

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ  
SETOR PALOTINA  
CURSO DE TECNOLOGIA EM BIOTECNOLOGIA

**QUANTIFICAÇÃO DE PROTEÍNA MICROBIANA EM  
BIODIGESTOR UTILIZADO NO TRATAMENTO DE  
EFLUENTE DE AMIDONARIA**  
ÁREA: Gestão de Resíduos Agroindustriais

Aluna: Jussara Silva Berger  
Orientadora: Prof. MSc. Eliane Hermes

PALOTINA – PR  
Julho de 2013

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ  
SETOR PALOTINA  
CURSO DE TECNOLOGIA EM BIOTECNOLOGIA

**QUANTIFICAÇÃO DE PROTEÍNA MICROBIANA EM  
BIODIGESTOR UTILIZADO NO TRATAMENTO DE  
EFLUENTE DE AMIDONARIA**

Aluna: Jussara Silva Berger  
Orientadora: Prof. MSc. Eliane Hermes

Trabalho de conclusão de curso  
apresentado como requisito parcial  
para a conclusão do CURSO DE  
GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA  
EM BIOTECNOLOGIA

PALOTINA – PR  
Julho de 2013

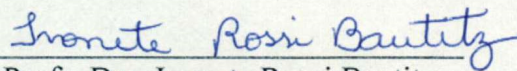
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ  
SETOR PALOTINA  
CURSO DE TECNOLOGIA EM BIOTECNOLOGIA

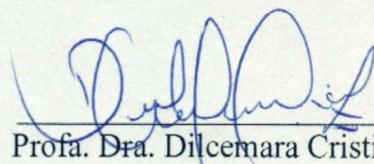
QUANTIFICAÇÃO DE PROTEÍNA MICROBIANA EM BIODIGESTOR  
UTILIZADO NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE AMIDONARIA

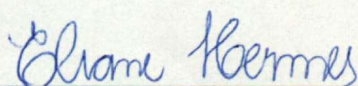
Universidade Federal do Paraná  
Setor Palotina  
Curso de Tecnologia em Biotecnologia

Trabalho de Conclusão de Curso  
Área do Estágio: Gestão de Resíduos Agroindustriais  
Acadêmica: Jussara Silva Berger  
Orientadora do Estágio: Eliane Hermes

O presente Trabalho de Conclusão de Curso foi apresentado e aprovado pela  
seguinte banca examinadora:

  
\_\_\_\_\_  
Profa. Dra. Ivonete Rossi Bautitz

  
\_\_\_\_\_  
Profa. Dra. Dilemara Cristina Zenatti

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Msc. Eliane Hermes (Orientadora)

Palotina, 31 de julho de 2013.

Dedico este trabalho aos meus pais, Wilfried e Deolice,  
por todo amor e apoio.

## AGRADECIMENTOS

À Deus pela vida.

Aos meus pais, Wilfried e Deolice, por todo amor, paciência e apoio dedicados em todos os momentos da minha vida.

Ao Vildemar por sempre estar presente em minha vida me apoiando e animando.

À professora Eliane Hermes pela orientação, incentivo, confiança e amizade, dedicados nos últimos semestres.

À professora Dilcemara Cristina Zenatti pela elaboração da ideia inicial do trabalho.

À Amidonaria C. Vale – Unidade de São José, Terra Roxa, PR, pela acolhida e disponibilidade.

Aos colegas Manoel, Vanessa, Marcos, Laís, pelo auxílio nas coletas e nas análises, mas principalmente pela amizade.

A todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	vi
<b>LISTA DE TABELAS</b> .....	vii
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	1
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	3
2.1 PRODUÇÃO DE AMIDO DE MANDIOCA.....	3
2.2 RESÍDUOS GERADOS NA PRODUÇÃO DE MANDIOCA .....	3
2.3 BIODIGESTÃO ANAERÓBIA .....	5
2.3.1 Etapas da biodigestão anaeróbia .....	7
2.3.1.1 Hidrólise .....	8
2.3.1.2 Acidogênese .....	9
2.3.1.3 Acetogênese .....	9
2.3.1.4 Metanogênese.....	10
2.3.1.5 Sulfetogênese .....	10
2.3.2 Biodigestores.....	10
2.4 SÓLIDOS TOTAIS, FIXOS E VOLÁTEIS .....	12
2.5 PROTEÍNA UNICELULAR ( <i>SINGLE CELL PROTEIN</i> ) .....	12
<b>3. OBJETIVO</b> .....	15
3.1 OBJETIVO GERAL .....	15
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	15
<b>4. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	16
4.1 CONDUÇÃO DO ESTUDO.....	16
4.1.1 Armazenamento e conservação das amostras e parâmetros avaliados.....	17
4.1.2. Sólidos Totais, Fixos e Voláteis.....	18
4.1.3 Massa Seca .....	19
4.1.4 Proteína Bruta (PB) .....	19
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	20
5.1 MONITORAMENTO DOS PARÂMETROS .....	20
5.2 EFICIÊNCIA DO PROCESSO.....	22
5.2.1 Eficiência na remoção da turbidez .....	22
5.2.2 Eficiência na remoção de sólidos totais e voláteis .....	23

5.3 DETERMINAÇÃO DO TEOR DE PROTEÍNA BRUTA .....	27
5.3.1 Quantificação da massa seca .....	27
5.3.2 Determinação do teor de proteína bruta (PB).....	28
5.4 ESTIMATIVA DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE PROTEÍNA BRUTA NA AMIDONARIA.....	29
<b>6. CONCLUSÕES</b> .....	31
<b>7. REFERÊNCIAS</b> .....	32

**LISTA DE FIGURAS**

FIGURA 1 - Representação esquemática do processo de digestão anaeróbia.....	8
FIGURA 2 - Esquema de um biodigestor anaeróbio modelo canadense.....	11
FIGURA 3 - Fluxograma ilustrativo do processo utilizado para o tratamento do efluente gerado pela Amidonaria C.Vale, Terra Roxa – PR.....	16
FIGURA 4 - (A) Biodigestor (B) Entrada do biodigestor (C) Saída do biodigestor .....	17
FIGURA 5 - Comparação do pH determinado na entrada e saída do biodigestor.....	21
FIGURA 6 - Comparação da turbidez determinada na entrada e saída do biodigestor .....	23
FIGURA 7 - Comparação do teor de sólidos totais presentes na entrada e saída do biodigestor.....	24
FIGURA 8 - Comparação do teor de sólidos fixos presentes na entrada e saída do biodigestor.....	25
FIGURA 9 - Comparação do teor de sólidos voláteis presentes na entrada e saída do biodigestor.....	25
FIGURA 10 - Massa seca proveniente da centrifugação e secagem das amostras .....	27
FIGURA 11 - Comparação das concentrações de massa seca e proteína bruta .....	28
FIGURA 12 - Teor de proteína bruta determinada a partir da biomassa seca .....	28
FIGURA 13 - Estimativa da produção de proteína bruta por hora para a Amidonaria C.Vale, Terra Roxa – PR.....	29



**LISTA DE TABELAS**

TABELA 1 - Produção total das regiões do estado do Paraná na produção de fécula entre 2010 e 2012 .....	3
TABELA 2 - Características do efluente de fecularia de mandioca bruto.....	5
TABELA 3 - Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios .....	6
TABELA 4 - Composição percentual média em base seca dos principais microrganismos empregados na produção da proteína unicelular .....	13
TABELA 5 - Metodologias e equipamentos utilizados na determinação dos parâmetros analisados .....	18
TABELA 6 - Análise descritiva do pH e CE da entrada e saída do biodigestor.....	20
TABELA 7 - Análise descritiva da turbidez determinada na entrada e saída do biodigestor..	22
TABELA 8 - Análise descritiva da série de sólidos.....	24
TABELA 9 - Análise estatística da porcentagem de sólidos voláteis constituintes dos sólidos totais .....	26
TABELA 10 - Análise descritiva da remoção de sólidos totais e voláteis .....	26

## 1. INTRODUÇÃO

A biotecnologia é uma área interdisciplinar, reunindo química, biologia, engenharia e microbiologia. Um dos focos da biotecnologia é a utilização de microrganismos como parte dos processos industriais, onde substratos de baixo custo ou resíduos industriais são usados como fonte de energia para os microrganismos sintetizarem compostos de valor comercial.

Na produção de amido de mandioca, há geração de elevado montante de efluente, sendo um problema ambiental, principalmente pela alta carga orgânica e a presença de concentrações do íon cianeto ( $\text{CN}^{-1}$ ) e do ácido cianídrico (HCN). Destaca-se para o tratamento destes resíduos, a digestão anaeróbia, pois além da redução da carga orgânica, tem-se o aproveitamento do biogás.

A digestão anaeróbia consiste em um processo biológico no qual, na ausência de oxigênio, bactérias facultativas ou estritamente anaeróbias degradam compostos orgânicos complexos, os quais sofrem uma série de processos oxidativos sequenciais, e são finalmente convertidos em metano, dióxido de carbono, e outros subprodutos mineralizados (BASSIN; DEZOTTI, 2008).

A digestão anaeróbia consiste nas etapas de hidrólise e fermentação, acidogênese, acetogênese e metanogênese. No desencadeamento dessas etapas, há uma estreita cooperação entre os diferentes grupos de microrganismos para que o processo ocorra (BASSIN; DEZOTTI, 2008).

Um dos aspectos importantes da digestão anaeróbia é a remoção de altas cargas orgânicas, reduzindo a demanda química de oxigênio e os sólidos totais e voláteis, além da produção do biogás, que tem importância no tratamento por possuir baixa solubilidade em água e agregar valor ao tratamento. O volume de biogás geralmente é avaliado pela concentração de sólidos voláteis presentes no substrato.

Após o processo da digestão anaeróbia, tem-se a água residuária, que ao sair do reator arrasta porções de biomassa, que contém nutrientes de alto valor comercial, como a proteína microbiana, que vem se destacando por tratar-se de uma fonte não convencional alternativa de proteína.

O termo Proteína Unicelular (do inglês *Single Cell Protein* – SCP) tem sido usado para denominar as células secas de microrganismos utilizadas tanto na alimentação humana como na ração animal (ALBUQUERQUE, 2003).

ALBUQUERQUE (2003) afirma que a combinação entre tratamento de efluentes e a produção de proteína tem sido uma solução para as indústrias que necessitam de alternativas para reduzir os custos com tratamento de seus resíduos líquidos.

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 PRODUÇÃO DE AMIDO DE MANDIOCA

O amido de mandioca ou fécula é um polissacarídeo natural, da família química dos carboidratos, constituído de cadeias lineares (amilose) e cadeias ramificadas (amilopectina). É o principal produto obtido da mandioca. Possui várias aplicações e subprodutos como na indústria química, alimentícia, metalúrgica, papelreira, têxtil, farmacêutica, plástica, em lamas para perfuração de poços de petróleo, lavanderias, entre outros (ABAM, 2013).

É obtido através das raízes de mandioca devidamente limpas, descascadas, trituradas, desintegradas, purificadas, peneiradas, centrifugadas, concentradas, desidratadas e secas (ABAM, 2013).

O maior estado produtor de fécula de mandioca no ano de 2012 foi o estado do Paraná, com produção de 374,3 mil toneladas, representando 72% do total nacional. Regionalmente, a produção dos anos 2010, 2011 e 2012 está descrita na Tabela 1, assim como a produção do estado e a nacional (CEPEA, 2013).

