendo ser finalizados nos próximos anos pelo poder público municipal em parceria com instituições de pesquisa. Entretanto, o que se sabe é que grande parte dos empreendimentos não possui programa de gerenciamento dos resíduos do pescado. Em avaliação a campo em dois

pesqueiros no município de Foz do Iguaçu, constatou-se que os resíduos piscícolas gerados nas propriedades não eram reaproveitados, sendo estes enterrados e uma pequena fração era devolvida a tanques de peixes carnívoros, quando cultivados. O mesmo fato foi verificado em consulta com pescadores das colônias de pescadores lindeiros ao lago de Itaipu, onde o reaproveitamento dos resíduos ficou impossibilitado quando avaliado o percurso a ser percorrido para o processamento da matéria orgânica (farinha ou ração). Observou-se em ambas as situações a problemática do custo de transporte e a dificuldade de armazenamento devido à perecibilidade dos resíduos.

Matos (2005) cita que a ausência de um sistema de gestão ambiental e conscientização aos usuários favorece o lançamento de resíduos em corpos hídricos sem tratamento adequado. Complementa que, quando há o lançamento de elevadas quantidades de matéria orgânica oxidável diretamente nos corpos hídricos, as bactérias aeróbias entram em ação para estabilizarem a matéria orgânica, passando assim a utilizar o oxigênio dissolvido (OD) disponível no meio aquático, elevando a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), causando eutrofização, alteração do pH e temperatura, exalação de odores fétidos, doenças e danos aos seres vivos que dele necessitam. Outro agravante resultante da destinação incorreta de dejetos de animais é a proliferação de insetos e roedores indesejáveis.

No Brasil, a importância desta atividade tem gerado inúmeras preocupações relativas ao seu crescimento frente aos possíveis riscos para si e para o meio ambiente (GESPE, 1997). Reflete como consequências devido à ausência de padronização de indicadores ambientais e a devida influência destes indicadores na adoção de medidas legais para as várias modalidades de aquicultura nos variados ambientes onde se desenvolvem, bem como da deficiência de coordenação e sincronia entre órgãos que administram e legislam esta atividade produtiva (TIAGO, 2010).

Quando em estado de decomposição, as características das vísceras da tilápia de acordo com a NBR 10004/2005 da ABNT, apresentam como resíduo patogênico por deter grau de periculosidade, em função de suas propriedades físicas, químicas ou infectocontagiosas, podendo manifestar: (a) risco à saúde pública, provocar mortalidade, incidência de doenças ou acentuando seus índices; (b) riscos ao meio ambiente, quando o resíduo for gerenciado de forma inadequada. Desta forma este resíduo se classifica como “Resíduo semissólido, Classe I-D004”, o que justifica a necessidade de tratamento.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento foi constituído nas dependências do campus do Instituto Federal do Paraná, no município de Foz do Iguaçu – Paraná, o qual localizado sob as coordenadas geográficas de: 25°32'57" S; 054° 36'54" W e altitude de 211 metros, entre janeiro a dezembro de 2013 (Figura 03).



Figura 03. Localização do município de Foz do Iguaçu - PR
Fonte: Wikipédia, 2014.

O clima de Foz de Iguaçu é subtropical úmido mesotérmico, classificado por Köppen como cfa (clima temperado úmido com verão quente, com máximas médias de calor em torno dos 33°C, por vezes chegando a superar a marca dos 40°C). Os invernos propiciam quedas bruscas de temperaturas que podem cair abaixo de zero durante a passagem de frentes frias. As chuvas costumam ser bem distribuídas durante o ano, com uma pequena redução no inverno. A precipitação anual varia em torno dos 1.800 mm (IAPAR, 1998).

O experimento abrangeu duas fases distintas, sendo que em sua primeira deteve-se na análise físico-química das propriedades do substrato piscícola (vísceras da tilápia *in-natura*)

objetivando verificar seu potencial de produção de biogás de acordo com suas características. Na segunda etapa, foi desenvolvido o experimento, constituindo-se por meio da construção física do sistema e posteriormente abastecimento com os substratos de vísceras de tilápia associados a dejetos suínos.

3.1 Caracterização físico química das vísceras da tilápia

Esta primeira etapa consistiu-se na verificação paralela dos dados e indicativos do potencial de produção de biogás das vísceras da tilápia, por meio da avaliação do substrato coletado no momento do abate (*in-natura*), onde foram analisados, macro e micro nutrientes, pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) e relação entre sólidos (ST, SV, SF) inertes, conforme metodologia detalhada mais a diante. Considerou-se esta abordagem como fundamental para o as análises e interpretação dos resultados do presente estudo, uma vez que poucos estudos bibliográficos relacionam ao aproveitamento das vísceras da tilápia com foco na produção de biogás. Os resultados obtidos da amostra foram comparados com as características de outros substratos já estudados e comprovados em seus potenciais para produção energética.

3.2 Constituição física e abastecimento dos biodigestores

Para verificar a eficiência da biodegradabilidade e o potencial de produção de biogás foi construído um protótipo de laboratório, sendo este alimentado em uma única vez ao início do processo, por meio da adição da biomassa, não havendo interferência química nas características dos substratos (lipases, controladores de pH, etc.), mantendo as misturas em processo de fermentação dentro dos reatores.

No que tange a construção do arranjo físico, os biodigestores foram constituídos por uma câmara cilíndrica em polietileno com volume de 1000 litros, onde foram adicionados 600 litros de água com temperatura controlada. Dentro desta câmara, foram dispostos parcialmente submersos 20 biodigestores batelada montados segundo o modelo citado por Orrico et al., (2011) e por Castro (1998), de acordo com a Figura 04.

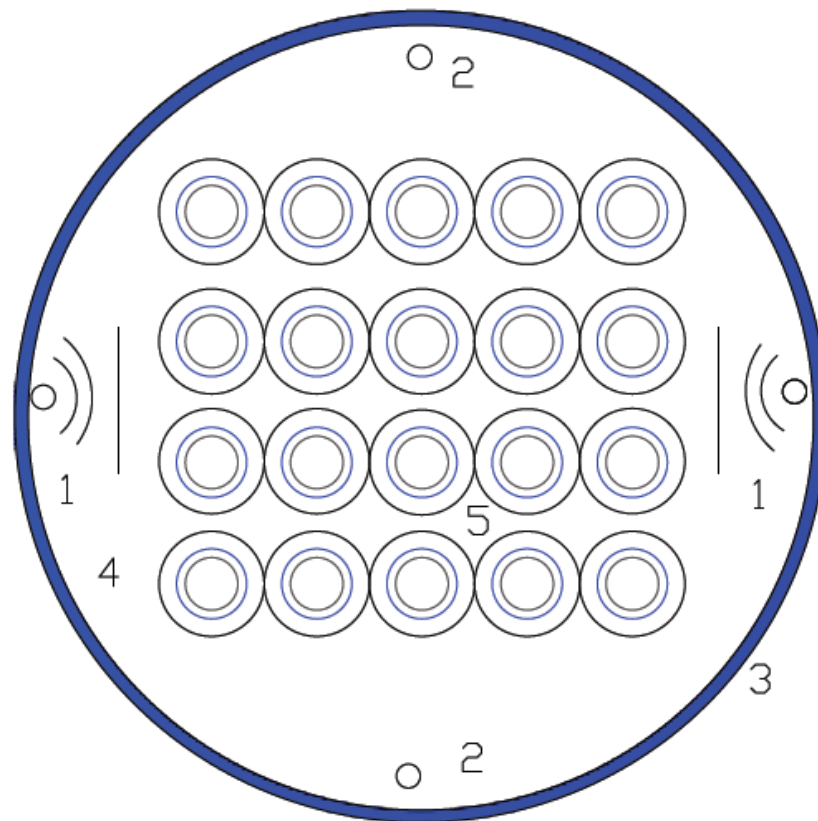


Figura 04. Esquema da montagem do sistema visto em planta. (1) Dispositivo termostático 300 W; (2) Sistemas de circulação forçada; (3) Parede revestida PVC aluminizado; (4) Base revestida feltro 3 camadas; (5) Conjunto biodigestores batelada.

Fonte: Elaborado pelo autor, 2013.

Cada um dos 20 biodigestores foi constituído pela montagem de dois tubos cilíndricos de PVC (75 e 100 mm), justapostos em uma base fixa em torno de um ponto central (Figura 04), acondicionados no interior de um tubo de 150 milímetros. O cilindro menor (75 mm) serviu como câmara de fermentação a um volume de 2 litros, e o cilindro de diâmetro intermediário (100 mm) como gasômetro, uma vez que a extremidade superior foi vedada e emborcada sobre o tubo de 75 mm. O tubo de maior diâmetro (150 mm), parcialmente cheio com água, serviu como dispositivo para impedir a passagem do gás (selo d'água) e preservar as condições anaeróbias do sistema. Todos os dispositivos foram alinhados e concretados ao fundo do reservatório com uma espessura de 8 cm e posteriormente impermeabilizados.

Os gasômetros constituíram-se do tipo cúpula móvel invertida ascendendo-se por pressão de acordo com o volume de produção do biogás (Figura 05).

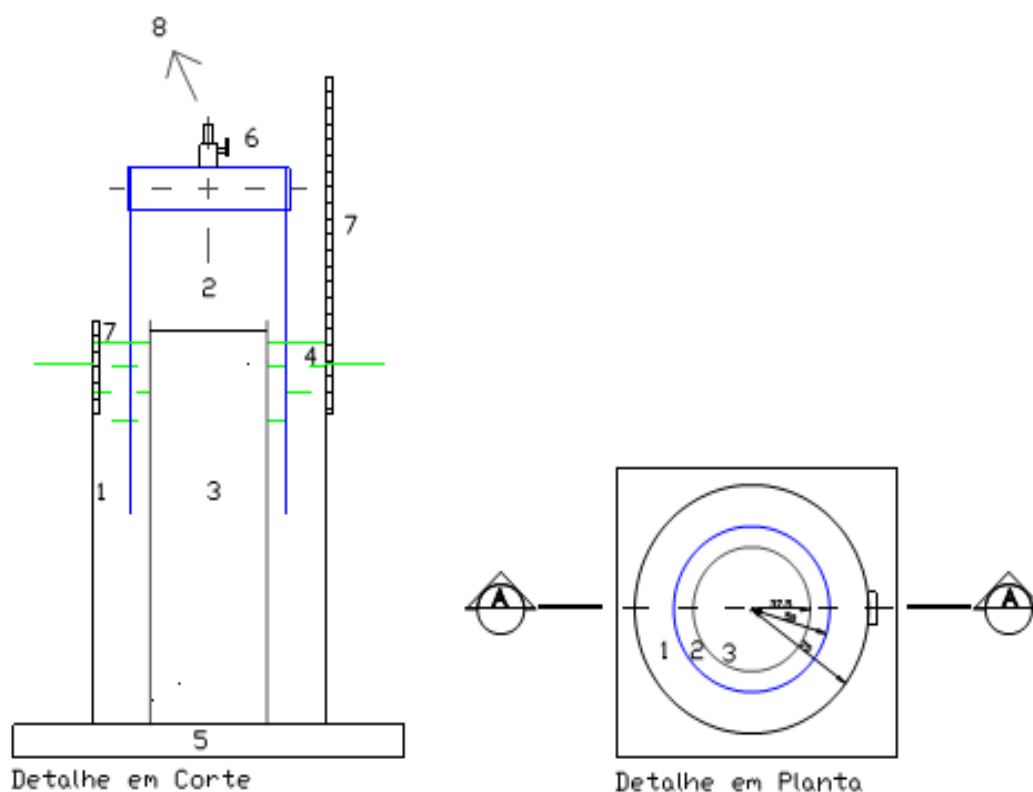


Figura 05. Esquema dos gasômetros e cúpula emborcada em água.
 Onde, (1) Volume de água (m^3); (2) Volume gás VG (m^3); (3) Volume biomassa (m^3); (4) Régua de medição (m); (5) Base concreto; (6 e 7) dispositivo para coleta de gás.
 Fonte: Elaborado pelo autor, 2013.

Desta forma, para se obter a quantidade de biogás produzido nos biodigestores, bastou-se multiplicar sua área da seção do tubo (100 mm) pela altura deslocada na régua graduada.

De modo a manter a linearidade do processo de fermentação, a temperatura da câmara foi fixada em 35 °C (SOUZA et al., 2005; CRAVEIRO et al. 1982, CETESB, 2003), sendo utilizados termostatos dimerizados para manter a eficiência do sistema sem sofrer os efeitos da variação brusca de temperatura com o meio externo. A homogeneização da temperatura em todas as partes da câmara foi ajustada por meio de um sistema de circulação forçada composto por bombas de fluxo submerso, sendo paralelamente monitorada com termômetros digitais submersos, instalados nas extremidades e na parte central do sistema. Para se avaliar a homogeneidade de temperatura em todas as partes do dispositivo, esta foi monitorada rotineiramente por meio de termômetro digital mira laser com resolução de 0.1°C. Como uma forma de tentar impedir a variação brusca de temperatura ocorrente na região, a câmara foi

recoberta com manta de proteção térmica a base de PVC expandido com face aluminizada dispostas nas laterais e três camadas de feltros de pano fixados na base, servido a tampa como mantenedor da temperatura dentro do reservatório (figura 06).



