UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JULIO DE MESQUITA FILHO"
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS E CIÊNCIAS EXATAS

Trabalho de Formatura

Curso de Graduação em ENGENHARIA AMBIENTAL

AVALIAÇÃO DA AUTO-SUFUCIÊNCIA ENERGÉTICA DE REATORES ANAERÓBIOS NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO E ÁGUA CINZA

Júlia Inforzato Guermandi

Rio Claro (SP)

2011

Campus de Rio Claro

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Instituto de Geociências e Ciências Exatas
Curso de Graduação em Engenharia Ambiental

JÚLIA INFORZATO GUERMANDI

AVALIAÇÃO DA AUTO-SUFICIÊNCIA ENERGÉTICA DE REATORES ANAERÓBIOS NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO E ÁGUA CINZA

Trabalho de Formatura apresentado ao Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Campus de Rio Claro (SP), da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, para obtenção do grau de Engenheiro Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Loureiro Garcia

Rio Claro (SP)
2011

628.092 Guermandi, Júlia Inforzato
G932a Avaliação da auto-suficiência energética de reatores anaeróbios no tratamento de esgoto sanitário e água cinza / Júlia Inforzato Guermandi. - Rio Claro : [s.n.], 2011
52 f. : il., figs., gráfs., tabs., fots.

Trabalho de conclusão de curso (bacharelado - Engenharia Ambiental) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas
Orientador: Marcelo Loureiro Garcia

1. Engenharia ambiental. 2. Balanço energético 3. Digestão anaeróbia. 4. Produção de metano. I. Título.

Ficha Catalográfica elaborada pela STATI - Biblioteca da UNESP
Campus de Rio Claro/SP

Campus de Rio Claro

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Instituto de Geociências e Ciências Exatas
Curso de Graduação em Engenharia Ambiental

JÚLIA INFORZATO GUERMANDI

AVALIAÇÃO DA AUTO-SUFUCIÊNCIA ENERGÉTICA DE REATORES ANAERÓBIOS NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO E ÁGUA CINZA

Trabalho de Formatura apresentado ao Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Campus de Rio Claro (SP), da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, para obtenção do grau de Engenheiro Ambiental.

Comissão Examinadora
Prof. Dr. Marcelo Loureiro Garcia
UNESP/IGCE/DMP
Prof. Dr. Fabiano Tomazini da Conceição
UNESP/IGCE/DEPLAN
Engenheiro Ambiental Lucas Tadeu Fuess
UNESP/IGCE/PPG - Geociências

Rio Claro, 25 de novembro de 2010.

_____ assinatura do(a) aluno(a)

_____ assinatura do(a) orientador(a)

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais e irmãos por todo apoio e confiança.

Ao Marcelo, por ter me auxiliado no decorrer de todo este trabalho, se mostrando sempre disposto e muito paciente com minhas falhas.

Ao pessoal da Foz do Brasil pela disposição dos dados e por toda a cooperação no trabalho.

Ao Lucas Fuess pela ajuda e ao Vinícius pelo "help".

A FAPESP pelo financiamento do projeto.

Aos amigos conquistei durante todo esse período aqui em Rio Claro e que tornaram minha vivência muito mais agradável.

As pessoas que já moraram comigo, levaram um pouquinho de mim e deixaram um pouco delas.

Aos meus amigos pirajuienses por todas as alegrias, festas, risadas, viagens, idas e vindas, estadias e muitos anos de convívio.

Aos professores, por todo conhecimento que hoje possuo.

A todos que aguentaram minhas crises, desabafos, telefonemas, impaciências, imperfeições e teimosia e se mostraram sempre dispostos a me ouvir e aconselhar.

As pessoas boas pessoas que encontrei, por me ensinaram grandes coisas, e as não tão boas, por me ensinarem a ser uma pessoa mais paciente.