TABELA 2 - Produção total das regiões do estado do Paraná na produção de fécula entre 2010 e 2012

Regiões	Produção (toneladas)		
	2010	2011	2012
Noroeste Paranaense	235.527,40	206.189,75	219.476,20
Extremo-Oeste Paranaense	89.865,17	95.076,46	95.095,39
Centro-Oeste Paranaense	78.855,93	64.723,05	59.764,49
<b>Total Paraná</b>	<b>404.248,50</b>	<b>365.989,26</b>	<b>374.336,08</b>
<b>Total Nacional</b>	<b>572.200,39</b>	<b>519.156,17</b>	<b>519.670,77</b>

FONTE: CEPEA (2013)

### 2.2 RESÍDUOS GERADOS NA PRODUÇÃO DE MANDIOCA

Constituem os resíduos sólidos gerados na cultura e processamento da mandioca: (1) caule ou maniva, que corresponde à haste da planta de mandioca; (2) cepa que corresponde à parte da maniva que resta entre as raízes colhidas e que se apresenta lenhosa, acrescentada de outro denominado descarte ou calcanhar e (3) descarte ou calcanhar correspondente ao

pedúnculo, entre o caule e a raiz. Em geral é lenhoso e acompanha a raiz até a indústria, onde em geral é retirado antes da moagem (KUCZMAN, 2007).

Além dos resíduos sólidos, na fabricação de amido de mandioca, há geração de elevado montante de efluente líquido. Este efluente líquido resultante do processamento da mandioca é constituído por: (1) água de lavagem das raízes que é originária dos lavadores/descascadores; (2) manipueira ou água vegetal que corresponde à água de constituição da raiz, extraída durante a prensagem da massa ralada, na fabricação da farinha e (3) água de extração de fécula que corresponde à água de constituição da raiz, diluída com a água de extração (CEREDA, 2001).

Com relação ao volume gerado, segundo dados técnicos industriais, uma fecularia que processe 200 toneladas por dia de raiz de mandioca produz, em média,  $40\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$  de efluente, durante 12h de funcionamento, tempo médio necessário para beneficiar essa quantidade de raiz, ou seja,  $480\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  ( $2,4\text{m}^3$  de efluente por tonelada de raiz processada).

Diversos autores estimam o volume de efluente gerado no processamento de uma tonelada de raiz de mandioca destinada à produção de amido. Para Colin et al. (2006), este volume é de aproximadamente  $1,1\text{m}^3$ . Plevin e Donnelly (2004) afirmam que é gerado em torno de 5 a  $7\text{m}^3$ . Fioretto (2001) estima a geração de  $5\text{m}^3$  de efluente.

Com relação à manipueira, são gerados cerca de 600 litros de manipueira para cada tonelada de raiz processada (BARANA; CEREDA, 2000; WOSIACKI; CEREDA, 2002).

Considerando as estimativas de geração de efluente mencionados pelos autores acima e os dados do CEPEA (2013), descritos na Tabela 1, estima-se que no estado do Paraná, no ano de 2012 foram gerados de 412 mil  $\text{m}^3$  à aproximadamente 2,62 milhões de  $\text{m}^3$  de efluente em unidades produtoras de amido de mandioca.

De acordo com Fioretto (2001), a composição química do efluente de fecularia é variável, dependendo da variedade de mandioca processada, que por sua vez está correlacionada com as condições do solo e clima do local onde é cultivada.

Quando o processamento ocorre em grande escala, os subprodutos podem apresentar sérios problemas ambientais, pois mesmo as pequenas unidades fabris, como as casas de farinha, podem gerar quantidades significativas de resíduos, uma vez que normalmente se agrupam em um determinado local ou município (CEREDA, 2001).

Na Tabela 2, estão descritas as características do efluente bruto de fecularia de mandioca, onde pode-se observar uma DQO elevada e a presença de cianeto.

O íon cianeto ( $\text{CN}^{-1}$ ) e ácido cianídrico (HCN) são substâncias tóxicas por sua capacidade de bloquear o transporte de oxigênio no metabolismo de seres vivos. Por essa razão, as indústrias de amido são consideradas altamente poluidoras (FIORETO, 2001).

TABELA 2 - Características do efluente de fecularia de mandioca bruto

<b>Parâmetro</b>	<b>Unidade</b>	<b>Efluente Bruto</b>
Nitrogênio total	$\text{mg.dm}^{-3}$	32,4
Fósforo	$\text{mg.dm}^{-3}$	17,8
Potássio	$\text{mg.dm}^{-3}$	333,6
Cálcio	$\text{mg.dm}^{-3}$	31,37
Magnésio	$\text{mg.dm}^{-3}$	36,87
Condutividade Elétrica	$\text{dS.}\mu^{-1}$	1,46
Sódio	$\text{mg.dm}^{-3}$	51,7
Alumínio	$\text{mg.dm}^{-3}$	6,6
Carbono Orgânico	$\text{g.dm}^{-3}$	7,73
pH	-	4,8
Cianeto	$\text{mg.dm}^{-3}$	12,0
DBO	$\text{mg.dm}^{-3}$	6210
DQO	$\text{mg.dm}^{-3}$	14700
Oxigênio Dissolvido	$\text{mg.dm}^{-3}$	0,0
Ferro	$\text{mg.kg}^{-1}$	6,09
Zinco	$\text{mg.kg}^{-1}$	0,59
Cobre	$\text{mg.kg}^{-1}$	0,05
Manganês	$\text{mg.kg}^{-1}$	0,62

FONTE: Silva et al. (2005)

Os processos biológicos são uma alternativa para as águas residuárias de fecularias de mandioca, pois representam baixos custos de implantação e operação quando comparados com outras tecnologias (FERNANDES JUNIOR; TAKAHASHI, 1994 apud INOUE, 2008).

### 2.3 BIODIGESTÃO ANAERÓBIA

O tratamento anaeróbio de efluentes provenientes da agroindústria tem aumentado nos últimos tempos, por apresentar vantagens significativas comparativamente aos processos mais comumente utilizados de tratamento aeróbio, como a baixa produção de lodo e a redução de custos por não necessitar de aeradores, tornando a biodigestão uma alternativa viável para o tratamento de efluentes do processamento de mandioca (FEIDEN, 2001). Além disso, há alta

conversão da matéria orgânica em produtos finais e destruição de microrganismos patogênicos (FERNANDES JÚNIOR; CEREDA, 1996).

Em princípio, todos os compostos orgânicos podem ser degradados via anaeróbia, sendo que o processo se torna mais eficiente e econômico quanto mais biodegradável for o material (KUCZMAN, 2007). A biodigestão anaeróbia tem sido usada como alternativa para a remoção de altas concentrações de matéria orgânica presente em muitos tipos de resíduos orgânicos (LUNA et al, 2009), reduzindo a demanda química e bioquímica de oxigênio e os sólidos totais e voláteis (ANGONESE et al., 2006). De acordo com Chernicharo (1997) além da redução da carga orgânica, tem-se também a produção do biogás permitindo agregar valor aos efluentes.

Na Tabela 3 estão descritas as vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios.

TABELA 3 - Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios

<b>Vantagens</b>	<b>Desvantagens</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• baixa produção de sólidos;</li> <li>• baixo consumo de energia;</li> <li>• baixa demanda de área;</li> <li>• baixos custos de implantação;</li> <li>• produção de metano;</li> <li>• possibilidade de preservação da biomassa, sem alimentação do reator, por vários meses;</li> <li>• tolerância a elevadas cargas orgânicas;</li> <li>• aplicabilidade em pequena e grande escala;</li> <li>• baixo consumo de nutrientes.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• as bactérias anaeróbias são suscetíveis à inibição por um grande número de compostos;</li> <li>• a partida do processo pode ser lenta na ausência de lodo de semeadura adaptado;</li> <li>• alguma forma de pós-tratamento é usualmente necessária;</li> <li>• a bioquímica e a microbiologia da digestão anaeróbia são complexas e ainda precisam ser mais estudadas;</li> <li>• possibilidade de geração de maus odores, porém controláveis;</li> <li>• possibilidade de geração de efluente com aspecto desagradável;</li> <li>• remoção de nitrogênio, fósforo e patogênicos insatisfatória.</li> </ul>

FONTE: Adaptado de Chernicharo (1997)

A digestão anaeróbia consiste em um processo biológico no qual, na ausência de oxigênio, bactérias facultativas ou estritamente anaeróbias degradam compostos orgânicos complexos, os quais sofrem uma série de processos oxidativos sequenciais, e são finalmente convertidos em metano (60% a 70%), dióxido de carbono (40% a 30%), e outros subprodutos mineralizados (BASSIN; DEZOTTI, 2008).

Nos reatores anaeróbios, a formação de metano é altamente desejável, tendo em vista que a matéria orgânica é efetivamente removida da fase líquida, pois o metano apresenta baixa solubilidade em água (BASSIN & DEZOTTI, 2008).

Segundo Patino (2001), a digestão anaeróbia que resulta em captação de biogás, por ser isolada da atmosfera, sendo uma solução mais eficiente para estabilização de efluentes da industrialização da mandioca que o tratamento em lagoas, sendo fácil de manejar quando bem planejada.

Nos sistemas anaeróbios, verifica-se que 70 a 90% do material orgânico biodegradado presente no despejo são convertidos em biogás. De 5 a 15% do material orgânico é convertido em biomassa microbiana, vindo a constituir o lodo excedente do sistema. Além da pequena quantidade produzida, o lodo excedente apresenta-se, geralmente, mais concentrado e com melhores características de desidratação. O material não convertido em biogás ou em biomassa, 10 a 30%, deixa o reator como material não degradado (CHERNICHARO, 1997 *apud* KUCZMAN, 2007).

O biogás produzido pode ter o seu conteúdo energético aproveitado na própria atividade, em aquecimento ambiental, refrigeração, iluminação, incubadores, misturadores de ração, geradores de energia elétrica, etc (KUCZMAN, 2007).

### 2.3.1 Etapas da biodigestão anaeróbia

A conversão microbiana do substrato por fermentação anaeróbia é uma série complexa de reações bioquímicas realizada por diversos grupos de bactérias seletivas, ou seja, é um processo fermentativo de flora mista. O efluente que contém compostos orgânicos complexos, tais como polissacarídeos, proteínas e lipídios, na hidrólise formam açúcares, aminoácidos e ácidos graxos, sendo que fato limitante para a próxima etapa, que é processo acidogênico, é que o material a ser degradado deve ser facilmente hidrolisado (PAGANINI et al., 2002).

Basicamente, a digestão anaeróbia compreende as seguintes etapas: hidrólise e fermentação, acidogênese, acetogênese e metanogênese. No desencadeamento dessas etapas, há uma estreita cooperação entre os diferentes grupos de microrganismos para que o processo ocorra. A ligação entre os diferentes grupos microbianos atuantes no processo é tal que as bactérias responsáveis por uma etapa dependem da ação das bactérias responsáveis pela etapa anterior para a sua subsistência, e influenciam a atividade dos organismos atuantes nas etapas posteriores. As etapas geralmente ocorrem simultaneamente (BASSIN; DEZOTTI, 2008).



A Figura 1 apresenta de forma esquemática, as diversas etapas do processo de digestão anaeróbia.