Figura 06. Sistema contendo as unidades biodigestoras.
Fonte: Elaborado pelo autor, 2013.

Foram acopladas em cada biodigestor válvulas de PVC de modo a facilitar a conexão de aparelhos de monitoramento como medidor de gases, bem como para liberação dos excessos gás, sendo estes localizados na face central superior da cúpula móvel (Figura 07).



Figura 07. Detalhe da câmara digestora, válvula de coleta e gasômetros.
Fonte: Elaborado pelo autor, 2013.

3.2.1 Composição e Aplicação dos Substratos

Foram utilizados dois compostos residuais sólidos extraídos em granjas do município

de Foz do Iguaçu-PR: (1) as vísceras da tilápia (*Oreochromis niloticus*), coletadas de pesque pague de médio a pequeno porte e, (2) dejetos suínos coletados em criador, sendo ambos destinados como sobras indesejáveis nas propriedades. Durante o período de coleta para análise de dados observou-se a coleta de amostras com maior representatividade dentro de cada um dos espaços amostrais.

O procedimento de coleta de ambos os substratos obedeceu ao plano de ação apresentado pela NBR 10007/2004 – Amostragem de resíduos sólidos ou semissólidos. As amostras dos espécimes foram coletadas ao acaso junto à mesa de abate com seu peso vivo, variando entre 500 e 700 g. A técnica de coleta da massa visceral se deu por meio da abertura da cavidade abdominal, com a posterior retirada de todo o conteúdo e deposição em saco plástico esterilizado, acondicionado em uma caixa de isopor com gelo a temperatura de 4 °C, encaminhando-as diretamente para análise laboratorial. No momento da coleta evitou-se a exposição prolongada ao ambiente e mistura com agentes externos, como água clorada, detergentes, etc. O restante do resíduo foi conduzido para mistura e adição nos biodigestores.

Observou-se em algumas coletas realizadas preliminarmente a existência de grandes quantidades de alimentos ainda não diluídos em seus intestinos (ração), podendo tendenciar os resultados pela alta quantidade de nutrientes presentes na ração. Desta forma, foram coletadas amostras de espécimes de tilápia antes do arraçoamento. Os dejetos de suínos foram obtidos de granja local, manejo não regular, recolhidos de baias com lotes de peso médio variando entre 40 e 100 kg. A alimentação dos suínos se deu a base característica e típica de pequenas propriedades incluindo misturas de ração com milho triturado misturado ao sorgo de queijo, hortaliças, leguminosas e água tratada. O procedimento de coleta consistiu na raspagem em 5 pontos diferenciados do piso das baias, retirando-se a amostra fresca. A amostra foi acondicionada em saco plástico limpo e fechado em tambor de 20 litros e encaminhada para mistura e posterior análise. Devido a característica de alimentação apresentar muitas sobras de alimentos, houve-se a necessidade do peneiramento em uma malha de 3 milímetros de modo a separar as partículas sólidas maiores.

3.2.2 Abastecimento dos biodigestores

Para a aplicação dos tratamentos foram utilizadas as biomassas das vísceras da tilápia e dejetos suínos. A quantidade de inoculo adicionado obedeceu à ordem de 20%, com relação ao volume total de cada unidade biodigestora. Antes da disposição do composto no sistema os

reatores foram devidamente lavados com água não tratada e secados. Posteriormente os substratos foram acondicionados no sistema obedecendo à sequência apresentada na Tabela 02.

Tabela 02. Composição dos substratos para avaliação. Volume total adicionado no recipiente (VT), entre vísceras de peixes (VP), dejetos suínos (DS) e inoculo (IC) em diferentes tratamentos (T) e repetições (RP).

Tratamento	VT (L)	VP (%)	DS (%)	IC	RP
T1	1,60	25,00	75,00	20%	5
T2	1,60	50,00	50,00	20%	5
T3	1,60	75,00	25,00	20%	5
T4	1,60	100,00	0,00 *	20%	5

O tratamento T1 recebeu 25% de substrato proveniente das vísceras de peixes (VP), sendo deste total 20% de inoculo (IC), ao passo que gradativamente os tratamentos foram se alternando até se chegar o tratamento T4 que recebeu 100% deste resíduo. As diluições dos substratos VP e DS obedeceram às recomendações de Parchen (1979) e por Barreira (2003), a uma proporção de 1:1 (água: VP) e 1:1,3 (água: DS) respectivamente, sendo posteriormente misturados de acordo com o proposto na Tabela 02, e adicionados nos biodigestores (Figura 08). O tratamento T4, constituído de apenas um tipo de biomassa (100/0,00), foi caracterizado como controle, recebendo apenas inoculo. Os tratamentos T1, T2 e T3 receberam as misturas de vísceras e dejetos suínos.



Figura 08. Abastecimento dos reatores em diferentes composições.

Fonte: Elaborado pelo autor, 2013.

3.2.3 Inoculo

O inoculo (IC) foi preparado no local do experimento, sendo utilizado como substrato a biomassa de dejetos suíno, coletada em granja local. Para o preparo da solução inicialmente os dejetos foram diluídos em água em proporção 1:1, peneirados em malha 3 mm e após depositados em recipiente fechado a uma temperatura média de 35 °C por um período em torno de 40 dias em ciclo de produção de biogás. Lucas Jr. et al. (1993) reforça a importância da utilização avaliando o desempenho de biodigestores com utilização de inoculo em biomassa de resíduos de frangos de corte, registrando vantagens no potencial de produção e antecipação da produção de biogás quando, independente do teor de sólidos totais.

3.3 Análises físico-químicas realizadas no experimento

As análises de nutrientes do substrato das vísceras de peixes coletada *in natura* em estado semissólido obedeceram às metodologias do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). Os micro nutrientes analisados foram o cobalto (Co), níquel (Ni), Selênio (Se), Molibdênio (Mo), manganês (Mn) e ferro (Fe). Os macro nutrientes analisados foram o carbono (C), nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K) e enxofre (S). Para determinar os teores de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, cobre, ferro e manganês utilizou-se o substrato submetido à análise em digestor Digesdahl Hach, para promover a digestão total da matéria orgânica à base de ácido sulfúrico (H₂SO₄) e peróxido de Hidrogênio (H₂O₂) a 50%, segundo descrito por Bataglia et al (1983) e Embrapa (1999). A determinação da quantidade de nitrogênio deu-se por meio da utilização do destilador micro-Kjeldahl, conforme metodologia descrita por Silva (1981). As quantidades de fósforo foram determinadas utilizando-se espectrofotômetro pelo método colorimétrico, segundo descrito por Malavolta et al.(1991). As análises das vísceras também incluíram a verificação da demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), pelo método espectrofotométrico (APHA, 2005).

O monitoramento do experimento foi realizado nas fases inicial, intermediária e em seu término. Os procedimentos para as análises de dados foram realizados obedecendo às metodologias de análises padronizadas, o teor de sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF) e sólidos voláteis (SV) foi realizado pelo método gravimétrico (APHA, 2005) e os índices de pH obtidos pelo método potenciométrico seguindo as metodologias da NBR 14339 (1999) da

ABNT. A quantificação do biogás foi realizada seguindo a verificação do volume gerado, avaliando-se o desempenho do processo de fermentação e posteriormente comparado a bibliografias existentes. A temperatura foi monitorada com termômetros digitais de escalas decimais de forma a manter o processo de metanogênese em meio mesófilo.

Para a obtenção da quantidade de sólidos totais (ST), foi realizado o seguinte procedimento: a) aferimento da cápsula de porcelana deixando-a em mufla a $(550 \pm 50 \text{ }^\circ\text{C})$ por 1 hora, posteriormente esfriando-a em dessecador e pesando com precisão de 0,1 mg. b) transferência para a citada cápsula 10 ml da amostra (PU), medidos em proveta e pesados, evaporando em banho-maria até a sua secura; c) ao evaporar “PU”, secar a cápsula com resíduo em estufa a $103\text{-}105 \text{ }^\circ\text{C}$ até atingir o peso constante (em torno de 2 horas); d) esfriar em dessecador a temperatura ambiente e pesar em seguida com precisão de 0,1 mg para se obter o peso seco (PS). A obtenção “ST” é regida pela seguinte expressão:

$$ST = \frac{[(PU - PS).100]}{PU}$$

Equação 01. Determinação de sólidos totais, APHA (2012), em que ST= Sólidos totais; PU= Peso úmido; PS= Peso seco, em gramas (g).

Ao término do procedimento de determinação de “ST” a cápsula foi submetida à calcinação em mufla a $(550 \pm 50) \text{ }^\circ\text{C}$ durante 1 hora, para determinar os sólidos fixos, na sequência foram retiradas da mufla, esfriadas em dessecadores e posteriormente pesadas em balança com precisão de 0,1 mg, obtendo-se, por fim, o peso de cinzas “PC”. Os teores de SV da biomassa foram calculados pela equação a seguir:

$$SV = \frac{ST - [1 - (PU - PC)]}{PU} . 100$$

Equação 02. Determinação de voláteis APHA (2012), em que SV= Sólidos voláteis; ST= Sólidos Totais; PU= Peso úmido; PC= Peso de cinzas , em gramas (g).

Os Sólidos Totais Fixos (STF) constituem a porção do resíduo total fritável ou não fritável (g), restante após o processo de calcinação a $(550 \pm 50) \text{ }^\circ\text{C}$ por 1 hora, e posteriormente, ao esfriar, procedeu-se a pesagem do mesmo com precisão de 0,1 mg.

3.4 Monitoramento da produção de biogás

Os volumes de biogás produzidos nos gasômetros foram monitorados em um tempo de 56 dias no período de junho a dezembro de 2013. Estes foram quantificados inicialmente a cada 3 dias nas primeiras 3 semanas, e semanalmente até o término do experimento, quantificando-se os deslocamentos ocorridos nos gasômetros. Os gases analisados metano (CH_4), gás carbônico (CO_2), oxigênio (O_2), foram inicialmente submetidos ao procedimento de coleta que se deu por meio de recipientes denominados “bags” em PVC com capacidade de 1 litro, encaminhados imediatamente ao Laboratório de Biogás situado na Fundação Parque Tecnológico Itaipu, e na segunda metade do período experimental realizados *in-loco* pelo o equipamento “Dräger X-am 7000”, conectando-se diretamente aos gasômetros. O “Dräger X-am 7000”, é um dispositivo eletrônico possui características para a detecção contínua e simultânea dos gases citados (Figura 09).



Figura 09. Aparelho Dräger X-am 7000 (1) conectado aos gasômetros (2).
Fonte: Elaborado pelo Autor, 2013.

3.5 Análise Estatística

O experimento foi realizado por meio de delineamento inteiramente ao acaso (DIC). Os resultados obtidos de cada tratamento (T) foram submetidos à análise de variância (Anova) e comparadas pelo do teste de Tukey a 5% de probabilidade de significância, utilizando-se do pacote estatístico Assistat® versão 7.7 (Silva e Azevedo, 2002).

3.5.1 Parâmetros fixos e variáveis analisados no experimento

Destaca-se a importância da identificação e interpretação dos dados existentes a serem monitorados para que seja possível avaliar o comportamento do sistema e conseqüentemente a produção de biogás, conforme apresentado na tabela 03.

Tabela 03. Parâmetros para análise físico química do experimento

Parâmetro	Caracterização
Espaço amostral	4 tratamentos (T) e 5 repetições (R); DIC
Parâmetros fixos	Temperatura (t); volume dos recipientes (V); % inóculo (IC);
Parâmetros variáveis	Composição do substrato com diferentes percentuais de mistura das biomassas;
Parâmetros a serem analisados	Geração de biogás (volume, % CH ₄ , % CO ₂ , % O ₂); pH, ST, STF, STV, nutrientes e níveis de gordura.

Os dados obtidos foram compilados, dispostos em forma de tabelas e gráficos, e posteriormente correlacionando-os entre o volume de produção de biogás no período, concentração de CH₄, CO₂, O₂, rendimento de biogás e metano sobre sólidos totais e voláteis adicionados e removidos.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados sobre a produção de biogás através da degradação dos resíduos de peixes em meio anaeróbio de apresentam-se por meio investigativo de duas linhas principais, sendo, a (1) caracterização físico-química das vísceras da tilápia *in-natura* e seu potencial para produção de biogás e, (2) avaliação experimental da produção de biogás através do processo co-digestão anaeróbia.

4.1 Caracterização físico química das vísceras da tilápia

Esta análise consistiu na verificação dos dados indicativos do potencial de produção de biogás das vísceras da tilápia por meio da avaliação do substrato coletado *in-natura*, ou seja, no momento do abate, observando-se o pH, relação DBO e DQO, relação entre sólidos SV, ST, macro e micro nutrientes e quantidade de gordura, de acordo com resultados apresentados a seguir:

4.1.1 Potencial hidrogeniônico (pH) das vísceras de Tilápia

Os resultados do pH encontrados por meio da análise do conteúdo visceral de amostra coletada de um grupo de tilápias, revelaram os valores entre 6,27 e 7,04, sendo estes dados encontrados comparados com diferentes autores, conforme representados na Tabela 04.