RESUMO

A digestão anaeróbia em sistemas de tratamento de esgoto tem uma grande abrangência no Brasil sendo que sua utilização apresenta-se como um meio para se tratar efluentes e reduzir o impacto ambiental sobre corpos hídricos. Soma-se a isso a contribuição da produção do gás metano que pode ser utilizado para fins energéticos empregando o mesmo para reduzir ou anular os gastos do funcionamento do sistema. O presente trabalho tem por finalidade avaliar a aplicação de sistemas anaeróbios no tratamento de esgotos sanitários do ponto de vista energético. A análise foi realizada considerando-se sistemas de tratamento anaeróbios em escalas de bancada (literatura) e plena (ETE Jardim das Flores, Rio Claro, SP). Três tipos de sistemas aplicados ao tratamento de água cinza, sendo dois deles anaeróbios e o terceiro composto por um sistema combinado de reatores anaeróbio e aeróbio, foram comparados considerando-se os reatores em escala de bancada. O potencial de conversão de água cinza a metano (em relação ao máximo teórico) foi calculado levando-se em consideração uma remoção de 100% (em g DQO/dia), a porcentagem de remoção de DQO fornecida pela bibliografia consultada e a presença (influência) dos íons surfactantes. Para essas três hipóteses, respectivamente, foram obtidas eficiências de 16,9%, 43,6% e 51,3% no reator UASB7, 25,6%, 50,3% e 59,2% no reator UASB12 e 30,6%, 61,2% e 71,9% no reator UASB7/SBR6. O potencial energético foi de $4{,}66 \times 10^{-4}$, $7{,}77 \times 10^{-4}$ e $5{,}12 \times 10^{-4}$ kWh/L para os reatores UASB7, UASB12 e UASB7/SBR6, respectivamente. Os gastos energéticos foram referentes ao sistema de bombeamento, aeração (para o sistema combinado) e controlador de temperatura. O uso do último foi descartado devido ao alto consumo energético e a não necessidade de uso do mesmo em regiões de clima tropical, como é o caso do Brasil. Todos os cálculos referentes ao balanço energético em cada tipo de reator apresentaram-se desfavoráveis para a água cinza, com valores de -0,16, -0,28 e -0,18 kWh/L para os reatores UASB7, UASB12 e UASB7/SRB6, respectivamente. Em escala plena, a produção média de energia para os meses de janeiro a outubro foi de 183.148,513 kWh/mês (0,0013749 kWh/L) para uma remoção de DBO de 100% e de 167.679,087 kWh/mês para os mesmos meses e para a porcentagem de remoção de DBO fornecida. Diferentemente dos casos em escala de bancada, valores favoráveis foram obtidos para o balanço energético da ETE Jardim das Flores (Rio Claro, SP), indicando um alto potencial de recuperação de energia a partir do tratamento de esgoto sanitário. Constatou-se que, a partir da comparação do consumo em kWh/L dos reatores em escala plena (0,00062 kWh/L) e em escala de bancada (0,161, 0,283 e 0,176 kWh/L para UASB7, UASB12 e UASB7/SBR6), o último se mostrou cerca de mil vezes menor devido a relação não linear entre consumo de energia e quantidade de água tratada.

Palavras-chave: água cinza; digestão anaeróbia; reatores anaeróbios; produção de metano; balanço energético.