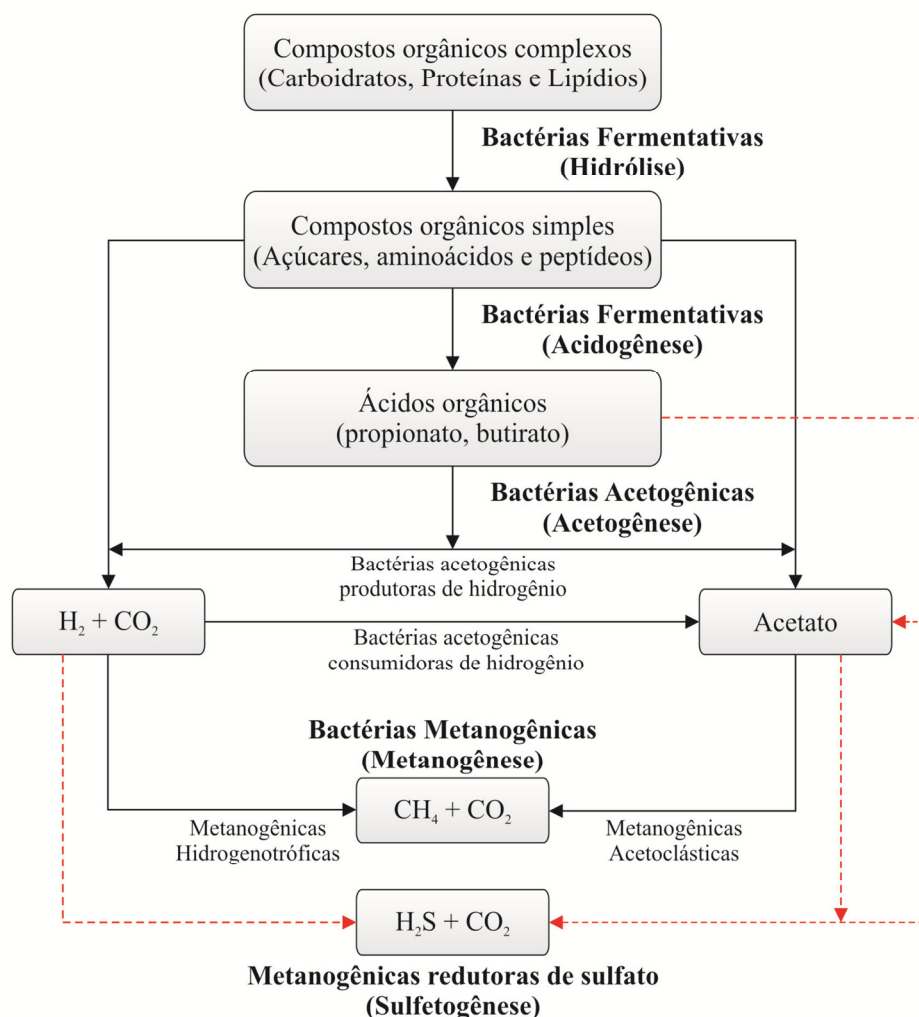


FIGURA 1 - Representação esquemática do processo de digestão anaeróbia  
 FONTE: Adaptado de Bassin e Dezotti (2008)

### 2.3.1.1 Hidrólise

Esta primeira fase no processo consiste na hidrólise de materiais particulados complexos (polímeros) em materiais dissolvidos mais simples (moléculas menores), as quais podem dessa forma atravessar a membrana celular das bactérias fermentativas. É efetuado pela interferência das exoenzimas que são excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas (NUVOLARI, 2003).

As proteínas são degradadas por meio de polipeptídeos para formar aminoácidos. Os carboidratos se transformam em açúcares solúveis (mono e dissacarídeos) e os lipídios são convertidos em ácidos graxos de longa cadeia de carbono e glicerina. A velocidade da hidrólise usualmente ocorre de forma lenta, sendo, por conseguinte lenta a formação do biogás (CAMPOS, 1999).

#### 2.3.1.2 Acidogênese

Os produtos dissolvidos, gerados no processo de hidrólise são absorvidos nas células das bactérias fermentativas e após a acidogênese, excretadas como substâncias orgânicas simples como ácidos graxos voláteis, alcoóis, ácido lático, gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio, além de novas células bacterianas (NUVOLARI, 2003).

A maioria das bactérias acidogênicas é estritamente anaeróbia, porém cerca de 1% consiste de bactérias facultativas, que podem degradar o substrato orgânico por via oxidativa. A existência dessas bactérias facultativas em meio anaeróbio é particularmente importante, pois elas podem vir a consumir um eventual oxigênio que venha a adentrar esse ambiente (NUVOLARI, 2003).

#### 2.3.1.3 Acetogênese

São responsáveis pela oxidação dos produtos gerados na fase acidogênica em substrato apropriado para as bactérias metanogênicas. Dessa forma, as bactérias acetogênicas fazem parte de um grupo metabólico intermediário, que produz substrato para as metanogênicas. Os produtos gerados pelas acetogênicas são: acetato,  $H_2$  e  $CO_2$ . Durante a formação dos ácidos acético e propiônico, uma grande quantidade de  $H_2$  é formada, gerando um decréscimo no pH (NUVOLARI, 2003).

No entanto, conforme Nuvolari (2003), o hidrogênio é consumido nesse meio de duas maneiras: (a) pelas bactérias metanogênicas, que utilizam hidrogênio e gás carbônico para produzir metano; (b) pela formação de ácidos orgânicos, tais como o propiônico e o butírico, que são formados pela reação do hidrogênio com o gás carbônico e o ácido acético.

Segundo Chernicharo (1997), de todos os produtos metabolizados pelas bactérias acidogênicas, apenas o hidrogênio e o acetato podem ser utilizados pelas bactérias

metanogênicas. Porém, nesse ambiente, pelo menos 50% da DQO biodegradável é convertida em propionatos e butiratos, produtos esses que são posteriormente decompostos em acetato e hidrogênio, pela ação das bactérias acetogênicas.

#### 2.2.1.4 Metanogênese

Esta é a etapa final do processo de degradação anaeróbia, ou seja, onde ocorre a transformação da matéria orgânica em gás metano e gás carbônico, e que é efetuada pelas chamadas bactérias metanogênicas (NUVOLARI, 2003).

Segundo Chernicharo (1997), essas bactérias costumam utilizar um limitado número de substratos, compreendendo o ácido acético, hidrogênio/gás carbônico, ácido fórmico, metanol, metilaminas e monóxido de carbono.

As bactérias metanogênicas podem ser divididas em dois principais grupos em função da afinidade por determinado substrato e também pela magnitude da produção de metano, um grupo que gera metano a partir do ácido acético (metanol), chamadas de bactérias acetoclásticas, e o grupo que produz metano a partir do hidrogênio e do gás carbônico, chamadas de hidrogenotróficas. As bactérias metanogênicas acetoclásticas são responsáveis por cerca de 60 a 70% de toda a produção de metano(NUVOLARI, 2003).

#### 2.3.1.5 Sulfetogênese

Conforme Nuvolari (2003), esta fase nem sempre ocorre e é indesejável que ocorra. No entanto, a sulfetogênese pode ocorrer quando os despejos que contêm compostos de enxofre encontram-se em condições favoráveis à sua produção, pela redução de sulfatos.

#### 2.3.2 Biodigestores

Os biodigestores são estruturas físicas que facilitam a biodigestão anaeróbia, proporcionando um ambiente favorável aos microrganismos responsáveis por essa digestão. Através dos biodigestores anaeróbios, o processamento de resíduos animais, bem como de outras formas de biomassa, captura o metano, que pode ser usado como fonte de energia, reduzindo as emissões deste gás de efeito estufa (LANSING; BOTERO; MARTIN, 2008)

Atualmente, com relação ao modelo de biodigestor, o modelo tubular ou canadense, com cobertura de lona de PVC, em substituição às campânulas metálica ou de fibra de vidro, vem ganhando maior espaço em virtude dos menores custos e facilidade de implantação. A vantagem deste processo está na produção constante de biogás que é relacionada com a carga diária de sólidos voláteis (KUCZMAN, 2007).

O biodigestor canadense caracteriza-se por possuir uma base retangular onde o substrato é depositado, com a largura maior que a profundidade, fazendo com que há maior área de exposição ao sol, tornando maior a produção de biogás, seu gasômetro é feito em manta flexível de PVC, que apesar de caro é fácil no manuseio de limpeza, podendo ser retirado, além de inflar conforme a produção do biogás. Esse modelo pode ser construído abaixo da terra ou não, sendo mais usado em regiões quentes, onde a temperatura ambiente ajuda a manter a temperatura do biodigestor em níveis adequados para a realização do processo de digestão anaeróbia. Este contém o tanque de entrada, o tanque de saída, o gasômetro de PVC e a tubulação de saída de gás como os seus componentes, conforme observado na Figura 2 (NISHIMURA, 2009).

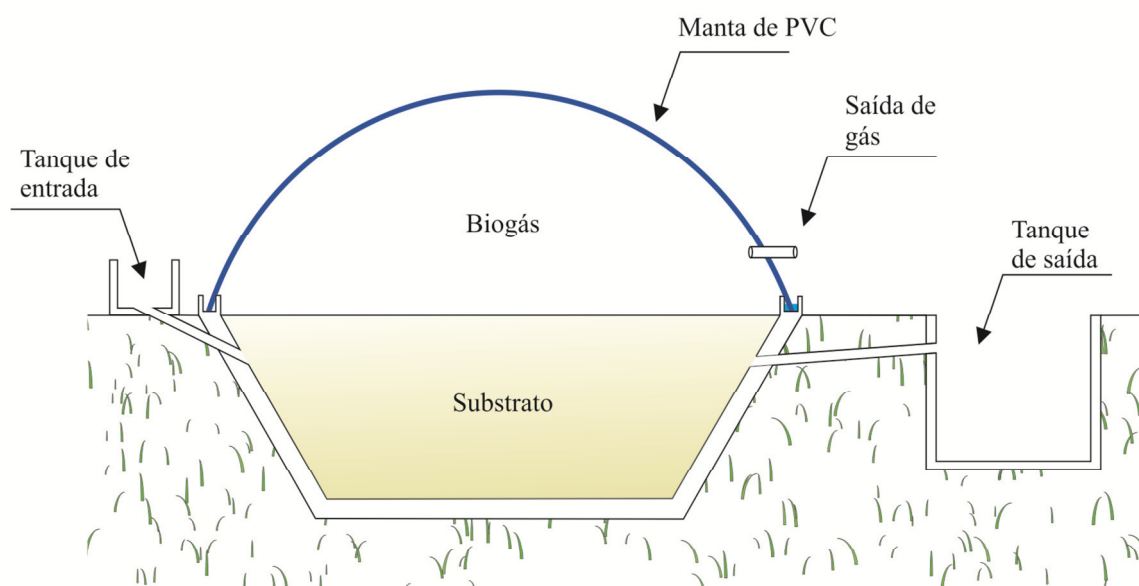


FIGURA 2 - Esquema de um biodigestor anaeróbio modelo canadense  
FONTE: Adaptado de Nishimura (2009)

Para se avaliar a concentração de substrato na matéria-prima, utiliza-se, geralmente, a concentração dos sólidos voláteis presentes na mesma e, mais raramente, a concentração de DQO, DBO ou carbono. Conforme Kuczman (2007), o volume de biogás produzido está

relacionado com a concentração de substrato na matéria-prima, a qual é avaliada, geralmente, pela concentração dos sólidos voláteis presentes na mesma.

## 2.4 SÓLIDOS TOTAIS, FIXOS E VOLÁTEIS

Todas as impurezas presentes na água, à exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos. Quanto à caracterização química, os sólidos podem ser classificados como voláteis e fixos (DE PÁDUA; FERREIRA, 2006).