Tabela 04. Comparações entre pH ($\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$) obtido das vísceras de tilápia e dejetos suínos junto à bibliografia.

Composição	pH ⁽¹⁾ Encontrado	pH ⁽²⁾ Souza (2010)	pH ⁽³⁾ Konzen (1980)
Vísceras tilápia	6,27 – 7,04	6,31 – 6,75	6,94

(1) Método Potenciométrico. Valores de referência: (2) Vísceras tilápia. (3) Dejeito suíno.

Analisando os resultados encontrados, é possível afirmar que o pH encontra-se dentro da faixa que oferece as condições favoráveis para a ocorrência de produção de biogás em meio anaeróbio. Chernicharo (2007) corrobora com os dados obtidos nesta pesquisa. Em seus estudos cita que os valores de pH entre 6,6 e 7,4, estão dentro dos parâmetros ideais para o crescimento ótimo das *arqueas* metanogênicas, complementando ainda que embora os valores

extrapolem a faixa citada é possível se obter metano em uma faixa bem mais ampla, variando entre 6,0 a 8,0. Cita ainda que valores abaixo de 6,0 e acima de 8,0 devem ser evitados por inibir as atividades das *arqueas* metanogênicas. Mattiason (1998), citado por Yadvika et al. (2004), apontam que o pH acima de 5,0 proporciona mais eficiência nos níveis de produção de CH₄, em torno de 75%. Souza (2010), estudando o processo de biodigestão por anaerobiose com resíduos de tilápia em abatedouros, encontrou valores de pH em uma faixa de 6,31-6,85 para o afluente e 7,30-7,70 para o efluente e, em todos os tratamentos elevada concentração de metano (até 78,05%) presente no biogás produzido.

4.1.2 Relação de sólidos das vísceras da tilápia

Os resultados da análise do efluente *in natura* apresentaram as seguintes concentrações de sólidos, conforme é possível verificar na Tabela 5:

Tabela 05. Sólidos totais, sólidos fixos e sólidos voláteis de vísceras de peixes.

Parâmetros	Análise vísceras		Unidade
	Quantidade	%	
Sólidos Voláteis (SV) ₁	174.820,00	91,64%	mg . L ⁻¹
Sólidos Fixos (SF) ₁	15.893,34	8,33%	mg . L ⁻¹
Sólidos Totais (ST) ₁	190.713,34	100,00%	mg . L ⁻¹

(1) Método gravimétrico.

Os resultados encontrados foram resultantes de uma amostra representativa coletada de um grupo de tilápias. A existência de sólidos orgânicos está diretamente relacionada ao potencial de produção de biogás. De acordo com Leite & Polvinelli (1999), a bioconversão só deve ocorrer na fração orgânica do substrato, portanto quanto maior a concentração de sólidos totais voláteis, maior também deverá ser a taxa de bioconversão do resíduo, ou seja, potencial produção de biogás.

Oliveira e Hiragashi (2006) estudando dejetos de suínos complementa que os sólidos voláteis correspondem de 70 a 75% dos sólidos totais neste tipo de dejetos. Quanto maior for essa porcentagem maior será a conversão da matéria orgânica e a produção de biogás.

Desta forma, sob a ótica da conversão da matéria orgânica em um sistema anaeróbio, Labatut & Gooch (2012) citam que a diferença entre a concentração de sólidos voláteis no afluente e efluente indica o percentual de dejetos que foram estabilizados através do processo

de biodigestão.

Souza (2010), verificando as concentrações dos sólidos voláteis afluentes em diferentes tratamentos com tilápia, sangria, processo contínuo, filetagem e controle em processo abatedouro de peixes, verificou concentrações de gás metano de 84,81%, 87,31%, 93,89% e 83,08% respectivamente.

Os dados apresentados pelos pesquisadores, corroboram com os resultados obtidos nesta pesquisa apresentaram uma faixa de concentração de 91,64% (Tabela 05).

4.1.3 DBO e DQO das Vísceras da Tilápia

A Tabela 06 apresenta as concentrações de DBO e DQO obtida por meio da análise dos resíduos originários de amostra coletada um grupo de espécimes de tilápias.

Tabela 06. Resultado da análise de DBO e DQO das vísceras da tilápia.

Análise Vísceras		
Parâmetros	Quantidade	Unidade
DBO*	129.525,00	mg . L ⁻¹
DQO**	503.750,00	mg . L ⁻¹

Segundo APHA (2005). * Potenciométrico; ** Espectrofotométrico.

Os elevados parâmetros da DBO / DQO contidos nas análises de demandas de oxigênio 129.525,00 mg . L⁻¹ / 503.750,00 mg . L⁻¹, podem ser justificados devido à alta concentração de sangue e matéria orgânica putrescível no composto e também por não haver mistura ou diluição prévia em água. Com matéria orgânica similar, Pacheco (2008), relata sobre efluentes produzidos no abate de bovinos e suínos, e que estes despejos de abatedouros possuem altos valores de DBO e DQO. Seus estudos corroboram com a presente pesquisa com dados sobre o sangue bruto de bovinos detendo estes uma das DQO's mais elevadas de todos os efluentes líquidos gerados em abatedouros, representando uma concentração de DQO em torno de 400.000 mg. L-1 e DBO de aproximadamente 200.000 mg. L-1.

No caso das sobras obtidas em pesqueiros, estes compostos viscerais comumente são e enterrados muitas vezes próximos a mananciais.

Verificando os estudos sobre a relação DBO / DQO representado por Claas e Maia (1994), comprovou-se o fator de biodegradabilidade (F_b) do composto e seu possível impacto ambiental em um corpo receptor:

$$F_b = (DBO) / (0,65 \cdot DQO)$$

Equação 04: Fator de biodegradabilidade proposto por Claas e Maia (1994).

Quando ($0 < F_b > 1,0$), sendo a constante 0,65 é adotada para efluentes primários industriais. Os autores citados demonstraram que, para o fator de biodegradabilidade (F_b), quanto menor a relação ($DBO / DQO \cdot 0,65$), ou seja, mais próxima de zero, menor a será biodegradabilidade deste efluente. Tal afirmativa corrobora com o valor encontrado nas análises e aplicado na da Equação (04), apresentando a relação igual e 0,3955, indicando um valor distante de zero, apontando positivamente para potencial de degradabilidade do composto das vísceras da tilápia.

Von Sperling (2005) apresenta a relação inversa através da expressão DQO / DBO , encontrando valores diferentes da relação DBO / DQO . O mesmo autor descreveu os parâmetros sobre a biodegradabilidade dos despejos, sendo:

Relação DQO / DBO baixa ($<$ cerca de 2,5): fração biodegradável é elevada – tratamento biológico indicado.

Relação DQO / DBO intermediária (cerca de 2,5 e 3,5): fração biodegradável não é elevada – deve-se verificar viabilidade para tratamento biológico.

Relação DQO / DBO elevada ($>$ cerca de 3,5 ou 4,0): indicando fração inerte elevada – apontando necessidade de tratamento físico-químico.

Frente a estas afirmativas, os resultados obtidos apresentam uma relação DBO / DQO de 3,889, indicando que a fração inerte é elevada, apontando para a necessidade de um tratamento diferenciado para a anaerobiose.

Jardim e Canela (2004), em seus estudos defendem, que para um dado efluente, se a relação $DQO / DBO < 2,5$, este apresenta-se com facilidade de ser biodegradável. Se a relação estiver entre $5,0 < DQO / DBO \leq 2,5$, este efluente deve exigir alguns cuidados na escolha do processo biológico para que se tenha uma remoção desejável de carga orgânica, e caso apresente-se com a relação $DQO / DBO > 5$, então o processo biológico detém pouca chance de sucesso, e a oxidação química aparece como um processo alternativo.

Tefera (2009) relata ainda que um dos principais fatores que dificultam a produção de biogás é o elevado teor de sangue (Fe) constituído como substrato e uma conseqüente elevada demanda de oxigênio. O autor orienta que em anaerobiose, este resíduo, detém uma

composição química complexa para ser digerido unicamente sem diluí-lo com algum outro tipo de substrato ou reduzir as concentrações. O mesmo autor conclui em seus estudos propondo a co-digestão através da mistura entre um ou mais substratos como meio alternativo para este problema específico.

4.1.4. Nutrientes e quantidade de gordura das vísceras da tilápia

4.1.4.1. Macro nutrientes

As quantidades de macro nutrientes encontrados na amostra de vísceras de uma população representativa de tilápias, coletadas *in natura* no momento do abate, estão representadas através da tabela a seguir. Na Tabela 07, é possível verificar os resultados da relação carbono / nitrogênio e outras relações como C:N:P:S.

Tabela 07. Resultado de análise de macro nutrientes Carbono (C) e Nitrogênio (N) e Fósforo (P) e Enxofre (S) das vísceras.

Análise Vísceras		
Parâmetros	Quantidade	Unidade
Carbono (C)	525,10	g.Kg ⁻¹
Nitrogênio (N)	15,90	g.Kg ⁻¹
Fósforo (P)	6,0	g.Kg ⁻¹
Enxofre (S)	22,51	g.Kg ⁻¹

Braun (1982) observa que, seguido do carbono, o nitrogênio é o nutriente (macro) mais importante, essencial para a formação de enzimas que são responsáveis pela realização do metabolismo no sistema. Os autores defendem que uma boa relação entre estes dois componentes irá manter a estabilidade no processo de fermentação, sendo de grande importância que o substrato tenha a ótima relação C / N. Caso a relação C / N for muito elevada conseqüentemente pode haver a redução da atividade metabólica. Se a relação for muito baixa (alta quantidade de nitrogênio), pode haver a formação excessiva de amônia (NH₃) o crescimento bacteriano pode ser inibido ou até chegar ao colapso.

Weiland (2000) cita que, para que a dose de nutrientes aos microrganismos seja adequada e suficiente, a relação macro nutrientes C:N:P:S no reator deve ser de 600:15:5:3 e

que a concentração de enxofre (S) comumente é a mesma ordem de grandeza ou podendo ser levemente superior à de fósforo (P). Porém não é o que se observa verificando a quantidade de enxofre (S) na Tabela 07, com uma concentração de $22,51\text{g.Kg}^{-1}$.

Diante disto, Dennis & Burke, (2001) explicam que resíduos que concentram nitrogênio e enxofre em altas concentrações tendem a produzir quantidades tóxicas de amônia (NH_3) e sulfeto de hidrogênio (H_2S). Chernicharo (2007) mostra que quando os níveis de nitrogênio estão entre $0,05\text{ g.L}^{-1}$ e $1,0\text{ g.L}^{-1}$ não existe efeito adverso, porém torna-se inibidor e até tóxico quando verificados acima de $3,0\text{ g.L}^{-1}$ e as probabilidades de toxicidade por amônia são altas. Da mesma forma ocorre quando observado o teor de enxofre inerte no substrato é elevado podendo aumentar a concentração de H_2S ocorrendo a toxicidade por sulfeto, também sob influencia da temperatura e pH.

O carbono (carboidratos) e o nitrogênio (proteínas, nitratos, amônia) são as principais fontes energéticas (C) e estruturantes (N) consumidos pelas bactérias anaeróbicas. Observando a Tabela 07, avaliando-se a relação de carbono e nitrogênio, é possível verificar uma proporção de $\text{C} / \text{N}=33,02 / 1$, ou seja 33,02 partes de carbono para 1 de nitrogênio. Comastri Filho (1981) em seus estudos revela que a eficiência da produção de metano com relação às características existentes no substrato deve apresentar uma relação carbono / nitrogênio (C / N) em torno de 20 a 30 / 1, ou seja, 20 a 30 vezes mais carbono do que nitrogênio.

Leite (2001), pesquisando a bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos putrescíveis de origem urbana e rural, em reatores de batelada, observou em seus estudos que a relação C / N também da massa “*in natura*” alimentada aos reatores, situou-se acima da média recomendada para o processo de bioestabilização da matéria orgânica (entre 20 a 30). Este autor corrobora com o presente resultado (33,02/1) citando que, embora se trabalhando com relações C / N variando de 35,83/1 a 42,18/1, não se constatou evidência de desequilíbrio no processo, causado por deficiência de nitrogênio.

4.1.4.2 Micro nutrientes

Na Tabela 08 estão representados os resultados das análises de quantidades de micronutrientes encontradas na amostra de vísceras de tilápias coletada *in natura* no momento do abate.

Tabela 08. Resultados das concentrações de micro nutrientes tilápia.

Micro-nutriente	Concentração (mg.L ⁻¹)
Co	<0,001
Ni	<0,001
Se	0,350
Mo	<0,001
Mn	36,13
Fe	7.945,20

No Quadro 04, estão representados os níveis ideais recomendados para a ocorrência da biodigestão anaeróbia. Ao se comparar a Tabela 08 com o Quadro 04, observa-se que as concentrações de Cobalto, Níquel e Molibdênio encontram-se abaixo da faixa recomendada por Seyfried (1990), Preißler, (2009), Bischoff, (2009) e Bischoff, (1990). Entretanto os demais resultados apresentam níveis de Selênio, Manganês e Ferro acentuadamente acima dos valores ideais apresentados pelos autores citados.