ABSTRACT

The anaerobic treatment of sewage is widely employed in Brazil and it is an appreciated way for the treatment of effluents, helping to reduce the environmental impact in rivers. The methane gas obtained from the process can be applied to improve the energetic efficiency of the system, reducing the amount of waste and the cost of the treatment process. This work presents the net energy balance of anaerobic reactors applied to the treatment of sewage. The analysis was performed considering full-scale and laboratory-scale treatment systems. In laboratory scale, the results from three kinds of systems were compared regarding the biological treatment of greywater. Two of them (UASB7 and UASB12) were anaerobic and the other one was a combined anaerobic-aerobic system (UASB7/SBR6). Greywater methanization (compared to theoretical maximum) was calculated considering 100% removal (g BOD/day), the literature percentage removal and the anionic surfactant presence in the effluentt. For each of these three cases, the efficiencies were, respectively, 16.9%, 43.6% and 51.3% in UASB7 reactor, 25.6%, 50.3% and 59.2% in UASB12 reactor and 30.6%, 61.2% and 71.9% in UASB7/SBR6 reactor. The energetic potential was found to be $4.66x10^{-4}$, $7.77x10^{-4}$ and $5.12x10^{-4}$ kWh/L for the UASB7, UASB12 and UASB7/SBR6 reactors, respectively. The pumping system, the aeration (in the anaerobic-aerobic system) and the temperature controlled heating system were considered to calculate the energetic consumption. However, the third one was not employed since tropical regions like Brazil do not need heating systems and also because of its high energetic consumption. The calculated net energy balance in the reactors was negative in the case of greywater, respectively -0.16, -0.28 and -0.18 kWh/L for the reactors UASB7, UASB12 and UASB7/SRB6.

In full scale (ETE Jardim das Flores - Rio Claro, SP), the average energy production from January to October was 183,148.513 kWh/month (0.0013749 kWh/L) considering 100% of BOD removal and 167,679.087 kWh/month for the same period considering the BOD removal mentioned. Compared to the laboratory scale, the full scale values for the net energy balance showed a higher potential for energy recovery in the sewage treatment. The lab-scale energy consumption was, respectively, 0.161, 0.283 and 0.176 kWh/L for UASB7, UASB12 and UASB7/SBR6, while an energy consumption value of 0,00062 kWh/L was obtained for the full-scale treatment plant. The high volume of the treated sewage in full scale demanded an energetic consumption a thousand times smaller from compared to the laboratory scale. Therefore the full-scale net energy balance was positive.

Key-words: greywater; anaerobic digestion; anaerobic reactors; methane production; energy balance.

LISTA DE FIGURAS

Página

Figura 1. Esquema dos processos ocorrentes na digestão anaeróbia (porcentagens descritas como DQO). 20

Figura 2. Oferta Interna de Eletricidade no Brasil (Hidráulica; Importação; Biomassa; Eólica; Gás Natural; Derivados do Petróleo; Nuclear; Carvão e Derivados). 23

Figura 3. Configurações de Reatores em Escala de Bancada Propostos por Leal *et al.* (2010)31

Figura 4. ETE Jardim das Flores 32

Figura 5. Produção de metano ao longo do tempo. CH_4 convertido em biogás, CH_4 convertido + CH_4 dissolvido 38

Figura 6. Vazões horárias dos meses de janeiro a outubro de 2010(- janeiro; - fevereiro; - março; - abril; - maio; - junho; - julho; - agosto; - setembro; - outubro) ... 40

Figura 7. Vazão, DBO e carga dos meses de janeiro a outubro na ETE Flores. (( ) DBO (g/L); ( ) vazão (L/dia); ( ) carga (g/dia)) 42

Figura 8. Consumo energético da ETE Jardim das Flores 43

Figura 9. Ganho Energético considerando E_1 ( ), E_2 ( ) e E_3 ( ) e consumo energético ( ) para a segunda hipótese 44

LISTA DE TABELAS

Página

Tabela 1. Principais Características Físico-Químicas dos esgotos domésticos 16
Tabela 2. Composição do esgoto nas cidades de Pedregal, Cali e Bennekom em mg/l 17
Tabela 3. Reações verificadas no processo de digestão anaeróbia da glicose 21
Tabela 4. Produção de Energia Primária 23
Tabela 5. Volumes e cargas dos reatores (Leal *et al.*, 2010) 33
Tabela 6. Produção efetiva de metano em cada reator a uma temperatura de 25^{o} C 34
Tabela 7. Eficiência e produção de metano para os reatores de Leal *et al.* (2010). 35
Tabela 8. TDH, volume e vazão em cada reator 36
Tabela 9. Balanço Energético Considerando o Uso (Hipótese 1) e a Ausência de Controlador de Temperatura (Hipótese 2). Valores em kWh/dia. 37
Tabela 10. Balanço Energético em kWh/L (de água cinza) 38
Tabela 11 Média, desvio padrão, soma, mínimo, máximo e mediana das vazões dos meses de janeiro a outubro de 2010 (L/seg.) 41
Tabela 12. Série de Nitrogênio, Fósforo Total e Substâncias Tóxico Inibidoras em mg/L 51
Tabela 13. Análises de Campo, DQO, DBO e sólidos 52