Segundo Viterbo Júnior (1998), os sólidos totais são o conteúdo de matéria que permanece como resíduos após evaporação à temperatura de 103 a 105 °C. Ao se submeter os sólidos a uma temperatura elevada ( $500 \pm 50$  °C), a fração orgânica é oxidada (volatilizada), permanecendo após a combustão apenas a fração inerte (não oxidada). Os sólidos voláteis representam uma estimativa da matéria orgânica nos sólidos, ao passo que os sólidos fixos representam a matéria inorgânica ou mineral (VON SPERLING, 2005).

A determinação de sólidos voláteis é realizada para caracterização da matéria biodegradável. Quanto maior a quantidade de matéria biodegradável, maior é o potencial de produção do biogás (LABIOGAS, 2013).

## 2.5 PROTEÍNA UNICELULAR (*SINGLE CELL PROTEIN*)

O termo Proteína Unicelular (do inglês *Single Cell Protein* – SCP) tem sido usado para denominar as células secas de microrganismos utilizadas tanto na alimentação humana como na ração animal. Devido às características das células dos microrganismos de multiplicarem-se rapidamente e conterem elevado teor de proteína, mostram-se como um produto atrativo quanto à obtenção de fontes protéicas mais baratas, especialmente se esses organismos forem cultivados em resíduos agroindustriais (ALBUQUERQUE, 2003).

Os microrganismos possuem uma série de propriedades, tais como: alto conteúdo de proteínas e valor nutricional, tempo de duplicação curtos, diversidade em rotas metabólicas, adaptabilidade para crescer em diversos substratos e produção totalmente controlada (não sujeita a mudanças climáticas), tornando-os extremamente atraentes para uso como uma fonte de proteína (GALAN WONG, 1981).

A Tabela 4 apresenta os microrganismos utilizados na produção da SCP, e suas respectivas composições.

TABELA 4 - Composição percentual média em base seca dos principais microrganismos empregados na produção da proteína unicelular.

Componentes	Fungos Filamentosos	Algas	Leveduras	Bactérias
Proteína	30 – 50%	40 – 63%	45 – 56%	50 – 83%
Gordura	2 – 8%	7 – 20%	2 – 6%	1,5 – 3%
Cinzas	9 – 14%	8 – 10%	5 – 9,5%	3 – 7%
Ácidos nucleicos	7 – 10%	3 – 8%	6 – 12%	8 – 16%
Aminoácidos	--	--	54%	65%
Umidade	13,0%	6,0%	4,5%	2,8%

FONTE: Adaptado de Chacón (2004).

Processos tecnológicos sofisticados para produção de proteína unicelular, não são comercialmente atrativos, especialmente em regiões mais carentes, por não serem favoravelmente econômicos (SUHET; FIOREZE, 2011).

Albuquerque (2003) afirma que a combinação entre tratamento de efluentes e a produção de proteína tem sido uma solução para as indústrias que necessitam de alternativas para reduzir os custos com tratamento de seus resíduos líquidos. A fonte de carbono pode representar até 60 % do custo de produção e por esta razão o uso de fontes alternativas de carbono que sejam mais disponíveis e abundantes como resíduos agrícolas e industriais, são ideais (VILLAS BÔAS; ESPOSITO, 2000)

A produção de SCP a partir de despejos industriais alcança seus níveis mais rentáveis, pois são matérias primas mais baratas e diversas, especialmente se os mesmos se aproveitam no mesmo lugar onde são produzidos, com o qual se elimina em grande parte o custo de transporte.

Com relação a produção de SCP a partir de efluente de indústria de processamento de amido, Jin et al. (1999) desenvolveram um processo para o tratamento do efluente com a simultânea produção de proteína fúngica e da enzima glucoamilase. *Rhizopus oligosporus* converteu mais de 95 % dos materiais amiláceos presentes do efluente, produzindo 5,2 g de biomassa a partir de um litro de efluente em 14 horas de cultivo a 35°C e pH inicial de 4,0. A biomassa fúngica apresentou 46 % de proteína considerada segura para o consumo humano e animal. O processo foi realizado em biorreator *airlift* em batelada, sem esterilização prévia e sem pré-tratamento do resíduo. A remoção de 95 % da DQO e do total de sólidos em suspensão foi verificada.

Dando sequência a este estudo, Jin et al. (2002) desenvolveram uma planta piloto de um sistema integrado de tratamento de efluentes da indústria de amido e produção de proteína do fungo *Rhizopus oligosporus*. Dessa forma, desenvolveram uma tecnologia para reduzir potenciais poluentes e produzir proteína microbiana, utilizando o fungo para a conversão do material orgânico presente no efluente. O processo apresentou uma eficiente bioconversão do amido, produzindo  $9,2 \text{ g.L}^{-1}$  de células e produtividade em biomassa de  $0,88 \text{ g.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$ . A redução da DQO foi de cerca de 97 %, com 75 % de remoção de nitrogênio e fósforo. A biomassa recuperada apresentou conteúdo protéico em torno de 50 % e um bom perfil de aminoácidos, com alta concentração de lisina e pequena deficiência em metionina e tirosina.

### **3. OBJETIVO**

#### **3.1 OBJETIVO GERAL**

- Quantificar a proteína microbiana em biomassa residual proveniente de um biodigestor anaeróbio utilizado no tratamento de efluente de amidonaria.

#### **3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Monitorar o pH e a condutividade elétrica do afluente e efluente do biodigestor;
- Avaliar a eficiência na remoção da turbidez;
- Avaliar a eficiência na remoção de sólidos totais e voláteis do biodigestor;
- Quantificar biomassa residual;
- Determinar o teor de proteína bruta na biomassa;
- Estimar o potencial de produção de proteína microbiana da Amidonaria da Cooperativa Agroindustrial C.Vale – Unidade São José – Terra Roxa – Paraná.



#### 4. MATERIAL E MÉTODOS

Avaliou-se o efluente proveniente de um biodigestor anaeróbio, de processo contínuo, modelo tubular, de volume aproximado de 19.000 m<sup>3</sup>, utilizado como parte do tratamento do efluente gerado pela Amidonaria da Cooperativa Agroindustrial C.Vale, unidade de São José, Município de Terra Roxa – Paraná, conforme Figura 3.

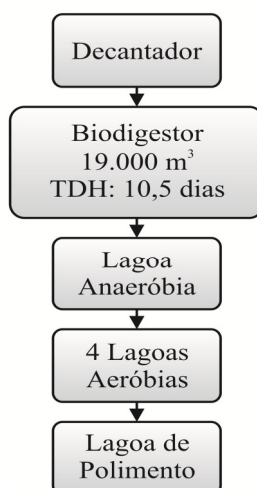


FIGURA 3 - Fluxograma ilustrativo do processo utilizado para o tratamento do efluente gerado pela Amidonaria C.Vale, Terra Roxa – PR.

O efluente antes de entrar no biodigestor, permanece no decantador por um período de 10 minutos.

O tempo de detenção hidráulica (TDH) do biodigestor é 10,5 dias, considerando que a vazão diária de efluentes da indústria é de cerca de 1.800 m<sup>3</sup>.

##### 4.1 CONDUÇÃO DO ESTUDO

As coletas foram realizadas durante os meses de maio, junho e julho de 2013, em dias alternados, em dois pontos (Figura 4) situados na entrada (P.02) e saída (P.03) do biodigestor, perfazendo um total de 30 amostras para cada ponto de coleta.



FIGURA 4 - (A) Biodigestor (B) Entrada do biodigestor (C) Saída do biodigestor

As amostras foram obtidas preferencialmente durante um horário fixo, por amostragem simples, utilizando dois frascos de polietileno (200 mL) para cada amostra, com a finalidade de realizar o armazenamento e conservação adequado das amostras, para cada tipo de análise a ser realizada posteriormente. Terminada a coleta, as amostras receberam identificação e foram armazenadas e conduzidas até o laboratório para a realização das análises.

#### 4.1.1 Armazenamento e conservação das amostras e parâmetros avaliados

Imediatamente à chegada ao laboratório, foram determinados o pH, a condutividade elétrica (CE) e a turbidez.

Para a determinação de sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF) e sólidos voláteis (SV), as amostras foram mantidas refrigeradas a 4°C, durante o período máximo de 7 dias (APHA, 2005).

Para determinação do nitrogênio total e sua posterior conversão em proteína bruta (PB), as amostras foram acidificadas com ácido sulfúrico até pH menor que 2, e conservadas refrigeradas a 4 °C, durante o período máximo de 28 dias (APHA, 2005).

As análises foram conduzidas no Laboratório de Química Analítica e Análises Ambientais da Universidade Federal do Paraná (UFPR), Setor Palotina.

As metodologias e equipamentos utilizados estão descritos na Tabela 5.

TABELA 5 - Metodologias e equipamentos utilizados na determinação dos parâmetros analisados

<b>Parâmetro</b>	<b>Metodologia</b>	<b>Equipamentos</b>	<b>Unidade</b>
pH	Potenciometria	pHmetro mPA 210	-
CE	Condutimetria	Conduvímetero NT-CVM	$\mu\text{S.cm}^{-1}$
Turbidez	Turbidimetria	Turbidímetro Portátil HI 98703	UNT
ST, SF e SV	Gravimetria	Estufa com circulação e renovação de ar SL-102 da SOLAB; Balança analítica SHIMADZU modelo AY220; Mufla GP Científica – Calibração NBR ISSO/IEC 17025 CAL 0183	$\text{mg.L}^{-1}$
Nitrogênio Total	Kjeldahl	Destilador Tecnal modelo TE-0363®	%

#### 4.1.2. Sólidos Totais, Fixos e Voláteis

Para determinação dos sólidos totais, alíquotas conhecidas de amostra foram colocadas em cadinhos de porcelana previamente calcinados e de massa conhecida, e foram colocadas em estufa à temperatura de 103 a 105 °C, por um período de 24 horas. Após resfriamento em dessecador, determinou-se a massa do conjunto do cadinho e sólidos totais, permitindo calcular a massa de sólidos totais em função do volume.

Os sólidos voláteis e fixos foram determinados ao submeter o cadinho à temperatura de 550 °C  $\pm$  50 °C em mufla, durante uma hora. Após resfriamento em dessecador, determinou-se a massa do conjunto do cadinho e sólidos fixos, permitindo determinar a massa dos sólidos fixos e voláteis em função do volume.

A fração orgânica é volatilizada, permanecendo após a combustão apenas os sólidos fixos ou cinzas. Os sólidos voláteis representam uma estimativa da matéria orgânica nos sólidos, ao passo que os sólidos fixos representam a matéria inorgânica ou mineral (VON SPERLING, 2005).

#### 4.1.3 Massa Seca

Para a determinação da massa seca, alíquotas homogêneas de 50 mL foram centrifugadas a 3400 rpm por 10 minutos para a separação da biomassa. O sobrenadante foi descartado e a biomassa foi seca em estufa com circulação e renovação de ar, a 55°C (para não ocasionar a desnaturação das proteínas) até massa constante (adaptado de PELIZER et al., 1999 *apud* LEÓN, 2010). Esta análise foi realizada em duplicata com as amostras provenientes da saída do biodigestor. Após, foi avaliado o teor de proteína das mesmas.

#### 4.1.4 Proteína Bruta (PB)

O teor protéico total na biomassa seca foi determinado pelo método de Kjeldahl, adotando-se o fator de 6,25 para a conversão a partir dos teores de nitrogênio total (IAL, 2008). Sendo o conteúdo de nitrogênio das diferentes proteínas aproximadamente 16%, introduz-se o fator empírico 6,25 para transformar o número de g de nitrogênio encontrado em número de g de proteínas. Em alguns casos, emprega-se um fator diferenciado (IAL, 2008).