Quadro 04. Concentrações mínimas (1) e médias (2) absolutas de micronutrientes segundo diferentes fontes autores.

Micro-nutriente	Faixa de concentração (mg.L ⁻¹)			
	Seyfried (1990)	Preißler, (2009)	Bischoff (2009) ₁	Bischoff (1990) ₂
Co	0,003-0,06	0,003-10	0,06	0,12
Ni	0,005-0,5	0,005-15	0,006	0,015
Se	0,08	0,08-0,2	0,008	0,018
Mo	0,005-0,05	0,005-0,2	0,05	0,15
Mn	N.E.	0,005-0,50	0,005-0,50	N.E.
Fe	1-10	0,1-10	1-10	N.E.

Fonte: BMELV, 2010.

Os micronutrientes detém papel fundamental para o crescimento dos micro-organismos. Abdoun e Bischoff (2009) relataram em suas pesquisas que as *arqueas* metanogênicas necessitam de Cobalto (Co), Níquel (Ni), Molibdênio (Mo) e Selênio (Se), sendo que algumas espécies de *arqueas* exigem também o Tungstênio (W). Em síntese, o Ni, Co e Mo são cofatores em reações essenciais no metabolismo bacteriano. Chernichiaro (2007) defende que o Fe, Co, Ni e o Mo são os principais elementos necessários requeridos pelas bactérias para a formação do metano.

Verificando as concentrações de Fe, Mn e Se, é possível afirmar que as concentrações destes elementos podem apresentar desequilíbrio no sistema sob a ótica da produção de biogás,

pois segundo Braun (1982), em concentrações muito elevadas, os micronutrientes essenciais podem ser tóxicos ou inibidores para os microrganismos, assim como qualquer tipo de antibiótico, solvente, desinfetante, inseticida, sais e metais pesados, etc. O mesmo autor, assim como Chernicharo (2007) corroboram com o presente estudo afirmando que, ainda que os microrganismos consigam se adaptar a esses nutrientes até certo ponto, é difícil determinar a concentração exata de nutrientes a ponto de que se torne prejudicial ao processo.

4.1.4.3 Quantidade de gordura

A Tabela 09 representa a quantidade de gordura encontrada nas vísceras da tilápia.

Tabela 09. Concentração de gordura total das vísceras da tilápia.

Quantidade de Gordura (QG)	Unidade	Percentual
20,03	(g.100g ⁻¹)	20,03%

A quantidade de gordura (QG) encontrada na amostra das vísceras de tilápia (20,03%) apresentou-se dentro da faixa encontrada na literatura. Baccarin (2002), estudando o impacto ambiental e parâmetros zootécnicos da produção de tilápia (*Oreochromis niloticus*) sob diferentes manejos alimentares (alimento natural, ração farelada, peletizada e extrusada), com rações com 30% de proteína bruta e 3000 kcal de energia digestível foram fornecidas, duas vezes ao dia, encontrou para os peixes arraçoados valores de gordura corporal (1,57 a 1,98%) e visceral (12,64 a 25,04%). Viola e Arieli (1983) encontraram valores ainda mais elevados em seus estudos, verificando picos de QG 41% de gordura nas vísceras de tilápias híbridas com peso aproximado a 500g, alimentadas com rações, contendo 25% de proteína e energia digestível ao redor de 2.750 kcal/kg. Shearer (1994) complementa que estas variações se justificam tendo em vista alguns fatores que influenciam significativamente na composição do pescado, como alimentação, idade, peso, variação sazonal e fase fisiológica, uma vez que o manejo alimentar das tilápias em estudo apresentou-se com o tratamento de ração do tipo extrusada com 32% de proteína, em média quatro vezes ao dia.

No processo de biodigestão anaeróbia, o teor de proteínas, gorduras e carboidratos existentes no substrato influencia no desempenho e na quantidade final de gás metano potencialmente a ser obtido, os quais, segundo Seyfried (1990), interferem da mesma forma como a necessidade específica de nutrientes. Raunkjaer et al., (1994), afirma que os lipídios

(gorduras, óleos e graxas) são um dos maiores compostos orgânicos encontrados em águas residuárias industriais e municipais. Valladão et al., (2007), estudando sobre as formas de tratamento anaeróbio destes efluentes (especificamente efluentes de abatedouros de aves com elevadas quantidades de óleos e gorduras), apresentaram a preocupação com os danos operacionais no sistema, havendo a possibilidade de obstruções, produção de odores desagradáveis, bem como a limitação do transporte da fração solúvel devido presença dos componentes lipídicos no resíduo e assim reduzindo a taxa de conversão do substrato em biogás. Salminen e Rintala (2002) corroboram afirmando que o processo de degradação dos ácidos graxos de cadeia longa é uma das etapas mais importantes para a boa condução da biodigestão anaeróbia, tendo em vista que as bactérias que os degradam são de crescimento lento e requerem baixa pressão parcial de gás hidrogênio para sua atividade. Lie e Molin (1991), estudando compostos de abatedouros, citam que os elevados teores de gordura, quando tratados por processo biológicos, podem apresentar perdas industriais significativas dificultando a sedimentação do lodo, exigindo maior tempo de retenção hidráulica para a degradação.

Os níveis de gordura presentes no substrato a ser biodegradado podem ser controlados em forma consorciada para o sucesso da biodigestão anaeróbia objetivando o aproveitamento completo da massa visceral e a consequente redução de despejo potencialmente negativo ao ecossistema. É possível reduzir as quantidades de gordura extraíndo-se o óleo presente nas vísceras para a produção de biodiesel (OLIVEIRA, 2013), podendo também ser integrado na alimentação para nutrição animal uma vez que possui índices de qualidade que satisfazem os padrões exigidos para nutrição animal (VIDOTTI, 2006). Estudando resíduos de aves com semelhantes concentrações de gordura Valladão et al. (2007), Dors, (2006), Leal et al. (2006) concluem, mostrando como alternativa para a redução do efeito da gordura na anaerobiose, adição controlada níveis de enzimas lipolíticas (lipases), aumentado significativamente a produção de biogás.

4.2 Resultados do experimento (biodigestão anaeróbia)

4.2.1 Produção de biogás

O início da produção de biogás com teores de CH₄ se deu em tempos diferenciados tendo em vista as diferentes características dos substratos apresentados para cada um dos

tratamentos, conforme verificados na Tabela 10.

Tabela 10 – Média de produção semanal (L) de biogás por tratamento (T).

Tempo de RH (dias)	T1 (25%)	T2 (50%)	T3 (75%)	T4 (100%)
7	-	-	-	-
14	0,1056	0,2796	0,2447	0,3283
21	0,0330	0,0765	0,0576	0,1728
28	0,2333	0,3628	0,2042	0,2937
35	0,0990	0,2827	0,1319	0,2435
42	0,1367	0,3079	0,1288	0,2717
49	0,1288	0,9142	0,1139	0,3440
56	0,1021	0,1995	0,0534	0,3157
63	0,1005	0,1225	0,0377	0,2152
Acumulado	0,9390	2,5457	0,9722	2,1849

Os registros dos comportamentos da produção de biogás de cada tratamento, foram medidos a cada três dias nas primeiras três semanas e posteriormente a cada sete dias, representados em médias semanais e também acumuladas. Nos primeiros dias após a alimentação do sistema todos os reatores produziram grande volume de biogás se comparado ao volume de produção dos demais dias. Chernicharo (1997) e Wandrey (1983), explicam que este fenômeno ocorre nos períodos iniciais nas fases hidrolíticas e acidogênicas com a conversão de matéria particulada complexa (polímeros) em materiais dissolvidos mais simples (moléculas menores), podendo interagir com as bactérias em elevado metabolismo fermentativo, resultando em ácidos orgânicos, álcoois, cetonas, nitrogênio e principalmente dióxido de carbono, sendo para esta fase a concentração de metano relativamente baixa, portanto a sua leitura não foi contabilizada na primeira semana.

Na Tabela 10, observa-se que em T2 (50%) e T4 (100%) o metabolismo foi mais acelerado na produção de biogás ao passo que em T1 (25%) e T3 (75%) o início da produção se estabeleceu de forma mais lenta. No tratamento T1, é possível verificar que houve um comportamento diferenciado onde o composto de vísceras a 25% (dejeito suíno a 75%) iniciou sua produção de forma mais lenta no processo de fermentação. Observa-se também que, dos quatro tratamentos realizados no período, os resultados mostram que o tratamento T2 (50:50) apresentou maior volume de produção acumulada (2,545 L). Com relação aos demais tratamentos, o tratamento controle T4 (100%) obteve o melhor rendimento de produção nas primeiras duas semanas (Tabela 10), mantendo-se a segunda melhor produção no final do

processo, com 2,185 L. Os tratamentos T1 e T3, (25% e 75%) comportaram-se de forma similar, apresentando um acumulado de 0,9722 L e 0,9390 L, respectivamente.

Não existindo outras variáveis que diferenciaram os tratamentos, a não ser a própria variação entre os substratos, tal fato pode ser explicado devido às características presentes nas composições das biomassas. Souza (2010) verificou resultados similares comparando resíduos de pescado com mistura a base de estrume e água em biodigestores batelada em um período de 55 dias, observando diferenças significativas de produção, sendo que o tratamento utilizando-se de estrume foi se intensificando mais lentamente, se comparado aos resíduos de peixes. Seyfried (1990) corrobora com o presente estudo afirmando que a taxa de crescimento e a atividade das diversas populações estão diretamente condicionadas à concentração e a disponibilidade de nutrientes presentes nos diversos tipos de substratos.

Após o abastecimento todos os reatores reagiram às expectativas. Esta afirmação é verificada utilizando-se dos dados da Tabela 10, que por meio de regressão linear, esboçado na Figura 10, é possível concluir pela linha de tendência que nas primeiras semanas o comportamento do sistema apresentou produções crescentes com relação às concentrações propostas no presente estudo. As representações gráficas “A” e “B”, da Figura 10, demonstram que nos períodos do 14º e 21º dias respectivamente, ocorreu um efeito linear positivo indicando que, na medida em que se aumentaram as inclusões de vísceras ao substrato, ascenderam-se as linhas de tendência para as produções de biogás.

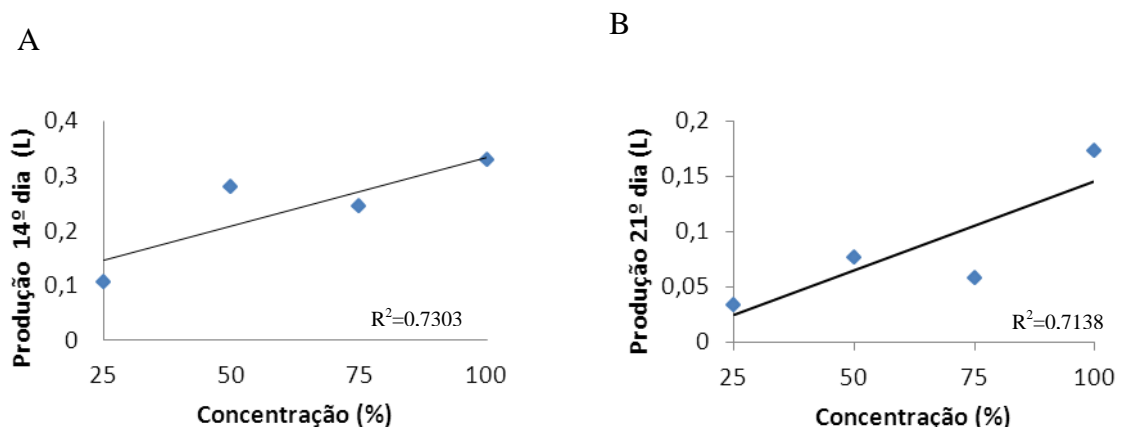


Figura 10. Produção no 14º dia (A) e no 21º dia (B), em função das concentrações.

No período do desenvolvimento do experimento entre a terceira e a quarta semana houve queda na produção. Tal fato ocorreu devido a problemas técnicos na rede elétrica geral envolvendo a ausência de energia e a sobrecarga de voltagem e a consequente queima dos dispositivos termostáticos que influenciaram na manutenção da temperatura interna dos reatores anaeróbios. Esta ocorrência é a justificativa mais provável que pode ter influenciado no equilíbrio biológico devido à queda e posteriores oscilações para a retomada de temperatura ideal conforme verificados na Tabela 10 e Figura 11.