SUMÁRIO

Página

1. INTRODUÇÃO 11

2. OBJETIIVOS E ETAPAS DO TRABALHO 13

2.1. Objetivo geral 13

2.2. Etapas do trabalho 13

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 14

3.1. Esgoto doméstico 14

3.2. Água cinza 17

3.3. Digestão anaeróbia 18

3.3.1. Reatores anaeróbios 21

3.4. Situação energética e energias renováveis 22

3.4.1. Geração de energia a partir da biomassa 24

4. MATERIAL E MÉTODOS 26

4.1. Produção de metano teórica a partir da degradação de macromoléculas 26

4.2. Produção de metano experimental e obtenção de eficiências de conversão 29

4.3. Produção de energia 30

4.4. Balanço energético 30

4.5. Apresentação do trabalho de Leal *et al*. (2010) 31

4.6. Apresentação da estação de tratamento de esgoto Jardim das Flores 31

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO 33

5.1. Produção de metano experimental e eficiências de recuperação de energia 33

5.2. Balanço energético para a configuração original do tratamento 36

5.3. Estudo da produção energética dos reatores anaeróbios da ETE Jardim das Flores 40

5.4. Balanço energético ete jardim das flores 42

5.4.1. Conversão energética 44

6. CONCLUSÕES 46

7. RECOMENDAÇÕES 47

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 48

1. INTRODUÇÃO

A questão energética tem um significado expressivo no contexto da questão ambiental e do desenvolvimento sustentável e vem influenciando uma série de discussões no paradigma do desenvolvimento humano, por três principais motivos. Primeiro, uma das questões básicas para o desenvolvimento econômico é o suprimento eficiente de energia, juntamente com outros setores de infra-estrutura, tais como transporte, água e saneamento. Segundo, catástrofes ambientais e humanas possuem uma relação íntima com o suprimento de energia, oferecendo motivações e argumentos a favor do desenvolvimento sustentável. Terceiro e mais importante motivo, a equidade no acesso a energia. Para se ter uma idéia, no ano de 2000 havia uma estimativa de que cerca de 2 bilhões de pessoas não possuíam acesso a energia elétrica, o que representa cerca de um terço da população terrestre (DOS REIS *et al.*, 2005).

O uso de fontes alternativas de energia vem se mostrando como uma das opções para atender a demanda energética. Tal uso apresenta ainda uma forma de diversificar a matriz energética, diminuído assim a dependência da mesma em um só setor. Soma-se a isso o fato da crescente demanda por combustíveis fósseis que, além de gerarem os gases do efeito estufa – GEE, são a principal fonte de energia em todo o mundo e estão se esgotando (NASS *et al.*, 2007).

Dentro desse cenário, pode-se destacar o biogás, considerado uma fonte de energia renovável, produzido através da conversão biológica de substratos orgânicos tais como chorume, efluentes de alimentos e bebidas e efluentes líquidos domésticos, e constituído essencialmente por metano e dióxido de carbono.

Segundo Von Sperling (2005), os reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) constituem a principal tendência atual de tratamentos de esgotos no Brasil, como unidade única ou seguida de unidades de pós-tratamento. Esse reator, por ser anaeróbio, produz o biogás que pode ser utilizado para o abastecimento energético da própria planta do reator ou ainda para outras atividades, além de promover proteção aos corpos hídricos e a saúde humana. Em outras palavras, a utilização da digestão anaeróbia permite adequar esgotos a parâmetros de lançamento em corpos d'água, diminuindo assim o impacto sobre o mesmo. Quanto ao ponto energético, o balanço energético é influenciado pela energia gerada a partir do biogás que, conforme já mencionado, pode ser direcionada para a própria planta de tratamento.