Para isso, a amostra foi digerida em meio ácido, com adição de catalisador, em bloco digestor a 380 °C até que o material se apresentasse límpido. Em seguida, a amostra foi levada a um destilador de nitrogênio, adicionando hidróxido de sódio 40%, e recuperando o nitrogênio, na forma amoniacal, em solução saturada de ácido bórico. Esse material foi titulado com ácido clorídrico 0,1 N, possibilitando o cálculo da porcentagem de proteína na biomassa seca a partir do teor de nitrogênio total, conforme a Equação 1:

$$PB(\%) = N_T(\%) \times f \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

PB: proteína bruta ou total

NT: nitrogênio total

f: fator de conversão (6,25)

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 MONITORAMENTO DOS PARÂMETROS

A Tabela 6 descreve a análise estatística do pH e condutividade elétrica dos dois pontos de coleta.

TABELA 6 - Análise descritiva do pH e CE da entrada e saída do biodigestor

Parâmetro	N	Média	Mediana	D. P.	C.V. (%)	Mínimo	Máximo
Entrada							
pH	30	5,94	5,88	0,50	8,41	5,28	7,23
CE	30	2675,14	1665,50	1981,80	74,08	6,43	8350,00
Saída							
pH	30	6,13	6,15	0,25	4,02	5,59	6,75
CE	30	2895,37	3105,00	1025,99	35,44	1442,00	6220,00

CE ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ); D.P. (desvio padrão); C.V. (coeficiente de variação).

Através da análise descritiva dos dados, verifica-se que houve maior amplitude nos dados da entrada para todos os parâmetros. Além disso, observa-se que os parâmetros referentes à entrada obtiveram um coeficiente de variação elevado, superando os valores encontrados nos parâmetros da saída.

Isso se deve ao fato de que as características de um efluente podem variar de acordo com mudanças de operação dos processos, do produto a ser processado, na matéria-prima, das atividades de limpeza e ainda devido aos descartes ocasionais que sempre acontecem (DEZOTTI, 2008). Ainda, de acordo com Fioretto (2001), a composição química do efluente de fecularia é variável, dependendo da variedade de mandioca processada, que por sua vez está correlacionada com as condições edafoclimáticas do local onde é cultivada.

A condutividade elétrica da água depende da quantidade de sais dissolvidos, sendo aproximadamente proporcional à sua quantidade (DE PÁDUA; FERREIRA, 2006). A condutividade elétrica teve valor médio aproximado de 2675 e 2895  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  para a entrada e saída, respectivamente, ou seja, provavelmente houve um aumento da quantidade de sais dissolvidos durante o processo de digestão anaeróbia, como sódio e potássio.

Silva et al. (2010) observaram em seus valores médios de condutividade elétrica um aumento significativo em relação aos valores iniciais de substrato submetido a biodigestão

anaeróbia em biodigestor de bancada para tratamentos que receberam esterco bovino confinado, esterco bovino em pastoreio e esterco caprino confinado, com aumentos de 63,72%, 58,13%, 41,95%, respectivamente. Os autores relatam que o aumento da condutividade elétrica no processo indica a quantidade de sais dissolvidos no meio durante a biodigestão anaeróbia.

A média do pH da entrada é de 5,94 e da saída 6,13. Conforme Gao et al. (2010) citado por Ricardo (2012), o pH exerce grande influência sobre o metabolismo microbiano, incluindo a utilização de carbono e fontes de energia, a eficiência de degradação do substrato, síntese de proteínas e vários tipos de materiais, armazenamento e liberação de produtos metabólicos das células. Além disso, a variação do pH pode também afetar a morfologia e a estrutura celular e, portanto, a floculação e os fenômenos de adesão.

Na Figura 5, está a comparação entre os valores de pH determinados para a entrada e saída do biodigestor.

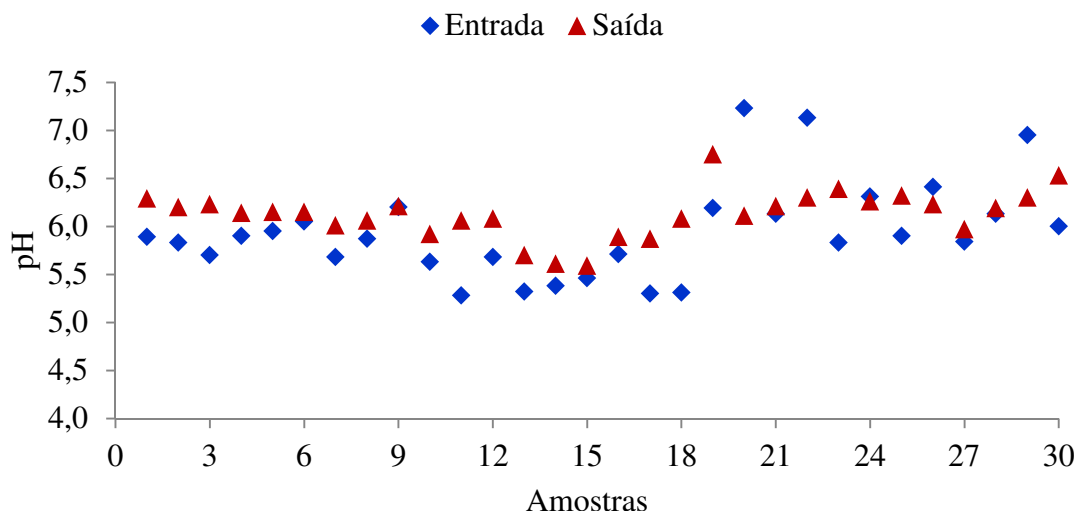


FIGURA 5 - Comparação do pH determinado na entrada e saída do biodigestor

O valor e a estabilidade do pH no reator são extremamente importantes, pois uma taxa elevada de metanogênese só pode se desenvolver quando o pH se mantiver numa faixa estreita, embora se possa conseguir a formação de metano com pH variando de 6,0 a 8,0. Porém, valores abaixo de 6,0 e acima de 8,3 devem ser evitados, uma vez que podem inibir, por completo, a atividade das bactérias formadoras de metano (CHERNICHARO, 1997 e VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

Para Henn (2005), o pH adquire, automaticamente, um valor de faixa ótimo no biodigestor, sem que haja necessidade de adição de um alcalinizante, e isto se deve à capacidade de tamponamento do sistema. No entanto, há situações em que ocorre um decréscimo no valor do pH sem sua posterior estabilização, ou a água residuária já presente, naturalmente, um valor de pH baixo, sendo necessária sua correção, fator que pode afetar economicamente o tratamento anaeróbio em relação ao aeróbio (PIEROTTI, 2007).

## 5.2 EFICIÊNCIA DO PROCESSO

Para a determinação da eficiência de remoção da turbidez e sólidos totais e voláteis, foram desconsideradas 4 (quatro) amostras, pois não houve produção nestes dias devido a grande precipitação pluviométrica. As amostras desconsideradas são: 5, 20, 21 e 22.

A vazão nestes dias apresentava-se muito baixa, somente com efluente oriundo do processo de higienização da amidonaria.

### 5.2.1 Eficiência na remoção da turbidez

A turbidez de uma amostra de água é o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la, devido à presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas e de detritos orgânicos (CETESB, 2013). A turbidez da água bruta tem grande importância, na medida em que é um dos principais parâmetros para seleção de tecnologia de tratamento e controle operacional dos processos de tratamento (DE PÁDUA; FERREIRA, 2006).

A Tabela 7 descreve a análise estatística dos dados de turbidez dos dois pontos de coleta.

TABELA 7 - Análise descritiva da turbidez determinada na entrada e saída do biodigestor.

<b>Parâmetro</b>	<b>N</b>	<b>Média</b>	<b>Mediana</b>	<b>D. P.</b>	<b>C.V. (%)</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>
Entrada	30	2190,40	2380,00	1131,81	51,67	73,00	4550,00
Saída	30	532,97	540,00	195,49	36,68	161,50	935,00

Turbidez (UNT);

A turbidez apresentou valores médios aproximados de 2190 UNT na entrada e 532 UNT na saída, apresentando uma redução considerável. Assim como na análise estatística do pH e CE, o coeficiente de variação da entrada foi maior.

A comparação entre os valores individuais de turbidez determinados para a entrada e saída do biodigestor estão demonstrados na Figura 6.

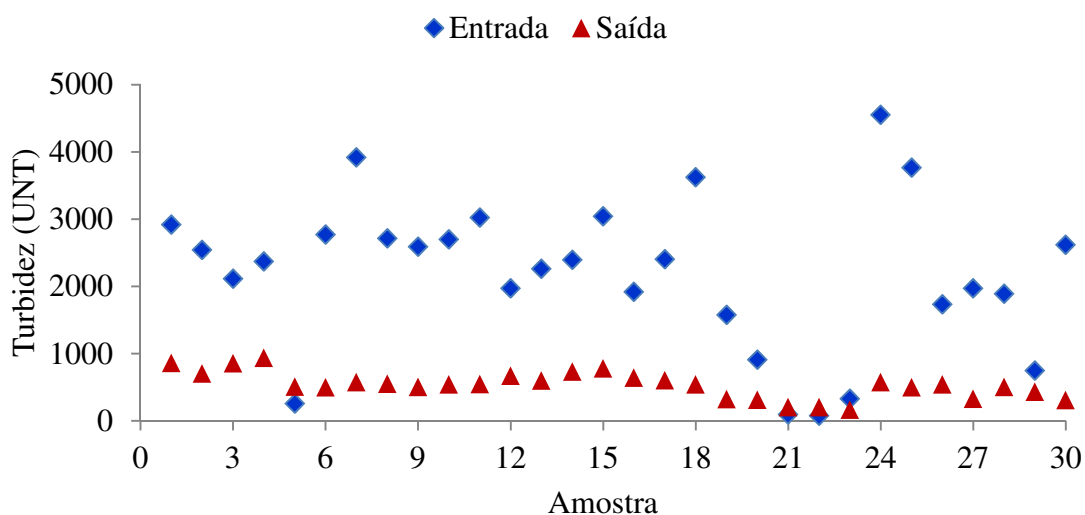


FIGURA 6 - Comparação da turbidez determinada na entrada e saída do biodigestor

Considerando-se todos os dias, inclusive os dias que não houve produção na amidonaria, a média de remoção da turbidez foi de 53,4%, com desvio padrão de 64%.

Excluindo-se os dias em que não houve produção, por não ter uma vazão representativa, conclui-se que houve uma remoção média de 73,97%, e desvio padrão de 11%, com valores mínimo e máximo de 42,28 e 88,34%, respectivamente.

Cammarota et. al.(2001), no tratamento de efluentes de laticínio tratado enzimaticamente com torta de babaçu fermentada, obteve redução de 75% da turbidez.

### 5.2.2 Eficiência na remoção de sólidos totais e voláteis

A análise estatística dos sólidos totais, fixos e voláteis estão descritos na Tabela 8.



TABELA 8 - Análise descritiva da série de sólidos

Parâmetro	N	Média	Mediana	D. P.	C.V. (%)	Mínimo	Máximo
Entrada							
ST	30	8682,58	9961,00	3599,45	41,46	297,50	13487,50
SF	30	2082,63	1951,00	1314,33	63,11	90,00	5285,00
SV	30	6595,82	7604,75	2856,77	43,31	207,50	9958,00
Saída							
ST	30	3337,63	3359,00	570,29	17,09	2108,00	4462,50
SF	30	1652,28	1646,25	396,07	23,97	1046,00	2282,50
SV	30	1685,35	1885,75	506,91	30,08	527,50	2266,00

ST, SF e SV ( $\text{mg.L}^{-1}$ )

Como observado nos outros parâmetros, para os valores da entrada houve maior amplitude nos dados e um coeficiente de variação mais elevado, em comparação aos dados da saída.