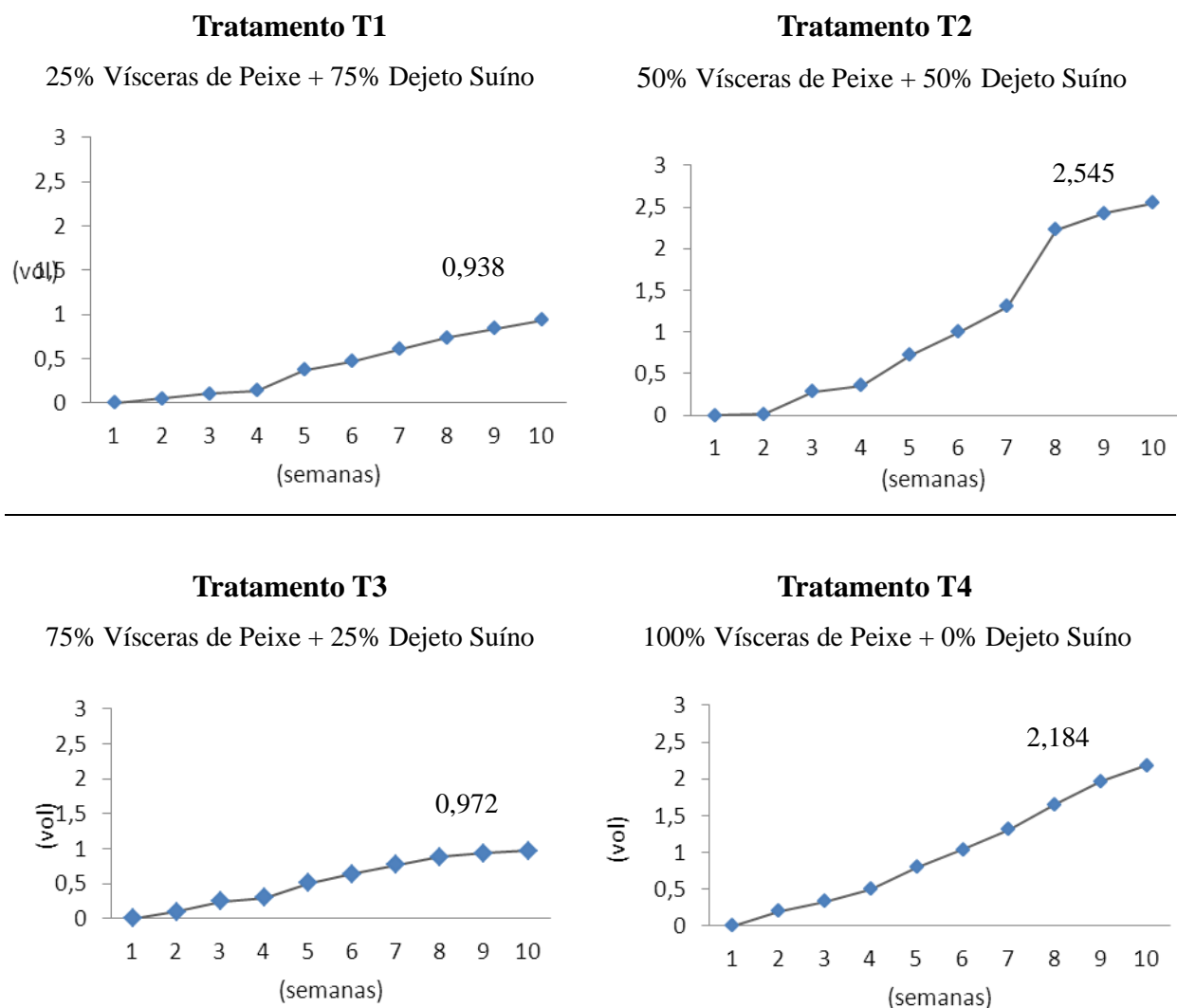


Figura 11. Gráficos de produção acumulada de biogás (L) com leitura a cada sete dias.

Souza (1982), avaliando os fatores que influenciam a digestão anaeróbia, alerta que as bactérias metanogênicas são bastante sensíveis a variações e que o mais importante que operar

em temperaturas ótimas é operar sem variações significativas na temperatura. Lindorfer (2006) ressalta que podem ser toleradas variações de temperaturas com pequenas e momentâneas reduções de gás, porém, havendo grandes variações e a ausência do monitoramento, os micro-organismos não são capazes de se adaptar a variação de temperatura e no pior dos casos pode levar a suspensão completa de produção de biogás. Para tanto, as produções de biogás em cada tratamento resultaram em acumulados característicos de acordo com cada tipo de composto.

A Tabela 11 apresenta as produções médias semanais e diárias de cada tratamento. Isto é, tendo como base o valor acumulado de cada produção, dividindo-se pelo número de semanas ou dias de duração do tratamento a cada 1,0 litro de substrato.

Tabela 11. Média absoluta semanal e diária da produção total de biogás.

Tratamento/ Concentração	Média Diária (L.dL⁻¹)	Média Semanal (L.sL⁻¹)	CV (%)
T1 25%	0,01048b	0,1174b	10,02
T2 50%	0,02841a	0,3182a	5,37
T3 75%	0,01084b	0,1215b	13,78
T4 100%	0,02438ab	0,2731ab	10,13

Médias seguidas verticalmente pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade; CV - Coeficiente de variação entre as repetições de cada tratamento.

Com relação ao volume médio diário produzido a cada litro de substrato, os volumes mínimos e máximos de biogás obtidos no presente tratamento resultaram em 0,0105 L.d⁻¹ e 0,0284 L.d⁻¹ ficaram próximos, porém abaixo da faixa encontrada por Souza (2010), estudando a biodigestão anaeróbia de vísceras de tilápia, que encontrou valores entre 0,0275 L.d⁻¹ a 0,175 L.d⁻¹ de biogás produzidos a cada litro de biomassa. Não foram encontrados outros dados comparativos na bibliografia relacionados aos teores médios de produção de biogás utilizando-se este substrato.

4.2.2 Concentração de Metano (CH₄)

A produção de gás metano teve início entre 14 e 16 dias após o abastecimento do sistema. A concentração ou teor de metano (CH₄) inerte no biogás produzido é uma variável preponderante quando se aborda a questão do tratamento de efluentes com o objetivo de

produzir energia térmica.

Tabela 12. Concentração média de CH₄, CO₂ e O₂.

Concentração	T1	T2	T3	T4	CV (%)
CH ₄ (%)	77,70a	88,72a	77,53a	86,76a	7,20
CO ₂ (%)	20,52a	10,13a	19,53a	11,15a	34,44
O ₂ (%)	1,78a	1,15a	2,95a	2,13a	29,13

Médias seguidas horizontalmente pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade; CV - Coeficiente de variação entre os tratamentos.

É possível observar na Tabela 12 os resultados das concentrações de gás metano obtidas nos respectivos tratamentos propostos, onde o tratamento T2, operando com 50% de vísceras, obteve o melhor desempenho final se comparados aos demais tratamentos, seguido controle (T4).

Ao se comparar a produção de CH₄ com a projeção linear obtida pela regressão na análise de variância entre tratamentos, representada nas Figuras 10 e 11, é possível concluir que, nas primeiras semanas, na medida em que as concentrações de vísceras aumentaram a produção de CH₄ também tendeu a aumentar junto com a produção de biogás. Porém ao longo do processo esta análise não se prossegue, não havendo diferenças significativas ($P < 0,05$) nos tratamentos em relação às concentrações propostas (Tabela 12).

Souza (2010), avaliando o desempenho da anaerobiose em três etapas do processo de abate da tilápia (sangria-SG, filetagem-FL e processo de abate comum-PC) em abatedouro piscícola, encontrou concentrações de CH₄, em todos os seus tratamentos propostos, verificando médias superiores às comumente encontradas para dejetos de suínos e bovinos, atingindo um rendimento de 78,05% de produção média de metano no tratamento FL. O autor utilizou-se de substrato com baixa concentração de sólidos totais fixos (0,58% a 1,13%) e alta concentração de sólidos voláteis (83,08% a 93,89%) em um tempo de retenção hidráulica de 55 dias. No estudo em questão, mesmo com volume de produção reduzido, os dados apresentados pelo autor citado corroboram com os resultados obtidos, que registraram a produção de CH₄ com médias de 77,70%, 88,72%, 77,53%, 86,76% para os tratamentos T1, T2, T3 e T4, respectivamente.

Observando-se o melhor resultado obtido no tratamento T2 (50:50), Tefera (2010) e Souza (2010), afirmam a necessidade da co-digestão (ou seja, anaerobiose envolvendo dois ou mais substratos) em tratamentos de resíduos que envolvam alta concentração de sangue

(vísceras de animais, entre outros derivados do sangue). Este argumento não se confirma ao se analisar os valores encontrados no tratamento controle (T4). Porém, há de se considerar que em todos os tratamentos, foram adicionados 20% de inóculo suíno que contribuiu para o processo de fermentação em co-digestão. Registra-se que um substrato (no caso as vísceras) adicionado pura e simplesmente a um reator, tende a retardar ou não iniciar o processo de fermentação do sistema devido à ausência da diversidade de bactérias específicas para a simbiose no sistema (CHERNICHARO, 2007).

Analisando os teores médios de gás metano produzido nos tratamentos (Tabela 01) Chernichiaro (1997), Kaltschmitt (2001) e National Academy of Sciences apud Oliveira (2002) encontraram variações entre 62-80, 50-75, e 25-70 percentuais de metano respectivamente para diversos tipos de substratos. Silva (1998) corrobora apresentando resultados em sua pesquisa de biogás produzido a partir de dejetos de suínos variando de 60 a 70% de metano. Miranda (2009), avaliando os teores de metano em biogás de dejetos de suínos em diferentes fases de crescimento alimentados com dietas similares e tempo de retenção hidráulica de 30 dias e temperatura de 35°C, encontrou valores médios que se situaram entre 64,65 e 67,42% para suínos em fase de crescimento e de abate. Dal Mago (2009), avaliando as características físico-químicas de dejetos de suínos e a produção e composição do biogás em doze biodigestores anaeróbios em três municípios de Santa Catarina, encontrou uma média geral concentração de CH₄ obtida nos biodigestores de 61,5%, indicando uma boa qualidade do biogás.

Na Tabela 13, também estão dispostos os níveis de oxigênio e gás carbônico presentes em cada tratamento. Em anaerobiose, as concentrações excessivas de oxigênio alertam que o sistema pode não estar desempenhando seu papel com rendimento ótimo. Os níveis médios segundo Kaltschmitt (2001), devem manter-se em torno de 2%.

É importante observar que, se os tratamentos T1 e T3 produziram em média os mesmos volumes de biogás, as concentrações de oxigênio não foram às mesmas. Verificou-se que, quanto maior o nível de oxigênio, menor o rendimento na produção frente à concentração de substrato e a população bacteriana. Tal fato pode justificar uma das causas que pode ter comprometido o desenvolvimento bacteriano anaeróbio no tratamento T3, que deteve o nível de oxigênio mais elevado entre os tratamentos (2,95%).

Na Figura 12, é possível também verificar a produção de gás metano, comprovados através da queima, realizada sempre após a medição dos gasômetros. Esta prática, embora não científica, permitiu constatar visualmente as respectivas produções diárias de gás metano,

comprovando os resultados apresentados pelo medidor de gases “Drager X-am 7000” em cada uma das 24 repetições.



Figura 12. Comprovação da produção de CH_4 em diferentes tratamentos.
Fonte: Elaborado pelo autor, 2013.

4.2.3 Concentração dos sólidos

A Tabela 13 apresenta a relação de sólidos totais (ST) sólidos totais fixos (STF), e sólidos totais voláteis (STV). Andreoli et al., (2003), relatam que sólidos totais (ST) dividem-se em sólidos em suspensão (SS) e sólidos dissolvidos (SD), sendo que ambos subdividem-se em sólidos voláteis e sólidos fixos.

Segundo Leite & Povinelli (1999), em estudo sobre o comportamento dos sólidos totais no processo de biodigestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos e industriais, a concentração destes sólidos está relacionada à quantidade de resíduos inertes nos diversos tipos de substratos, quer seja de origem orgânica ou inorgânica, sendo este um indicador da massa total passiva de ser tratada. Os autores complementam ainda que, tendo em vista que o processo anaeróbio a bioconversão só ocorre na fração teoricamente orgânica do substrato, quanto maior a concentração de sólidos, maior também deverá ser a taxa de bioconversão do resíduo.

Tabela 13. Concentração de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF), sólidos totais voláteis (STV) para afluente e efluente e sua eficiência de remoção.