Discussões a respeito da viabilidade de reatores anaeróbios do tipo UASB (ou reatores anaeróbios em geral) para recuperação de energia a partir do tratamento de esgotos sanitários vêm ocorrendo, uma vez que se questiona a magnitude de produção de metano desses sistemas aplicados ao tratamento de efluentes com baixa concentração orgânica, embora eficiências de remoção de DQO atinjam níveis satisfatórios. A eficiência de remoção de DQO se situa, em média, em torno de 70% (VON SPERLING, 2005). Dentro desse quadro, este trabalho propõe o estudo energético de reatores em escala de bancada e escala plena para avaliação do potencial energético de sistemas anaeróbios aplicados ao tratamento de esgotos sanitários e de água cinza.

2. OBJETIVOS E ETAPAS DO TRABALHO

2.1 Objetivo geral

Avaliar o potencial e o balanço energético de reatores anaeróbios aplicados ao tratamento de efluentes de baixa concentração orgânica (água cinza e esgoto sanitário), verificando a possibilidade de auto-suficiência energética desses sistemas por meio de balanços de energia entre os requerimentos energéticos necessários para o funcionamento dos reatores e a geração de metano pela biodigestão anaeróbia.

2.2 Etapas do Trabalho

- Realizar um levantamento bibliográfico contemplando artigos de periódicos que forneçam dados de produção de metano (L) e de matéria orgânica de entrada em termos de gramas de sólidos voláteis totais (SSV), ou em gramas de Demanda Química de Oxigênio (DQO) a partir do tratamento de efluentes com baixa concentração orgânica em reatores anaeróbios;
- Analisar o balanço de energia em pesquisas já elaboradas, levando em conta a energia produzida em termos do biogás e os aspectos energéticos (requerimentos elétricos) necessários para a operação dos sistemas anaeróbios;
- Avaliar diferentes cenários para sistemas compostos por reatores anaeróbios com diferentes tempos de detenção hidráulica no intuito de favorecer o balanço energético dos mesmos aplicados ao tratamento de água cinza e;
- Realizar o balanço energético da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) Jardim das Flores do município de Rio Claro.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Foram realizadas pesquisas bibliográficas a respeito da caracterização do esgoto doméstico, da água cinza, da digestão anaeróbia e da situação energética do Brasil e energias renováveis.

3.1 Esgoto doméstico

Segundo Von Sperling (2005), o esgoto doméstico contém cerca de 99,9% de água. A porção restante engloba sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos e é justamente devido a essa fração de 0,01% (Tabela 1) que há uma necessidade de se tratar esgotos.

No que diz respeito à quantidade de esgoto sanitário, Braga *et al* (2002). informa que a mesma pode variar não somente de uma comunidade para outra, mas também dentro de uma própria comunidade em função dos hábitos e condições socioeconômicas da população, existência ou não de ligações clandestinas de águas pluviais na rede de esgoto, construção, estado de conservação e manutenção das redes de esgoto, que implicam uma maior ou menor infiltração, clima e estado de conservação de aparelhos sanitários e vazamento de torneiras.

Quando as características físicas, segundo Von Sperling (2005), os parâmetros mais relevantes são: temperatura: ligeiramente superior à de água de abastecimento e variável conforme a estação do ano, influência na atividade microbiana, solubilidade dos gases, velocidade das reações químicas e viscosidade do líquido; cor: ligeiramente cinza em esgoto fresco e escura em esgoto séptico; odor; e turbidez: gerada por uma grande variedade de sólidos em suspensão, é mais elevada em esgotos frescos ou mais concentrados.

As características químicas levam em conta, de uma forma geral, os sólidos totais, a matéria orgânica, o nitrogênio total, o fósforo, o pH, a alcalinidade, os cloretos e os óleos e graxas.