A comparação entre a entrada e saída para os valores de sólidos totais, sólidos fixos e sólidos voláteis, estão representados pelas Figuras 7, 8 e 9, respectivamente.

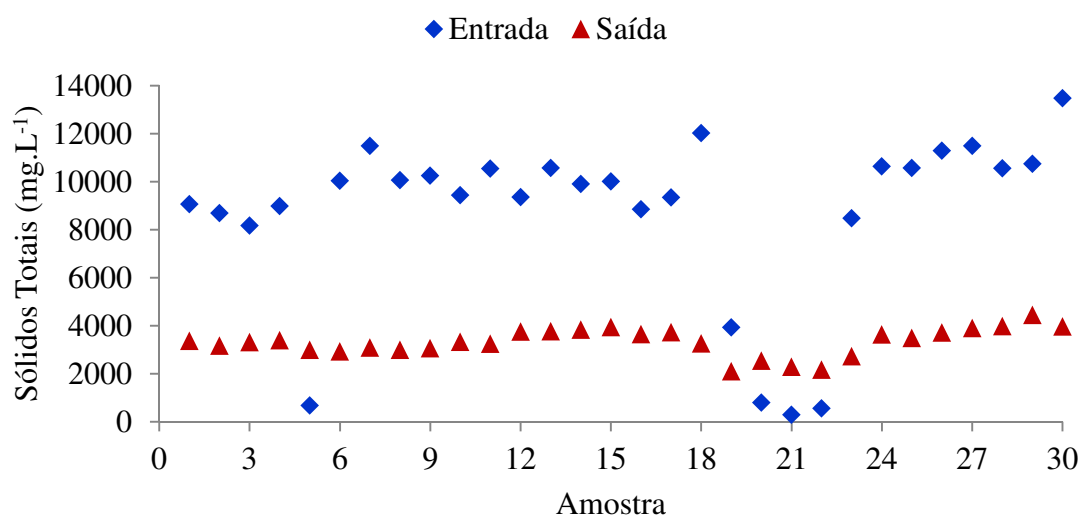


FIGURA 7 - Comparação do teor de sólidos totais presentes na entrada e saída do biodigestor

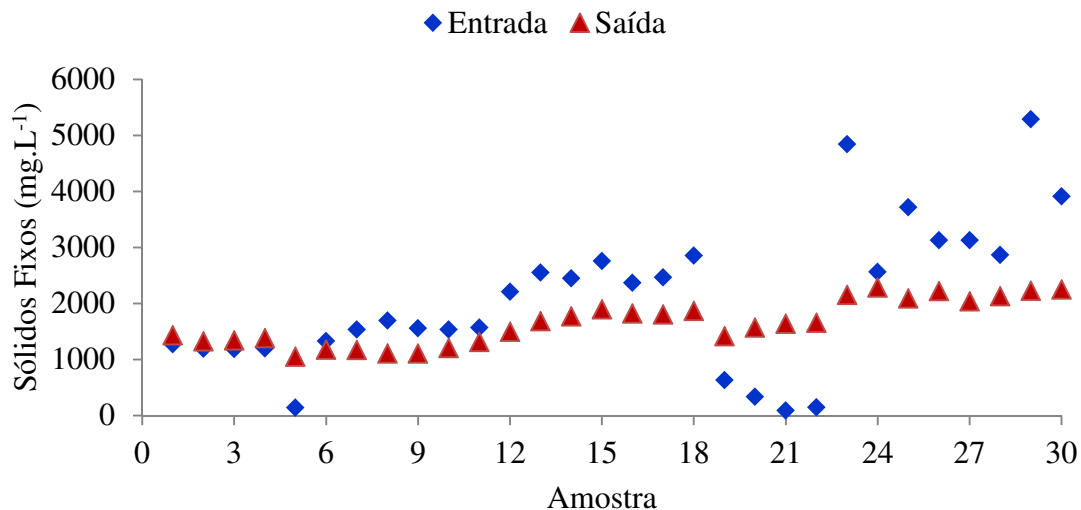


FIGURA 8 - Comparação do teor de sólidos fixos presentes na entrada e saída do biodigestor

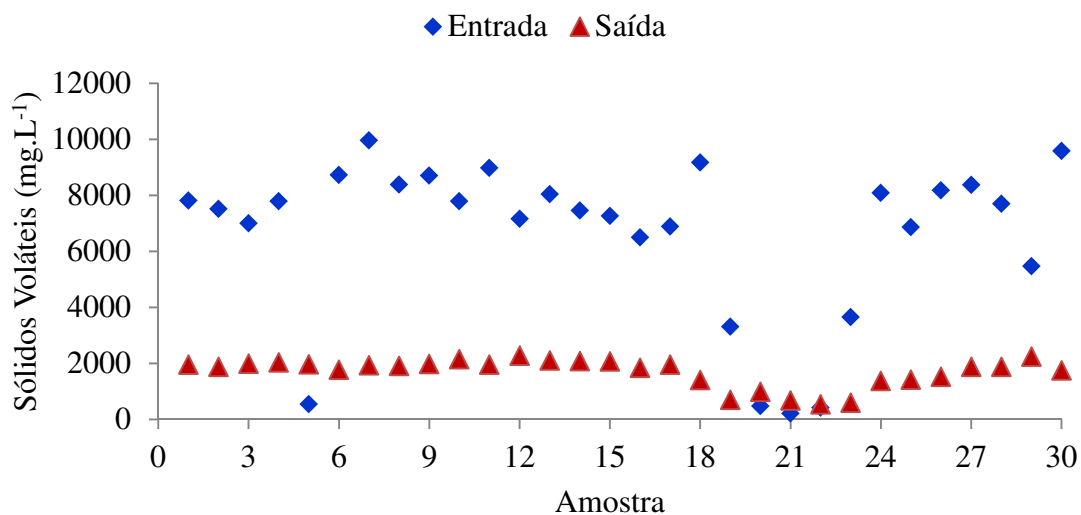


FIGURA 9 - Comparação do teor de sólidos voláteis presentes na entrada e saída do biodigestor

Através dos dados, observa-se que o sistema adquire certa estabilidade na saída do biodigestor, mesmo nos dias em que não houve produção.

Dos sólidos totais das amostras da entrada, cerca de 75% são sólidos voláteis, ou seja, constituídos pela fração orgânica. Já na saída, o valor médio é de cerca de 50% de sólidos voláteis nos sólidos totais, conforme pode ser observado na Tabela 9.

TABELA 9 - Análise estatística da porcentagem de sólidos voláteis constituintes dos sólidos totais

Parâmetro	N	Média	Mediana	D. P.	C.V. (%)	Mínimo	Máximo
Entrada	30	75,53%	75,92%	10,58%	14,01	42,96%	86,78%
Saída	30	49,78%	52,03%	12,33%	24,77	21,60%	65,13%

Para determinar a eficiência na remoção dos sólidos, foram desconsiderados os dias em que não houve produção. A análise estatística está descrita na Tabela 10.

TABELA 10 - Análise descritiva da remoção de sólidos totais e voláteis

Parâmetro	N	Média	Mediana	D. P.	C.V. (%)	Mínimo	Máximo
ST	26	64,37%	64,43%	5,78%	8,97	46,42%	73,08%
SV	26	76,04%	76,51%	5,57%	7,32	59,14%	84,74%

Em termos de concentração, houve remoção média aproximada de 6463 mg.L<sup>-1</sup> de sólidos totais e 5762 mg.L<sup>-1</sup> de sólidos voláteis.

Torres (2009) avaliou o desempenho da utilização de um sistema sem separação de fases composto por reatores anaeróbios com diferentes meios suportes. A partir da avaliação das cargas orgânicas foram obtidas remoções de sólidos totais e voláteis superiores a 79,1 e 89,6%, respectivamente.

Já Pontello (2005), ao avaliar o processo de digestão anaeróbia para o tratamento de efluentes de fecularia, comparando duas lagoas anaeróbias em escala piloto, sendo uma das lagoas coberta com lona plástica para manutenção da temperatura, obteve remoções médias de sólidos voláteis de 69,69% para a lagoa com cobertura e 61,38% para a lagoa sem cobertura.

Ao avaliar a utilização de um sistema de tratamento em duas fases, para o tratamento anaeróbio da manipueira, com uma carga diária de 2,49 g.L<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>, Feiden (2001) obteve 60% de remoção de sólidos totais. Ribas e Barana (2003) obtiveram remoção de 58% de sólidos totais com uma carga de 0,86 g.L<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup> com a utilização de um reator monofásico.

Uma elevada redução foi obtida por Kuczman (2007), que ao avaliar um sistema de fase única com cargas de 1,28, 1,57 e 2,96 g.L<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>, obteve remoções de sólidos totais de 98,55, 98,11 e 77,01%, respectivamente. A remoção de sólidos voláteis para as mesmas cargas citadas foram de 99,5, 98,9 e 89,5%, respectivamente.

Por ser um biodigestor em escala real, que tem desuniformidade em relação à constituição, concentração e vazão do efluente devido às diferentes operações ocorridas durante o processamento da indústria, além de não ter controle em relação à fatores externos,

como a temperatura, pode-se afirmar que teve uma eficiência na remoção de sólidos totais e voláteis satisfatória, até maior que a encontrada por alguns dos autores citados anteriormente, utilizando de reatores em escala laboratorial ou piloto.

### 5.3 DETERMINAÇÃO DO TEOR DE PROTEÍNA BRUTA

#### 5.3.1 Quantificação da massa seca

Após a centrifugação e secagem das amostras, obteve-se os valores determinados para biomassa seca podem ser observados na Figura 10.

As amostras de números 23 e 24, não obtiveram massa seca representativa para cálculo. Um fator que pode ter interferido, foi o fato de que nos dias anteriores houve um elevado índice pluviométrico e não houve processamento de mandioca na indústria.

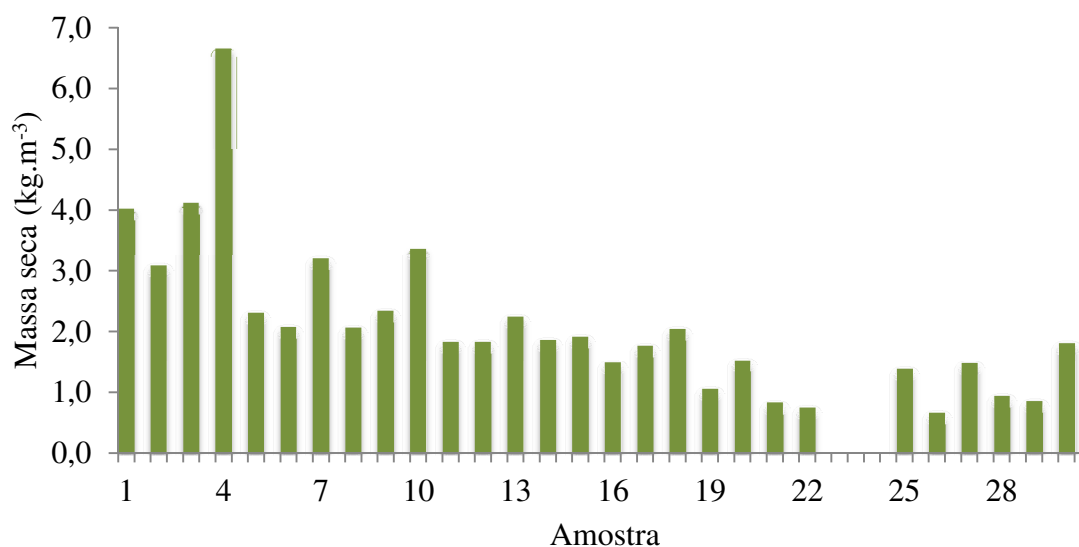


FIGURA 10 - Massa seca proveniente da centrifugação e secagem das amostras

A média de massa seca obtida foi de 2,1 kg.m<sup>3</sup>, com valor mínimo de 0,67 kg.m<sup>3</sup> e máximo de 6,66kg.m<sup>3</sup> e coeficiente de variação de 59,76%.