Concentrações		T1	T2	T3	T4	CV%
Sólidos afluente (AF)						
ST na amostra	%	4,67	5,72	6,12	7,38	18,76
SV na amostra	%	3,72	4,79	5,40	5,42	16,48
Sólidos efluente (EF)						
ST na amostra	%	3,66	3,50	5,12	5,39	22,12
SV na amostra	%	2,92	2,88	4,52	3,99	22,72
Redução de sólidos						
Sólidos Voláteis	%	21,98	34,56	16,65	28,77	30,68
Sólidos Totais	%	21,54	39,73	16,26	26,34	38,73
Remoção de sólidos						
ST	(g ST / L reator.dia)	0,750	0,789	1,048	1,106	19,48
SV	(g SV / L reator.dia)	0,598	0,652	0,924	0,820	20,10
Sólidos adicionados						
Carga Orgânica de ST	(g ST / L reator.dia)	0,951	1,230	1,247	1,503	18,30
Carga Orgânica de SV	(kg SV / m ³ reator.dia)	0,758	1,025	1,099	1,110	16,47
Sólidos removidos						
Carga Orgânica de ST	(g ST / L reator.dia)	0,201	0,437	0,199	0,397	40,96
Carga Orgânica de SV	(g SV / L reator.dia)	0,167	0,373	0,175	0,285	39,24
Produção de biogás						
Produção total de biogás	(L biogás / dia)	0,0167	0,045	0,0173	0,039	49,45
Produção espec de biogás	(L biogás / L reator.dia)	0,0104	0,028	0,0108	0,024	49,11
Produção de CH₄						
Produção total CH ₄	(L CH ₄ /dia)	0,0130	0,040	0,0134	0,034	55,72
Produção específica CH ₄	(L CH ₄ /L reator.dia)	0,0081	0,025	0,0084	0,021	55,63
Rendimento de biogás sobre sólidos adicionados						
SV adicionados	(L biogás/gST ad)	0,0110	0,0232	0,0087	0,016	43,59
ST adicionados	(L biogás/gSV ad)	0,0138	0,0277	0,0098	0,022	43,73
Rendimento de metano sobre sólidos adicionados						
SV adicionados	(L CH ₄ /gST ad)	0,0085	0,0205	0,0067	0,014	49,69
ST adicionados	(L CH ₄ /gSV ado)	0,0107	0,0246	0,0076	0,019	49,88
Rendimento de biogás sobre sólidos removidos						
SV removidos	(L biogás/gST rem)	0,0520	0,0650	0,0545	0,061	10,21
ST removidos	(L biogás / g SV rem)	0,0655	0,0761	0,0619	0,086	15,01
Rendimento de metano sobre sólidos removidos						
Sólidos Voláteis removidos	(L CH ₄ / g ST rem)	0,0404	0,0576	0,0422	0,053	17,21
Sólidos Totais removidos	(L CH ₄ / g SV rem)	0,0509	0,0675	0,0480	0,074	20,97

CV – Coeficiente do percentual de variação entre os tratamentos.

No presente estudo as concentrações de sólidos totais adicionados (ST-AF) corresponderam a frações de 5,69%, 8,02%, 7,14%, 9,49%, sendo estes com proporções de sólidos voláteis (STV-AF) correspondendo a 68,93%, 63,522%, 77,228%, 62,401% respectivamente para os tratamentos T1, T2, T3 e T4. Souza (2010) trabalhou com concentrações ainda mais baixas de sólidos em resíduos de despejo de abatedouro de tilápia, utilizando-se o processo de filtragem dos resíduos em etapa anterior à biodigestão anaeróbia, com concentrações de 0,77% 1,07% 0,58% e 1,13% para sólidos totais, porém e um teor bem mais elevado de sólidos voláteis, correspondendo a 84,81%, 87,31%, 93,89% e 83,08%, para nas etapas de sangria, abate comum, filetagem, e tratamento de controle respectivamente, encontrando resultados superiores de produção de CH₄ do que as comumente encontradas. O mesmo autor verificou eficiência de remoção de sólidos com valores médios de STV 25,55% e remoção de STF 65,81% em biodigestor de batelada com 55 dias de TRH.

No período analisado a eficiência de remoção de sólidos efluentes (EF), houve um consumo de 21,98%, 34,56%, 16,63%, 28,77% de sólidos totais fixos (STF) e de 21,54% 39,73%, 16,26%, 26,34% de sólidos totais voláteis STV-EF para os tratamentos T1, T2, T3 e T4 respectivamente. Oliveira (1993) confirma os dados obtidos neste trabalho, atribuindo que a concentração de sólidos inertes no afluente afeta proporcionalmente a produção de gás. Complementa ainda que, quanto mais concentrada a presença, maior será a possibilidade de ocorrer incremento na produção de gás, sendo que a faixa média de concentração de sólidos varia de 10 a 12%. Porém, o excesso ou o desequilíbrio de nutrientes e inertes no substrato pode comprometer a harmonia entre as bactérias fermentativas (CHERNICHARO, 2007). Em estudos realizados com o aproveitamento de resíduos de abatedouros bovino (OLIVEIRA, 2009) e avícola (OLIVEIRA, 2011), apresentando-se com características similares (elevados teores de sangue, gordura), e pelos resultados obtidos por Souza (2010), é possível concluir que as concentrações de sólidos voláteis de afluente (SV-AF) em relação à quantidade de sólidos totais (ST-AF), citadas acima são satisfatórias, tendo em vista a diluição do substrato em água recomendado por Parchen (1979) e por Barreira (2003), a uma proporção de 1:1 (água: substrato). Os resultados de produção de biogás em função do consumo de sólidos estão expressos na tabela 13. Segundo Amaral et al. (2004), um eficiente modelo para se avaliar o potencial de produção de biogás de determinada biomassa é a expressa pelo potencial de produção do gás pela quantidade de sólidos totais ST adicionados.

As produções médias de biogás encontradas neste situaram-se em níveis menores do que as médias encontradas por Souza (2010), que apresentou valores médios de 1,33; 1,87;

2,73 e 0,76 litro por grama de ST adicionado, em seus tratamentos com vísceras, registrando médias superiores de produção se comparado a outros substratos conhecidos como dejetos suínos e bovinos, apontando para a excelente produção de biogás com esta variedade de biomassa.

Por possuírem características similares, Salminen e Rintala (2002) reforçam a possibilidade da produção de metano, avaliando os potenciais de produção de biogás (CH_4) a partir de resíduos de abatedouros de aves envolvendo a concentração de sangue e restos viscerais. Os autores ressaltam a importância do aproveitamento destes rejeitos, encontrando potenciais de 0,20 - 0,25 L de $\text{CH}_4 \cdot \text{g}^{-1}$ de carcaça de aves, 0,10 - 0,15 L de $\text{metano} \cdot \text{g}^{-1}$ de resíduos da avicultura de corte, 0,04 - 0,06 L de $\text{metano} \cdot \text{g}^{-1}$ de esterco, 0,05 L de $\text{metano} \cdot \text{g}^{-1}$ de pena, 0,10 L de $\text{metano} \cdot \text{g}^{-1}$ de sangue e 0,30 L de $\text{metano} \cdot \text{g}^{-1}$ de vísceras, pés e cabeça.

A eficiência no processamento dos sólidos, realizados pelas bactérias, está relacionada a diversos fatores que compreendem o ciclo da biodigestão anaeróbia. As ocorrências da oscilação de temperatura no sistema, concentração de gordura bem como as diferentes concentrações de oxigênio e nutrientes somam-se como possíveis causas da baixa relação do consumo de sólidos pela produção e biogás. Dotto (2012), em experimento com biodigestão e produção de biogás utilizando dejetos bovinos, verificou expressiva baixa na produção de biogás ocorrida devido às oscilações da temperatura no decorrer do experimento nos meses mais frios, mesmo com a adição de controladores de calor.

Além dos fatores operacionais, Lettinga e tal., (1996) avaliando as rotas metabólicas, corrobora explicando que nas fases iniciais de hidrólise e acidogênese o sistema pode ser comprometido devido a fatores inertes a composição do substrato (carboidratos, proteínas, lignina e gorduras e nutrientes), tamanho das partículas, pH, concentração de nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_4^+ \text{-N}$).

A afirmação de Lettinga et al., (1996), referente a quantidade de gordura presente no substrato (vísceras) relacionada a eficiência da biodigestão, condiz com as citações de Valladão et al., (2007), Salminen e Rintala (2002) e Lie e Molin (1991) que apresentaram a preocupação com os danos operacionais no sistema, possibilidade de obstruções, produção de odores desagradáveis, flotação, surgimento de crostas, placas sobrenadantes, bem como a limitação do transporte da fração solúvel devido presença dos componentes lipídicos no resíduo e assim reduzindo a taxa de conversão do substrato (ST, SV) em biogás, exigindo maior tempo de retenção hidráulica para a degradação.

Como resultado, as dispersões não lineares registradas nas adições crescentes de

vísceras não apresentaram ajustes matemáticos para as produções de biogás e de CH₄. Entretanto, para estas condições, realizando-se regressão polinomial quadrática, é possível concluir que, com 79,75% de concentração de vísceras houve a melhor eficiência na redução de ST da biomassa em 25,59%, e, com 57,68% de concentração houve a melhor eficiência na redução de SV da biomassa em 28,75%, no período analisado.

4.2.5 Potencial Hidrogeniônico

O pH é um dos responsáveis pela concentração de metano no biogás produzido, conforme verificado na Tabela 14.

Tabela 14. Comportamento potencial hidrogeniônico afluente (AF) e efluente (EF) de cada tratamento.

Tratamento	pH-AF	pH-EF	Variação	CV (%)
T1	6,54	5,58	-	11,20
T2	6,31	6,51	+	2,21
T3	6,30	5,92	-	4,40
T4	6,31	6,44	+	1,44

CV – Coeficiente do percentual de variação entre os tratamentos.

Os valores do pH são variáveis importantes a serem considerados, tanto na partida do processo de biodigestão (AF), até o seu término, verificando-se o comportamento dos efluentes (EF).

Os resultados obtidos através das análises de pH para os tratamentos T1, T2, T3, T4, apresentam valores de 6,54, 6,31, 6,30, 6,31 (AF) e 5,58, 6,51, 5,92, 6,44 (EF), respectivamente.

Verificando os dados na Figura 13 a seguir, é possível concluir que os tratamentos T1 e T3 reduziram o pH apresentando os piores resultados e os tratamentos T2 e T4 tiveram elevação no pH, sendo que os mesmos apresentaram as melhores produções de biogás e CH₄.

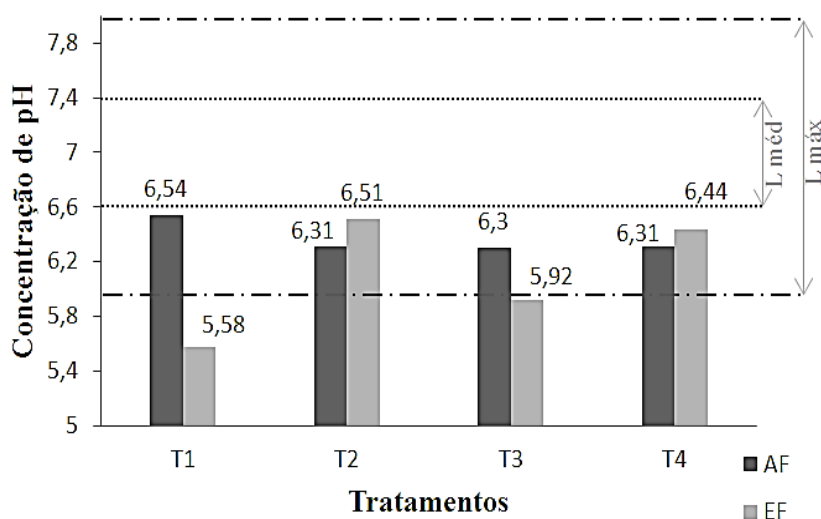


Figura 13. Concentração de pH, limites médios ideais e máximos permissíveis.
Fonte: Elaborado pelo autor, 2013.

Chernicharo (2007) indica valores de pH entre 6,6 e 7,4, porém, sendo possível até entre 6,0 a 8,0. Mattiason (1998), citado por Yadvika et al. (2009), argumenta que pH acima de 5,0 garante eficiência na produção de metano em torno de 75%. Estas afirmações corroboram com os valores observados nos efluentes dos tratamentos T1 e T3, indicam que, mesmo havendo produção de biogás, houve influência diretamente proporcional na atividade bacteriana. Chernicharo (2007), explica que a bioquímica da biodigestão anaeróbia é complexa e envolve uma série de fatores interdependentes, como a queda no pH. O autor justifica que quando as populações de bactérias acetogênicas e *arqueas* metanogênicas se encontram presentes em quantidades suficientes e as condições ambientais são favoráveis, estas se utilizam dos ácidos intermediários tão rapidamente quanto eles se acumulam nos reatores. Porém, quando as quantidades de bactérias não são suficientes, por conta de condições impróprias do meio fermentativo (arranjo físico ou variedade do substrato), estas não serão capazes de consumir os ácidos intermediários na mesma intensidade em que eles se formam reduzindo assim o pH.

5. CONCLUSÃO

Os estudos de caracterização físico-química das vísceras da tilápia *Oreochromis niloticus* (*in-natura*), demonstraram potencial para produção de biogás (CH₄). O pH (6,27 e 7,02) apresentou-se dentro dos níveis recomendados para a produção de gás metano. Os resultados da concentração de sólidos apresentou uma percentual de SV (91,64%), que corresponde à fração biodegradável favorável a conversão em CH₄. Os elevados valores de DBO e DQO comprovam a biodegradabilidade com fração inerte elevada, indicando a necessidade de tratamento diferenciado por meio químico ou biológico (co-digestão). As quantidades de macro e micro nutrientes necessários para o processo de bioconversão contidos nas vísceras apresentam dispersão de elementos necessários para a anaerobiose em relação à bibliografia, como os elevados níveis de S, N, Fe e Mn que podem comprometer a eficiência da biodigestão, assim como a quantidade de gordura (20,03%) presente no substrato apresentando-se como fatores desfavoráveis.