Segundo Von Sperling (2005), os sólidos totais (orgânicos e inorgânicos) podem ser: suspensos, correspondendo a fração de sólidos que ficam retidos em filtros de papéis com dimensões padronizadas de 0,45 a 2,0 μm; dissolvidos, que correspondem aos sólidos que passaram pela peneira; ou sedimentáveis que representam a fração de sólidos orgânicos e inorgânicos que sedimentam depois de uma hora. Os sólidos em suspensão e dissolvidos podem ainda ser subdivididos em fixos ou voláteis dependendo da presença ou não de compostos orgânicos.

A matéria orgânica corresponde à mistura heterogênea de diversos compostos orgânicos. Pode ser determinada indiretamente pelo teste de demanda biológica de oxigênio (DBO). Utiliza-se de testes de DBO_5, DBO $_{última}$ ou de demanda química de oxigênio (DQO) A medição direta ocorre através do carbono orgânico total (COD), sendo este mais utilizado em pesquisas mais avançadas. O consumo de oxigênio exercido pela matéria orgânica constitui-se um dos principais problemas de contaminação de corpos hídricos (VON SPERLING, 2005).

O nitrogênio total inclui nitrogênio orgânico, amônia, nitrito e nitrato, sendo um nutriente importantíssimo para o desenvolvimento de micro-organismos no tratamento biológico. As formas predominantes no esgoto são nitrogênio orgânico (forma de proteínas aminoácido e uréia) e amônia, produzida no primeiro estágio da decomposição do nitrogênio orgânico (VON SPERLING, 2005).

O fósforo é um nutriente indispensável no tratamento biológico e pode apresentar-se como fósforo orgânico (combinado a matéria orgânica) ou inorgânico (ortofosfato e polifosfato) (VON SPERLING, 2005).

Quanto aos demais parâmetros, o pH indica as características ácidas ou básicas de um esgoto, onde os processos de oxidação tendem a reduzir, a alcalinidade indica a capacidade tampão do meio, os cloretos são provenientes da água de abastecimento e dos dejetos humanos e os óleos e graxas são a fração de matéria orgânica solúvel em hexanos.

Tabela 1. Principais Características Físico-Químicas dos esgotos domésticos. Fonte (VON SPERLING, 2005).

Parâmetro	*Contribuição per capita (g/hab.dia)*
Sólidos em Suspensão	60
Sólidos Dissolvidos	120
DBO_5	50
DQO	100
$DBO_{última}$	75
Nitrogênio Orgânico	3,5
Amônia	4,5
Fósforo orgânico	0,3
Fósforo Inorgânico	0,7
Alcalinidade	30

A Tabela 1 demonstra uma constituição físico-química da contribuição per capita do esgoto doméstico. Quanto ao nitrogênio total, há também menores parcelas de nitrito e nitrato.

Por ser muito grande o número de substâncias que compõem os esgotos sanitários, utilizam-se determinações físicas, químicas e biológicas a fim de que seus valores permitam conhecer o grau de poluição para que o dimensionamento de uma ETE possa ser realizado.

Quanto à composição, esta varia consideravelmente de lugar para lugar (Tabela 2), basicamente em função de aspectos econômicos, comportamento social, tipos e número de indústrias no local, condições climáticas, tipo e condição do sistema de esgoto, consumo de água (Haskoning & Wageningen, 1994 apud Seghezzo et al, 1998).

Quanto ao consumo, baixos valores podem levar a elevadas concentrações de DQO. Em uma determinada região Jordânia a concentração é de 3650 mg/l devido ao baixo consumo de água de 85 litros por pessoa por dia (JAMRAH, 1999 apud HALALSHEH *et al.*, 2002), ou seja, tal variável deve ser analisada com cautela. No Brasil o consumo é de 200 litros por pessoa por dia, sendo que na Região Metropolitana de São Paulo, segundo Hidroplan, 1995 apud Tsutiya & Sobrinho, 1999, o valor chega a atingir 242 L/hab.dia.