### 5.3.2 Determinação do teor de proteína bruta (PB)

A determinação da proteína foi realizada em duas etapas, de 15 amostras cada uma. Devido a problemas operacionais com os equipamentos necessários na etapa de digestão das amostras, os dados da segunda etapa foram afetados, não sendo possível a sua utilização.

A Figura 11 compara a massa seca e proteína bruta, em termos de concentração e a Figura 12 apresenta os teores de proteína bruta (PB) determinados a partir do teor de nitrogênio total para as amostras de 1 a 15.

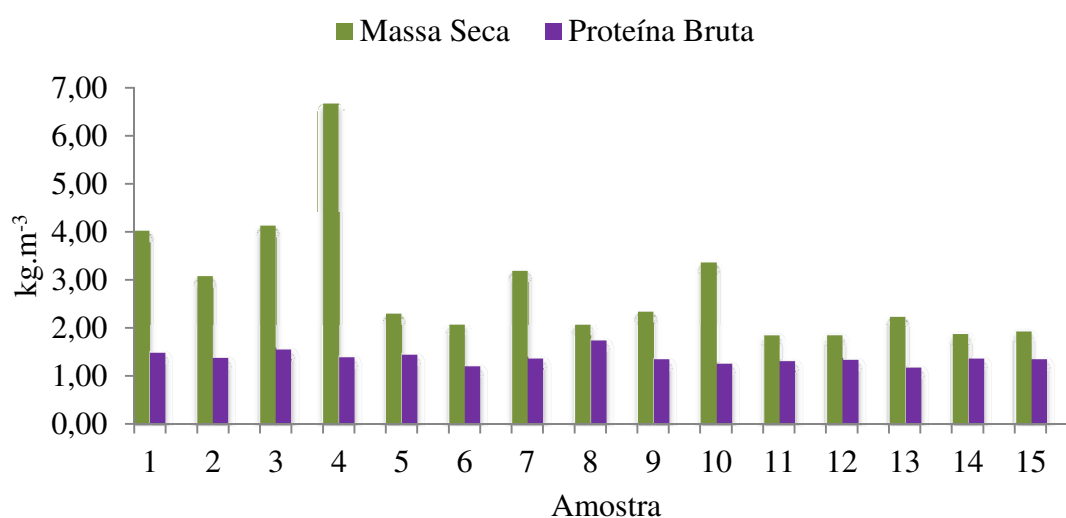


FIGURA 11 - Comparação das concentrações de massa seca e proteína bruta

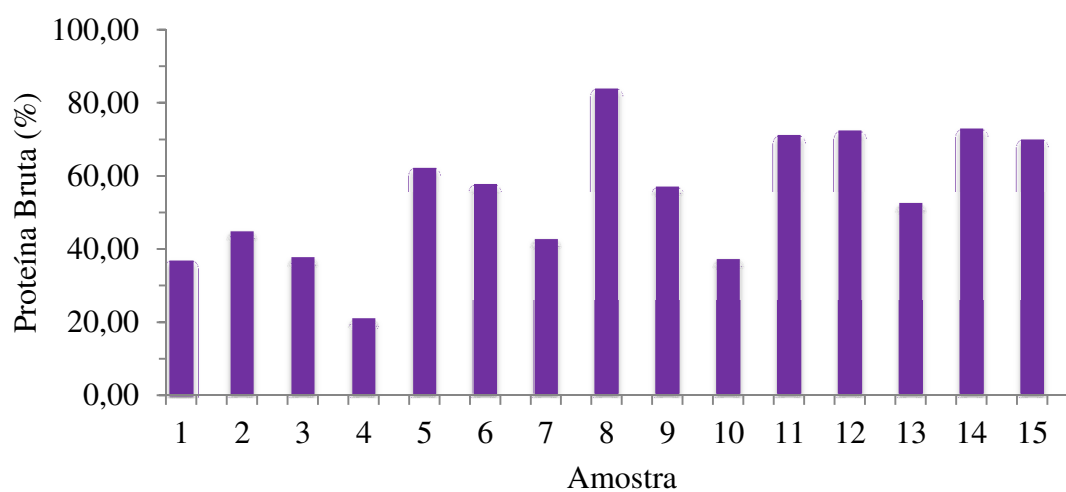


FIGURA 12 - Teor de proteína bruta determinada a partir da biomassa seca

O teor médio de proteína bruta presente na massa seca obtida é de 54,73%, com desvio padrão de 17,68% e coeficiente de variação de 32,30%, tendo como valores mínimo e máximo 20,91% e 83,89%, respectivamente.

A partir da porcentagem média de proteína presente na massa seca, pode-se afirmar que para cada 1kg de massa seca, há cerca de 547 g de proteína bruta.

#### 5.4 ESTIMATIVA DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE PROTEÍNA BRUTA NA AMIDONARIA

Considerando a vazão de efluentes média da amidonaria de  $90 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ , é possível quantificar a proteína bruta proveniente do biodigestor, conforme Figura 12.

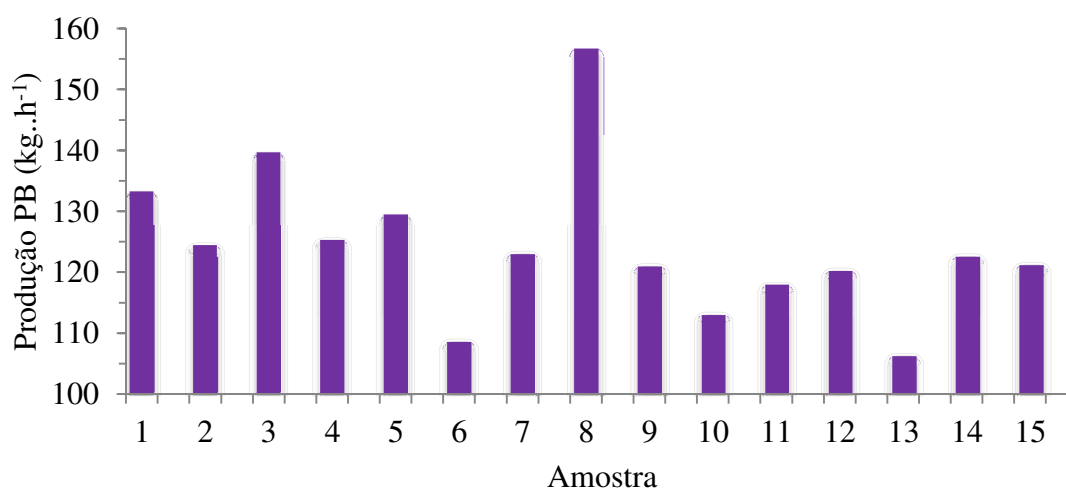


FIGURA 13 - Estimativa da produção de proteína bruta por hora para a Amidonaria C.Vale, Terra Roxa - PR

A estimativa média de produção de proteína bruta é de aproximadamente  $124 \text{ kg} \cdot \text{h}^{-1}$ , com desvio padrão de  $12,49 \text{ kg} \cdot \text{h}^{-1}$  e coeficiente de variação de 10,05%, tendo como valores mínimo e máximo  $106,27$  e  $156,75 \text{ kg} \cdot \text{h}^{-1}$  de PB.

Lupatini (2013) utilizou dois reatores, com diferentes materiais suportes e diferentes pH nas alimentações. Obteve-se uma média de massa seca para o Reator 1 e para o Reator 2 de  $249,1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  e  $629,6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  respectivamente. O teor de PB médio determinado foi de

50,5% e 45% para os reatores 1 e 2, respectivamente. Com isso, estimou a produção para uma fecularia com vazão de  $560 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ , de aproximadamente 170 kg de PB por dia.

Considerando que o biodigestor não passou por nenhuma forma de controle operacional, principalmente com relação a fatores como temperatura e uniformidade de aplicação de carga, bem como não houve a adição de nutrientes para promover a produção especificamente de PB, e a mesma foi obtida do processo de produção de biogás, considera-se satisfatória a estimativa de produção de proteína bruta para a Amidonaria C.Vale, Terra Roxa – Paraná.

## 6. CONCLUSÕES

A utilização de substratos de baixo custo ou resíduos agroindustriais para a produção de compostos ou moléculas de valor comercial é muito importante, e é ressaltado quando faz-se simultaneamente o tratamento dos resíduos.

No presente trabalho objetivou-se quantificar a proteína bruta obtida do efluente de um biodigestor utilizado no tratamento de efluente de uma amidonaria e estimar a produção de proteína bruta para a indústria e também verificou-se parâmetros relacionados à eficiência do sistema como forma de tratamento do efluente.

A água residuária presente na entrada do biodigestor, pode ser caracterizada com os valores médios de 5,94, para pH; 2675  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  de condutividade elétrica; 2190 UNT de turbidez; 8682,58, 2082,63 e 6595,82 para sólidos totais, fixos e voláteis, respectivamente.

Na saída do biodigestor, determinou-se os valores médios de 6,13, para pH; 2895  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  de condutividade elétrica; 532 UNT de turbidez; 3337,63, 1652,28 e 1685,35 para sólidos totais, fixos e voláteis, respectivamente.

Com relação à eficiência do processo, no período houve remoção de turbidez, sólidos totais e sólidos voláteis de 73,97, 64,37 e 76,04%, respectivamente. Sendo que os sólidos voláteis representam a fração orgânica, ou seja, a matéria biodegradável dos sólidos. Cerca de 75% dos sólidos totais na entrada são constituídos por sólidos voláteis. Já na saída, o valor médio é de cerca de 50% de sólidos voláteis nos sólidos totais.

Com relação à quantificação da proteína, determinou-se inicialmente a massa seca e quantificou-se o teor de proteína presente na mesma. A massa seca média determinada foi de 2,1  $\text{kg}\cdot\text{m}^3$ , com cerca de 54,73% de proteína bruta.

Considerando a vazão de efluentes média da amidonaria de 90  $\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ , estima-se uma produção de proteína bruta de aproximadamente 124  $\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$ .

Considerando que o processo não foi controlado considera-se satisfatória a estimativa de produção de proteína bruta para a Amidonaria C.Vale, Terra Roxa – Paraná, sendo uma possibilidade de agregar valor ao resíduo líquido gerado no processamento da indústria.

Com os resultados obtidos, pode-se visar o aperfeiçoamento e otimização do processo para produção de proteína unicelular com qualidade alimentícia em trabalhos futuros.



## 7. REFERÊNCIAS

ABAM – **Associação Brasileira dos Produtores de Amido de Mandioca**. Disponível em: <<http://www.abam.com.br/>>. Acesso em: 05 jul. 2013.

ALBUQUERQUE, P. M. **Estudo da produção de proteína microbiana a partir do bagaço de maçã**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis – SC, 2003.