Na fase experimental, de forma geral o tratamento T2 (50:50) apresentou os melhores índices para a produção de CH₄, com concentração de 88,72. A produção de biogás pelo consumo de sólidos apresentou-se em níveis reduzidos, ocasionados principalmente pelas perturbações na temperatura no arranjo físico, sendo que as diferenças entre os tratamentos não apresentaram variações matemáticas lineares.

Conclui-se que, tanto para os resultados da caracterização visceral da tilápia analisadas *in natura*, como na fase experimental, apresentam-se como uma proposta alternativa para produção de energia e redução dos danos ao meio ambiente por meio da anaerobiose, recomendando-se porém estudos com pré-tratamentos diferenciados como a co-digestão junto a outros substratos, objetivando equilibrar, reduzir ou complementar os níveis dos componentes físico-químicos presentes nas vísceras e também a redução dos níveis de gordura por meio de separação prévia de fases ou adição de enzimas lipolíticas (lipases).

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDOUN, E.; Weiland, P.: **Optimierung der Monovergärung von nachwachsenden Rohstoffen durch die Zugabe von Spurenelementen**; Bornimer Agrartechnische Berichte n° 68, Potsdam, 2009.

AMARAL, C.M.C.; AMARAL, L.A.; LUCAS JÚNIOR, J.; NASCIMENTO, A.A.; FERREIRA, D.S.; MACHADO, M.R. **Biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de retenção hidráulica**. Ciência Rural, Santa Maria, v.34, n.6, p. 1897-1902, 2004.

APHA, AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22nd Edition (2012).

APHA, AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21nd Edition (2005).

ARRUDA, L.F. **Aproveitamento do resíduo do beneficiamento da tilápia do Nilo para obtenção de silagem e óleo como subprodutos**. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, 2004.

ARRUDA, L. F. BORGHESI, R.; BRUM, A.; REGITANO D'ARCE, M.; OETTERER, M. **Nutritional aspects of nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) silage**. Ciência e Tecnologia de Alimentos, v.26, n.4, p.749-756, 2006.

ASAE. Manure Production and Characteristics. ASAE **Agricultural sanitation and Waste Management Commitec**, Standarts D384.1. 1993.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004: **Resíduos Sólidos – Classificação**. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10007: **Norma Brasileira para amostragem de resíduo**. Rio de Janeiro, 2004.

AUGENSTEIN, D.; BENEMANN, J.; HUGHES, E. Electricity from biogas. In: **National Bioenergy Conference**, 6., 1994, Nevada. *Anais...* Reno - Sparks: Judy Farell, 1994. p.1.237-40.

BACCARIN, A.E. **Impacto ambiental e parâmetros zootécnicos da produção de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) sob diferentes manejos alimentares**. Jaboticabal: Universidade Estadual Paulista, 2002. 56p. Tese (Doutorado em Aqüicultura) - Universidade Estadual Paulista, 2002.

BARREIRA, P. **Biodigestores: energia, fertilidade e saneamento para zona rural**. São Paulo: Ícone, 2003, 106p.

BATAGLIA, O. G. et al. **Métodos de análises químicas de plantas**. Campinas: Instituto

Agronômico, 1983. 48p. (Boletim Técnico).

BEVERIDGE, M.C.M.; BAIRD, D.J. **Diet, feeding and digestive physiology**. In: BEVERIDGE, M.C.M.; MCANDREW, B.J. *Tilapias: Biology and exploitation*. Kluwer Academic Pub., 2000. p. 59-87.

BEYRUTH, Z.; MAINARDES-PINTO, C.S.R.; FUSCO, S.M., FARIA, F.C.; SILVA, A.L. **Utilização de alimentos naturais por *Oreochromis niloticus* em tanques de terra com arraçoamento**. Boletim do Instituto de Pesca, São Paulo, v. 30, n. 1, p. 9-24, 2004.

BISCHOFF, M.: **Erkenntnisse beim Einsatz von Zusatzund Hilfsstoffen sowie Spurenelementen in Biogasanlagen**; VDI Berichte n° 2057; "Biogas 2009 – Energieträger der Zukunft"; VDI Verlag, Düsseldorf, 2009.

BRASIL. Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL). **Atlas de energia elétrica do Brasil**. 2 ed. Brasília, DF: ANEEL, 2005. Disponível em: <<http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/Atlas/download.htm>>. Acesso em: 29 julho. 2013.

BRASIL. Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL). **Atlas de energia elétrica do Brasil**. 3 ed. Brasília, DF: ANEEL, 2008. Disponível em: <<http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/Atlas/download.htm>>. Acesso em: 29 julho. 2013.

BRASIL. Lei Federal n. 12305 de agosto de 2010. **Diário Oficial**, Brasília, 03 de agosto de 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA n° 357 de 17 de março de 2005**. Brasília, 2005. 23 p.

BRASIL. Ministério da Pesca e Aquicultura. **Boletim estatístico da pesca e aquicultura: 2008-2009**. Ministério da Pesca e Aquicultura, Governo Federal do Brasil.

BRAUN, R.: **Biogas – Methangärung organischer Abfallstoffe**; Springer Verlag Viena, Nova Iorque, 1982.

CASTRO, L. R; CORTEZ, L. A. B. **Influência da temperatura no desempenho de biodigestores com esterco bovino**. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.2, n.1, p.97-101. 1998.

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Reatores Anaeróbios**. 2 ed. Belo Horizonte: DESA, UFMG, 2007. 380 p.

COMASTRI FILHO, J. A. **Biogás, independência energética do Pantanal Mato-grossense**. Circular Técnica n° 9, EMBRAPA: Corumbá, 1981.

CONAMA, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA n° 357**, de 17 de março de 2005. Disponível em: <www.mma.gov.br/port/conama>. Acesso em junho de 2013.

CONTRERAS-GUZMÁN, E.S. **Bioquímica de pescados e derivados**. Jaboticabal: FUNEP, 1994, 409p.

CORTEZ, L. A. B. et al. **Biodigestão de Efluentes. In: Biomassa para Energia.** Campinas, SP: Editora da UNICAMP, 2008.

CRAVEIRO, A. M.; LA IGLESIA, M. R. de; HIRATA, Y. S.. **Manual de biodigestores rurais.** São Paulo: Ipt, 1982. 61 p.

DARTORA, V.; PERDOMO, C.C.; TUMELERO, I.L. **Manejo de dejetos de suínos.** Porto Alegre: EMATER/RS, 1998, 41p. (Boletim Informativo Pesquisa- EMBRAPA Suínos e Aves/Extensão EMATER/RS).

DEMIRCI, G. G.; DEMIRER, G. N. **Effect of initial COD concentration, nutrient addition, temperature and microbial acclimation on anaerobic treatability of broiler and cattle manure.** Bioresource Technology, v.93, p.109-117, 2004.

DENNIS, A.; BURKE, P.E. **Dairy Waste Anaerobic Digestion Handbook.** Environmental Energy Company. Olympia, 2001.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C.. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos de suínos.** Concórdia: EMBRAPA - CNPSA /EMATER/RS, 2002. 30 p. EMBRAPA. **Embrapa suínos e aves.** 1996. Disponível em: <<http://www.cnpsa.embrapa.br/>>. Acesso em:

_____. Decreto-lei no 7.404, de 23 de dezembro de 2010. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a **Política Nacional de Resíduos Sólidos**, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, df, 23 dez. 2010.

DORS, G. **Hidrólise enzimática e biodigestão de efluentes da indústria de produtos avícolas.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2006. 69 f.

EL-SAYED, A.F.M. **Tilapia culture.** Wallingford, UK: CABI Publishing, 2006. chap.8.

ERNST, M.; RODECKER, J.; LUVAGA, E.; ALEXANDER, T.; KLIEBENSTEIN, J.; MIRANOWSKI, J. **Viability of methane production by anaerobic digestion on Iowa swine farms.** Ames, Iowa State University, Department of Economics, 1990. 7p.

FEIDEN, A. **Tratamento de águas residuárias de indústrias de fécula de mandioca através de biodigestores anaeróbios com separação de fases em escala piloto.** 2001. 90 f. Tese (Doutorado em Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônômicas da Universidade Estadual Paulista, Botucatu-SP

FELTES, M. M. C., CORREIA, J. F. G., BEIRÃO, L. H., BLOCK, J. M., NINOW, J. L., & SPILLER, V. R. **Alternativas para a agregação de valor aos resíduos da industrialização de peixe.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Vol.14, No.6, pp. 669-677, ISSN 1415-4366. 2010.

FITZSIMMONS, K. **Tilapia: the most important aquaculture species of the 21st century.**

In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON TILAPIA AQUACULTURE (ISTA), 5., 2000, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ISTA, 2000. v. 1, p. 3-8.

FORESTI, E. **Fundamentos do processo de digestão anaeróbia**. In.: Seminário Latino americano.3, 1994. Montevideo. Anais... Montevideo, 1994. P.97-110.

FREITAS, J.V.F.; GURGEL, J.J.S. **Estudos experimentais sobre a conservação da tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus* (L. 1766) Trewavas, armazenada no gelo**. Bol. Tec. Dep. Nac. Obras Contra Secas, Fortaleza, v. 42, p. 153-178, 1984.

FREITAS JR, JUNQUEIRA DV, GERKEN SE 1972. **Habitats primitivos de hospedeiros do *S. mansoni* na região de Lagoa Santa, MG**. Ci Cult 24: 377.

GURGEL, J.J.S.; FREITAS, J.V.F. **Sobre o pescado salgado seco vendido no Estado do Ceará**. Boletim Técnico, Fortaleza DNOCS, 29(1):9-22,jan./ jun. 1971.

GESPE (Grupo Executivo do Setor Pesqueiro) 1997. **Plano Básico para o Gerenciamento do Setor Aquícola Nacional**. Brasília, SEGESPE, 31p.

GRANZIERA, M.L.M. **Direito de águas**. São Paulo: ATLAS. 2003

HAYASHI, C. 1995. **Breves considerações sobre as tilápias**. In: RIBEIRO, R.P., HAYASHI, C., FURUYA, W.M. (Eds.). Curso de piscicultura-Criação racional de tilápias. p.4.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ - IAPAR. **Cartas Climáticas do Estado do Paraná**. Londrina: IAPAR, 1998.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Produção pecuária municipal**. IBGE : Rio de Janeiro, v.39, 2011.

JARDIM, WILSON F.; CANELA, MARIA CRISTINA. **Fundamentos da Oxidação Química No Tratamento de Efluentes e Remediação de Solos**. UNICAMP. Campinas. 2004.

KALTSCHMITT, M.; Hartmann, H.: **Energie aus Biomasse – Grundlagen, Techniken und Verfahren**; Springer Verlag v Berlim, Heidelberg, Nova Iorque, 2001.

KONZEN, L.A. **Avaliação quantitativa e qualitativa dos dejetos de suínos em crescimento e terminação, manejadas em forma líquida**. Belo Horizonte: UFMC, 1980. 56p. Tese Mestrado.

KONZEN, E. A. **Manejo e utilização de dejetos de suínos**. Brasília, DF: Embrapa Suínos e Aves, 1983. (Circular técnica, 6).

KUBITZA, F., 2005, Tilápia do Brasil. **Um frigorífico com a marca do país**. Panorama da Aquicultura, v.15, n.91, p.24 - 23, setembro/outubro.

LABATUT, R. A.; GOOCH, C. A. **Monitoring of Anaerobic Digestion Process to Optimize Performance and Prevent System Failure**. In: Got Manure? Enhancing Environmental and Economic Sustainability Conference. **Anais...**New York: AgSTAR, 2012.

LEBUHN, M.; Bauer, C.; Gronauer, A.: **Probleme der Biogasproduktion aus nachwachsenden Rohstoffen im Langzeitbetrieb und molekularbiologische Analytik.** VDLUFA-Schriftenreihe 64, 2008, pp. 118 – 125.

LEITE, V.D.; LOPES, W.S.; PRASAD, S. **Bioestabilizacão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos em reatores de batelada.** Engenharia Agrícola e Ambiental, v.5, n.1, p.119-123, 2001.

LEITE, V. D.; POVINELLI, J. **Comportamento dos sólidos totais no processo de biodigestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos e industriais.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 3, n. 2, p. 229-232, 1999.

LETTINGA, G.; HULSHOF POL, L. W. ZEEMAN, G. **Biological wastewater treatment Part 1: Anaerobic wastewater treatment.** Lecture notes. Wageningen Agricultural University, ed. January, 1996.

LIE E.; MOLIN, G. **Conversion of low grade fats by biological means.** In: Martin, A.M (Ed.) Bioconversion of waste materials to industrial products. Elsevier Applied Science, Publishers Ltd., 401-416, Chapter 13, London. 1991.

LINDORFER, H.; Braun, R.; Kirchmeyr, R.: **The self-heating of anaerobic digesters using energy crops;** Water Science and Technology 53 (8), 2006.