Tabela 2. Composição do esgoto nas cidades de Pedregal, Cali e Bennekom em mg/l. Fonte: van Hadeel & Lettinga (1994) apud Seghezzo et al (1998).

Constituinte	*Pedregal (Brasil)*	*Cali (Colômbia)*	*Bennekom (Países Baixos)*
Sólidos Fixos	8-2	-	
Sólidos Suspensos Fixos	177	106	-
Sólidos Suspensos Voláteis	252	107	-
DBO	368	95	231
DQO	727	267	520
Nitrogênio orgânico	10	7	-
Amônia	34	17	-
Fósforo Total	11	1-3	18
Ortofosfato	8	-	14
Orgânico	3	-	4
Escherichia coli*	4.10^7	-	-
Sulfato	18	-	15
Cloreto	110	-	-
Alcalinidade	388	120	350
Cálcio	110	-	4
Magnésio	105	-	2
Tmax (^{0}C)	26	27	20
Tmin (^{0}C)	24	24	8

** Número em 100ml*

3.2 Água cinza

A água cinza é definida como água residuária doméstica sem despejo de descargas de toilets, ou seja, a água de chuveiros, banheiras, pias de cozinha, lavanderia, máquinas de lavar roupas, entre outros caracteriza a água cinza. Possui baixas concentrações de componentes orgânicos (em termos de DQO), nutrientes e patógenos, quando comparada a água preta (ERIKSSON, E. *et al*., 2001) . Estima-se que cerca de 75% do esgoto residencial é composto por água cinza (HANSEN & KJELLERUP, 1994 apud ERIKSSON, E. *et al*., 2001).

Por possuir um grau de poluição menor, esse tipo de água pode ser utilizado para o reuso, porém, faz-se necessário um pré-tratamento. Aspectos relacionados à possibilidade de danos a saúde, principalmente por micro-organismos, e riscos ambientais como acumulação de compostos orgânicos xenobióticos e metais no solo e em águas subterrâneas devem ser levados em conta (ERIKSSON, E. *et al*., 2001).

Aproximadamente 30% do consumo de águas residuárias pode ser suprido com o reuso de água cinza (KARPISCAK, FOSTER & SCHMIDT, 1990 apud ERIKSSON, E. *et al*., 2001). Em águas oriundas de máquina de lavar ou de chuva, por exemplo, as mesmas podem ser utilizadas pra fins não potáveis (SURENDRAN & WHEATLEY, 1998 apud

ERIKSSON, E. *et al.*, 2001). As utilizações da água cinza podem se dar ainda em irrigação de campus universitário, campos de atletismo, cemitérios, parques e pistas de golfe (OKUN, 1997, apud ERIKSSON, E. *et al.*, 2001). Lavar veículos e janelas, águas utilizadas em incêndios, águas de alimentação de caldeiras e produção de massa de cimentos são outros exemplos e sugestões de uso (OKUN, 1997, SANTALA *et al.*, 1998 apud ERIKSSON, E. *et al.*, 2001).

As características da água cinza dependem primeiramente da qualidade de água fornecida. Segundo, do tipo de rede de distribuição de água potável e de água cinza e terceiro das atividades desenvolvidas na residência. Os componentes presentes na água variam com o tipo de fonte, onde o estilo de vida, os costumes, as instalações e o uso de produtos químicos (ERIKSSON, E. *et al.*, 2001).

Há relatos de problemas com utilização de água cinza sem um prévio tratamento. O risco através propagação de doenças por sua utilização como lavagem ou irrigação ocorre devido à exposição a micro-organismos presentes na água. Outro agravante que pode ocorrer é a contaminação do solo, caso a água não seja tratada adequadamente, através de usos como irrigação (ERIKSSON, E. *et al.*, 2001).