ANGONESE, A. R.; CAMPOS, A. T.; PALACIO, S. M. et al. Avaliação da eficiência de um biodigestor tubular na redução da carga orgânica e produção de biogás a partir de dejetos suínos. In: **Proceedings of the 6 Encontro de Energia no Meio Rural**, Campinas, 2006. Disponível em: <<http://www.proceedings.scielo.br/pdf/agrener/n6v1/022.pdf>>. Acesso em: 30 mai. 2013.

APHA. American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 21st ed. Washington, 2005.

BARANA, A. C; CEREDA, M. P. Tratamento de água residual do processamento de mandioca (manipueira) utilizando biodigestor anaeróbio de duas fases. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, Campinas, v. 20, n. 2, p. 181-186, mai/ago. 2000.

BASSIN, J. P.; DEZOTTI, M. Tratamento primário, secundário e terciário de efluentes. In: Dezotti, M. (Coord.) **Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos**. Rio de Janeiro: E-papers, 2008. 360 p.

CAMMAROTA M. C.; TEIXEIRA, G. A.; FERIRE, D. M. G. Enzymatic pré-hydrolysis and anaerobic degradation of wastewaters with high fat contents. **Biotechnology Letters**. v.23, p.1591-1595, 2001.

CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, 1999. 464p.

CEPEA – Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada. **Produção de fécula fica estagnada e margem diminui em 2012**. Piracicaba, 2013.

CEREDA, M. P. Caracterização dos Subprodutos da Industrialização da Mandioca. In: Cereda, M. P. (Coord.) **Manejo, uso e tratamento de subprodutos da industrialização da mandioca**. São Paulo: Fundação Cargill, 2001 (Culturas de Tuberosas Amiláceas Latino Americanas, 4V, Cap. 01, p. 13-37).

CEREDA, M. P.; CHUZEL, G. C.; VILPOUX, O.; et al. Produção de polvilho azedo. In: Lima, U. A. (Coord.) **Biologia Industrial** – Processos fermentativos e enzimáticos. São Paulo: Blucher, 2001.

CETESB – Companhia de Tecnologia Ambiental do Estado de São Paulo. **Variáveis de qualidade das águas**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/%C3%81guas-Superficiais/34-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade-das-%C3%81guas>>. Acesso em: 30 mai. 2013.

CHACÓN, A. Perspectivas actuales de la proteína unicelular (SCP) em la agricultura y la indústria. **Rev. Agronomía Mesoamericana**, v. 15, n. 001, p. 93 – 106, 2004.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, Reatores anaeróbios**. 2. Ed. Belo Horizonte: Departamento de engenharia sanitária e ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1997. 246p.

COLIN, X.; FARINET, J. L.; ROJAS, O.; ALAZARD, D. Anaerobic treatment of cassava starch extraction wastewater using a horizontal flow filter with bamboo as support. **Bioresource technology**. Colombia, v. 98, p. 1602-1607, set. 2006.

DE PÁDUA, V.L; FERREIRA, A. C. S. Qualidade da água para consumo humano. In: HELLER, L., DE PÁDUA, V.L (Org.). **Abastecimento de água para consumo humano**. Editora UFMG, 2006.

DEZOTTI, M. Parâmetros para caracterização de efluentes – Qualidade das águas de despejo. In: Dezotti, M. (Coord.) **Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos**. Rio de Janeiro: E-papers, 2008. 360 p.

FEIDEN, A. **Tratamento de águas residuárias de indústria de fécula de mandioca através de biodigestor anaeróbico com separação de fases em escala piloto**. 2001. 80 f. Tese (Doutorado em Agronomia) Universidade Estadual Paulista – UNESP, Botucatu-SP, 2001.

FERNANDES JUNIOR, A.; TAKAHASHI, M. Tratamento da manipueira por processos biológicos – aeróbio e anaeróbio. In: CEREDA et al., **Industrialização da mandioca**. São Paulo: Ed. Paulicéia, 1994. 174p.

FIORETTO, R. A. Tratamentos Físicos e Biológicos da Manipueira. In: CEREDA, M. P. (Coord.) **Manejo, uso e tratamento de subprodutos da industrialização da mandioca**. São Paulo: Fundação Cargill, 2001 (Culturas de Tuberosas Amiláceas Latino Americanas, V 4, Cap. 10, p. 138-160).

GALAN WONG, L. J. **Obtención de proteína unicelular de *Saccharomyces exiguus* crecida en etanol como principal fuente de carbono y energia**. f.51. Dissertação (Mestrado em Ciências). Universidad Autónoma de Nuevo León, Monterrey, 1981. Disponível em: <<http://eprints.uanl.mx/2909/1/1080074536.PDF>>. Acesso em: 20 jul. 2013.

GAO, W. J. J. et al. Influence of elevated pH shocks on the performance of a submerged anaerobic membrane bioreactor. **Process Biochemistry**, Oxford, v. 45, n. 8, p. 1279-1287, 2010.

HENN, A. **Avaliação de dois sistemas de manejo de dejetos em uma pequena propriedade produtora de suínos – condição de partida**. 2005. 157 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

INOUE, K. R. A. **Produção de biogás, caracterização e aproveitamento agrícola do biofertilizante obtido na digestão da manipueira**. 2008. 92 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, 2008.

INSTITUTO ADOLFO LUTZ (São Paulo). **Métodos físico-químicos para análise de alimentos** / coordenadores Odair Zenebon, Neus Sadocco Pascuet e Paulo Tiglea -- São Paulo: Instituto Adolfo Lutz, p. 1020, versão eletrônica. 2008.

JIN, B. et al. Production of fungal protein and glucoamylase by *Rhizopus oligosporus* from starch processing wastewater. **Process Biochemistry**, v.34, p.59-65, 1999.

JIN, B. et al. A comprehensive pilot plant system for fungal biomass protein production and wastewater reclamation. **Advances in Environmental Research**, v.6, p.179-189, 2002.

KUCZMAN, O. **Tratamento anaeróbio de efluentes de fecularia em reator horizontal de uma fase**. 2007. 70 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2007.

LABIOGAS – Laboratório de Biogás do Parque Tecnológico de Itaipu - PTI. Disponível em: <<http://www.cierbiogas.org/labiogas/index.php/br/>>. Acesso em: 20 jul. 2013.

LANSING, S.; BOTERO, R. B.; MARTIN, J. F. Waste treatment and biogas quality in small-scale agricultural digesters. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 99, n. 13, p. 5881-5890, July 2008.

LEÓN, I. A. A. **Estudo do cultivo de *Spirulina platensis* por processo contínuo com uréia como fonte de nitrogênio**. 2010. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Bioquímica Farmacêutica). Faculdade de Ciências Farmacêuticas. Universidade de São Paulo (USP), São Paulo – SP, 2010

LUNA, M. L. D. de; LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; et al. Tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos com baixa concentração de sólidos. **Eng. Agríc.** [online]. 2009, vol.29, n.1, pp. 113-121.

LUPATINI, K. N. **Proteína microbiana em biomassa residual de reatores anaeróbios para produção de hidrogênio a partir de resíduo líquido de fecularia**. 2013. 25 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Tecnologia em Biocombustíveis) – Universidade Federal do Paraná, Palotina, 2013.

NISHIMURA, R. **Análise De Balanço Energético De Sistema De Produção De Biogás Em Granja De Suínos: Implementação De Aplicativo Computacional**. f.84. Dissertação (Mestrado em Engenharia Elétrica). Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, 2009.

NUVOLARI, A. As diversas opções de tratamento do esgoto sanitário. In: NUVOLARI, A. (coord.). **Esgoto Sanitário: Coleta, Transporte, Tratamento e Reúso Agrícola**. São Paulo: Edgard Blucher, 2003. 520 p. Capítulo 9.

PAGANINI, C.; GUERRA, K. S. M.; BRAZ, M. V.; BARANA, A. C. Avaliação de um reator anaeróbio tipo filtro biológico de fluxo ascendente para tratamento de manipueira – parte II. In: SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6, 2002, Vitória. **Anais...** Vitória, ABES, 2002. p. 6.

PATINO, M. T. O. Viabilidade econômica do aproveitamento de biogás a partir da digestão anaeróbia da manipueira. In: Cereda, M. P. (Coord.) **Manejo, uso e tratamento de subprodutos da industrialização da mandioca**. São Paulo: Fundação Cargill, 2001 (Culturas de Tuberosas Amiláceas Latino Americanas, 4V, Cap. 10, p. 202-210).

PELIZER, L. H.; SASSANO, C. E.; CARVALHO, J.C.M.; SATO, S.; GIOIELLI, L.A.; MORAES, I.O. Padronização do método de secagem da biomassa de *Spirulina platensis*. **Farmácia e Química**, v. 32, n. 1, p. 37-40, 1999.

PIEROTTI, S. M. **Avaliação da partida de reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), em escala real, sob condições hidráulicas desfavoráveis**. 2007. 141 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, 2007.

PLEVIN, R.; DONNELLY, D. Converting waste to energy and profit: Tapioca starch power in Thailand. **Renewable Energy World**, v. set/out, p. 74-81, 2004.

PONTELLO, J. C. **Efeito da cobertura plástica no desempenho de uma lagoa anaeróbia tratando efluente industrial de fécula de mandioca**, 2005. 69 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2005.

RIBAS, M. M. F.; BARANA, A. C. Start-up adjustment of a plug-flow digester for cassava wastewater (manipueira) treatment. **Science Agrícola**, Botucatu, v. 60, n. 2, p. 223-229, abr/jun 2003.

RICARDO, C. M. **Avaliação econômica de biodigestor de fluxo tubular, com sistema de recirculação, no tratamento de dejetos de suínos**. 2012.72 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Lavras, 2012.

SILVA, F. F. et al.. Desdobramento do amido em glicose para identificar água residuária de indústria de mandioca no perfil do solo. **Acta Scientiarum Agronomy**. Maringá, v 27, n. 3, p. 507-511, 2005.

SILVA, G. B. M. S. S., DUTRA, E. D., MENEZES, R. S. C., et al. Qualidade de biogás oriundo da biodigestão anaeróbia de esterco de animais no semiárido. **X Jornada de ensino, pesquisa e extensão** – JEPEX – UFRPE. Recife. 2010.

SUHET, M. I.; FIOREZE, R. Produção de proteína unicelular a partir do resíduo da industrialização do abacaxi utilizando fermentação em estado semissólido. **Rev. Brasileira de Tecnologia Agroindustrial**, v. 05, n. 02, p. 584 – 592, 2011.

TORRES, D. G. B. **Meios suporte no tratamento anaeróbio da manipueira**. 2009. 68 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2009.

VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: UFPB, 1994. 232p.

VILLAS BÔAS, S. G.; ESPOSITO, E. Bioconversão do bagaço de maçã: enriquecimento nutricional utilizando fungos para produção de um alimento alternativo de alto valor agregado **Biociência, Ciência & Desenvolvimento**, v.14, p.38-42, 2000.

VITERBO JÚNIOR, E. **Sistema integrado de gestão ambiental: como implementar um sistema de gestão que atenda à norma ISO 14001, a partir de um sistema baseado na norma ISO 9000**. São Paulo: Aquariana, 1998.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed.vol 1. Belo Horizonte: UFMG, 2005. 452 p.

WOSIACKI, G.; CEREDA, M. P. Valorização dos resíduos do processamento da mandioca. **Ciências Exatas e da Terra, Ciências Agrárias e Engenharias**, 8 (1): 27-43, 2002.