LUCAS JUNIOR R. J. **Estudo comparativo de biodigestores modelo Indiano e Chinês.** 1987. 114f. Tese (Doutorado em Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrárias, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

LUCAS JUNIOR, R. J.; ORTOLANI, A. F.; BENINCASA, M.; IMADA, R. Y. **Avaliação do uso de inóculo no desempenho de biodigestores abastecidos com estrume de frangos de corte com cama de maravalha.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 22. 1993, Ilhéus. Anais... Ilhéus: SBEA/CEPLAC, 1993. v. 2, p. 915-30.

MACEDO VIEGAS, Elisabete Maria; SOUZA, Maria Luiza Rodrigues de. **Pré-processamento e conservação do pescado produzido em piscicultura.** In: CYRINO, José E. P.; URBINATI, Elizabeth C.; FRACALOSSO, Debora M.; CASTAGNOLLI, Newton. (Org.). Tópicos Especiais em Piscicultura de água Doce Tropical Intensiva. Jaboticabal, 2004, v. 14, p. 405-480.

MAGBANUA JUNIOR, B. S.; ADAMS, T. T.; JOHNSTON, P. **Anaerobic codigestion of hog and poultry waste.** Bioresource Technology, v.76, p.165-168, 2001.

MALAVOLTA, E. et al. Micronutrientes, uma visão geral. In: FERREIRA, M.E., CRUZ, M.C. **Micronutrientes na Agricultura.** Piracicaba: Potafós/CNPq. 1991. p. 1-33.

MATOS, A.T. **Tratamento e aproveitamento de resíduos agroindustriais.** Viçosa: AEAGRI. 128 p., 2005 (Série de cadernos Didáticos, 31)

MPA, Ministério da Pesca e Aquicultura. **Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura 2010.** Brasília, fevereiro de 2010.

MIRANDA, A. P. **Suínos em diferentes fases de crescimento alimentados com milho ou sorgo: desempenho, digestibilidade e efeitos na biodigestão anaeróbia**. 2009. 123f. Tese (Doutorado em Zootecnia) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita”, Jaboticabal.

NARDI, V. K.. **Produção de efluente e balanço de nutrientes em granjas de terminação de suínos no oeste do Estado do Paraná**. UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ. Curitiba, 2009.

NETO, A. P: **Biodigestor, uma alternativa energética**. Gráfica Mundial, João Pessoa - PB, 2006

OLIVEIRA, L. E. ; BARBOZA, J. C. S. ; SILVA, M. L. C. P. . **Production of ethylic biodiesel from Tilápia visceral oil**. Renewable Energy and Power Quality Journal, v. 13, p. 412, 2013.

OLIVEIRA, P.A.V. de; KERMARREC, C.; ROBIN, P. **Balanço de nitrogênio e fósforo em sistema de produção de suínos sobre cama de maravalha**. In: CONGRESSOMERCOSUL DE PRODUÇÃO SUÍNA, 2000, Buenos Aires, Argentina. Memória...Buenos Aires, 2000. p.SP 7

OLIVEIRA, P.A. et al. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA/CNPSA, 1993, 188p

OLIVEIRA, P. A. V. DE; HIRAGASHI, M. M. **Geração e utilização de biogás em unidades de produção de suínos**. Concórdia, SC: Embrapa Suínos e Aves, 2006. 42 p.

OLIVEIRA, P.A.V. **Produção e aproveitamento do biogás**. In: OLIVEIRA, P.A.V. (Coord.) Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos: manual de boas práticas. Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, 2004. cap. 4, p.43-55.

OLIVEIRA, P.A. **Uso racional da água na suinocultura**. Embrapa, Concórdia, 2004 Disponível http://www.cnpsa.embrapa.br/pnma/pdf_doc/7-PauloArmando_agua.pdf. Acesso em: 28 dez. 2013.

ORRICO JÚNIOR, MAP; ORRICO, ACA; LUCAS JÚNIOR, J. **Produção de animais de eo Meio Ambiente: UMA comparação empreendedorismo potencial de Emissão de metano dos dejetos ea QUANTIDADE de Alimento Produzido**. Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v.31, n.2, p ,399-410, março / abr. 2011.

PACHECO, J. W.F.; YAMANAKA, H. T. **Guia técnico ambiental de frigoríficos - industrialização de carnes (bovina e suína)**. São Paulo : CETESB (Série P + L), 2008.

PARCHEN,C. A. P. **Manual de biogás**. Curitiba, EMATER-PR,1979. 26p.

PECORA, V. **Implantação de uma unidade demonstrativa de geração de energia elétrica a partir do biogás de tratamento do esgoto residencial da USP – estudo de caso**. TESE. São Paulo, 2006.

PESSATTI, M. L. (2001). **Aproveitamento dos subprodutos do pescado**. Meta 11. Relatório Final de Ações Prioritárias ao Desenvolvimento da Pesca e Aqüicultura no Sul do

Brasil, Convênio Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), Universidade do Vale do Itajaí, MA/SARC, n. 003/2000.

RAUNKJAER K, HVITVED-JACOBSEN T. AND NIELSEN, P.H. (1994). **Mesurement of pools of protein, carbohydrate and lipid in domestic wastewater**. Water Research, 28(2), 251-262.

SAHA, S.L. **Promoting use of the biogas in India**. Electrical India, Calcutta, v.34, n.1, p.13-16, 1994.

SALMINEN, E. e RINTALA, J.. **Semi-continuous anaerobic digestion of solid poultry slaughterhouse waste: effect of hydraulic retention time and loading**. Water Research, v. 36, p. 3157-3182, 2002.

SALMINEN, E., RINTALA, J. (b) **Anaerobic digestion of organic solid poultry slaughterhouse waste – a review**. Bioresource Technology. v. 83, 13-26p. 2002.

SANTOS, T. M. B. **Balço energético e adequação do uso de biodigestores em galpões de frangos de corte**. Tese de Doutorado em Produção Animal - Universidade Estadual Paulista -JABOTICABAL – SP. 2001.

SANTOS, T. M. B.; LUCAS JUNIOR, J. **Utilização de resíduos da avicultura de corte para a produção de energia**. In: ZOOTEC, 2003; CONGRESSO INTERNACIONAL DE ZOOTECNIA, 5.; CONGRESSO NACIONAL DE ZOOTECNIA, 13., 2003, Uberaba, 2003. p. 131-141.

SASSE L., C. KELLNER, A. KIMARO. **Melhorado Unidades de biogás para os Países em Desenvolvimento: O Biogás Unidade CAMARTEC**, Publicação do Centro Alemão de Desenvolvimento Technologies, Braunschweig, Alemanha, 1991.

SCHMITTOU, H.R. **High density fish culture in low volume cages**. Singapore: American Soybean Association, 1993.

SCHULTZ, G. **Boas Práticas Ambientais na Suinocultura**. Porto Alegre: SEBRAE/RS, 2007.

SEYFRIED, C.F. et al.: **Anaerobe Verfahren zur Behandlung von Industrieabwässern**. Korrespondenz Abwasser 37, pp. 1247 – 1251, 1990

SEBRAE, **Viabilidade Econômica e Financeira do Reaproveitamento do Resíduo do Pescado no Espírito Santo**. Serviço de Apoio às Micro e Pequenas Empresas do Espírito Santo, CTA Consultoria Ambiental, Junho / 2011. <http://www.biblioteca.sebrae.com.br>. Acessado em: 11/06/2013.

SILVA, D. J. **Análise de alimentos: métodos químicos e biológicos**. Viçosa: UFV, 1981. 166 p.

SILVA, F. M. **Utilização do biogás como combustível**. In: CONGRESSO BRASILEIRO

DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 27., 1998, Lavras. Anais...Lavras: UFLA/SBEA, 1998.p. 96-125.

SILVA, W.R. (2009) **Estudo cinético do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais**. Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Química, do Centro de Ciências Exactas e da Natureza da Universidade Federal da Paraíba/Campus I, como parte dos requisitos para obtenção do grau de Doutor em Química Analítica, Universidade Federal da Paraíba/Campus I, Paraíba, 175 pp.

SILVEIRA, I. C. T. *et al.* **Monitoramento de biomassa aneróbia presente em reatores de baixa carga: técnicas convencionais x técnicas da biologia molecular**. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais...Porto Alegre: ABES, 2000.

SHEARER, K. D. **Factors affecting the proximate composition of cultured fishes with emphasis on salmonids**. Aquaculture, 199:63-88. 1994.

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

SOUZA, M. A. **Eficiência do processo de ultrafiltração seguido de biodigestão anaeróbia no tratamento de efluente de frigorífico de tilápia**. CAUNESP, Jaboticabal- SP, 2010. 76f.

SOUZA, M. E., "**Fatores que Influenciam a Digestão Anaeróbia**", Trabalho apresentado no V Simpósio Nacional de Fermentação, Viçosa, 1982.

SOUZA M. L. R.; MARANHÃO T. C. F., **Rendimento de carcaça, filé e subprodutos da filetagem da tilápia do Nilo, Oreochromis niloticus (L), em função do peso corporal**. Acta Scientiarum Maringá, v. 23, n. 4, p. 897-901, 2001.

SOUZA, N. E. **Composição química, perfil de ácidos graxos e quantificação dos ácidos α -linolênico, eicosapentaenóico e docosahexaenóico e-linolênico, eicosapentaenóico e docosahexaenóico em vísceras de tilápias**. Acta Sci. Technol. Maringá, v. 27, n. 1, p. 73-76, Jan./June, 2005.

SPERLING, M. VON. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2005. 452 p.

STEVANATO, F. b. *et al.* **Aproveitamento de resíduos, valor nutricional e avaliação da degradação de pescado**. Publicações em Medicina Veterinária e Zootecnia, v. 1, n. 7, p. 1-6, 2007.

STORI, F. T., BONILHA, L. E. C., PESSATTI, M. L. **Proposta de aproveitamento dos resíduos das indústrias de beneficiamento de pescado de Santa Catarina com base num sistema gerencial de bolsa de resíduos**. In: Social, Inst. Ethos de Empresas e Resp. Econômico, Jornal Valor. Responsabilidade social das empresas. São Paulo, 2002, 373-406 (390-397).

SUSSEL, Fábio Rosa. **Criação de Tilápias cresce vigorosamente no Brasil**. Anuário da Pecuária Brasileira, São Paulo: FNP, 2011.

TEFERA, T.T., **Potential for biogas production from slaughter houses residues in Bolivia** (production of biogas at psychrophilic temperature). Master of Science Thesis. Royal Institute of Technology (KTH). Stockholm, Sweden, July, 2009.

TIAGO, G.G. **Aquicultura, meio ambiente e legislação**. 2.ed.rev. São Paulo: Gláucio Gonçalves Tiago (editor), 3ª Ed. 2010. 276p.

VALLADÃO, A. B. G.; FREIRE, D. M. G.; CAMMAROTA, M. C.. **Enzymatic prehydrolysis applied to the anaerobic treatment of effluents from poultry slaughterhouses**. International Biodeterioration & Biodegradation v. 60, p. 219–225, 2007.

VIOLA, S.; ARIELI, Y. **Nutrition studies with tilapia hybrids**. 2. The effects of oil supplements to practical diets for intensive aquaculture. Bamidgeh, 35: 44-52. 1983.

VIDOTTI, R. M.; GONÇALVES, G. S. **Produção e caracterização de silagem, farinha e óleo de Tilápia e sua utilização na alimentação animal**. 2006. Disponível em: ftp://ftp.sp.gov.br/ftppesca/producao_caracterizacao.pdf. Acesso em: Set. 12, 2013.

ZIMMERMANN, S.; HASPER, T.O.B. **Piscicultura no Brasil: o processo de intensificação da tilapicultura**. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 40., 2003, Santa Maria. **Anais**. Santa Maria: Sociedade Brasileira de Zootecnia, 2003. CD-ROM.

YADVIKA, et al. **Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques – a review**. Bioresource Technology, Essex, v. 95, p. 1-10, 2004.

YADVIKA, SANTOS H.; SREEKRISHNAN, T.R.; KOHLI, S.; RANA, V. **Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques – a review**. Bioresource Technology, Essex, v.95, p. 1-10, 2004.

WALSH JR., JL et al. **Handbook on biogas utilization**. U.S. Department of energy. 1998. 156p.

WEILAND, P.: **Stand und Perspektiven der Biogasnutzung und-erzeugung in Deutschland, Gülzower Fachgespräche**, volume 15: Energetische Nutzung von Biogas: Stand der Technik und Optimierungspotenzial, pp. 8 – 27, Weimar, 2000.

WEILAND, P.: **Grundlagen der Methangärung – Biologie und Substrate**; VDI-Berichte, n° 1620 "Biogas als regenerative Energie – Stand und Perspektiven"; pp. 19-32; VDI-Verlag 2001.

WELLINGER, A.; Baserga, U.; Edelmann, W.; Egger, K.; Seiler, B.: **Biogas-Handbuch, Grundlagen – Planung – Betrieb landwirtschaftlicher Anlagen**, Verlag Wirz – Aarau, 1991.