Na infiltração da água através da irrigação do solo podem estar presentes concentrações de detergentes e algumas plantações podem sofrer com a alcalinidade da água. Tais componentes (orgânicos xenobióticos) são originários de produtos químicos (como sabões e detergentes, por exemplo) utilizados para cuidados pessoais e em produtos de limpeza. Os detergentes são considerados surfactantes e os sabões são sais alcalinos (ERIKSSON, E. *et al.*, 2001).

A água cinza também deve ser satisfatória em termos de qualidade técnica. Sólidos suspensos podem causar entupimento na distribuição do sistema e já foram relatados problemas com o sulfeto que causa forte odores e que, dessa forma, acaba gerando um incômodo público (JEPPENSEN, 1996 apud ERIKSSON, E. *et al.*, 2001).

Deste modo, conclui-se que enquanto se planeja a utilização da água cinza, é necessário que se estabeleçam as características apropriadas da água com os respectivos parâmetros físicos, bem como a averiguação dos compostos químicos e biológicos.

3.3 Digestão anaeróbia

Segundo Granato (2003), a digestão anaeróbia é um processo biológico no qual, em ausência de oxigênio livre, a matéria orgânica é convertida em uma mistura gasosa em virtude de atividades de populações de micro-organismos. Tal mistura, chamada de biogás, é formada

basicamente por dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e pequenas frações de hidrogênio, sulfeto de hidrogênio (H_2S) e nitrogênio. São as altas concentrações de metano que proporcionam um alto potencial para a produção de energia.

Por propiciar uma estabilização da matéria orgânica que acaba resultando em uma remoção de grande quantidade da carga poluidora do efluente, a aplicação da digestão anaeróbia é muito importante.

Pode-se comparar o processo digestivo anaeróbio a um ecossistema em que microrganismos convertem matéria orgânica complexa em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia (CHERNICHARO, 1997). Embora o processo anaeróbio seja considerado por alguns autores como tendo apenas duas fases, Chernicharo (1997) afirma que o mesmo poderia ser subdividido por quatro principais fases que são: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

Como as bactérias não conseguem assimilar matéria orgânica particulada, a fase inicial no processo de degradação anaeróbia consiste na hidrólise de substâncias particuladas complexas (polímeros) em substâncias dissolvidas de menor tamanho, que dessa forma atravessam a membrana celular das bactérias fermentativas (NUVOLARI, 2003).

Através de enzimas exógenas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas é que ocorre a conversão de substâncias particuladas em substâncias dissolvidas. O grau e a taxa em que o substrato é hidrolisado pode ser afetado, segundo Lettinga *et* al. (1996) – apud Chernicharo (1997) por: temperatura operacional do reator, tempo de residência do substrato no reator, composição do substrato, tamanho das partículas, pH do meio, concentração de NH_4^+-N e concentração de produtos da hidrólise.

Na segunda fase, acidogênese, as substâncias solúveis produzidas na hidrólise são metabolizadas nas células das bactérias fermentativas, sendo convertidas em diversos compostos mais simples, excretados pelas células. Podem ser produzidos compostos como ácidos graxos voláteis, alcoóis, ácido lático, gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio, além de novas células bacterianas. Devido aos ácidos graxos serem a principal substância produzidas pelas bactérias fermentativas, estas são chamadas de bactérias fermentativas acidogênicas (NUVOLARI, 2003).

Os subprodutos da fase acidogênica são oxidados pelas bactérias acetogênicas que são transformados em substratos adequados para a próxima fase (metanogênica). Os subprodutos mencionados são o hidrogênio, o acetato e o gás carbônico.

Chernicharo (1997), afirma que dentre os produtos metabolizados pelas bactérias acidogênicas, somente o hidrogênio e o acetato podem ser utilizados pelas bactérias

metanogênicas. Entretanto, nesse ambiente, ao menos 50% da DQO biodegradável é convertida em propionatos e butiratos, que serão posteriormente decompostos em acetato e hidrogênio através das bactérias acetogênicas.

Na etapa final do processo de degradação anaeróbia, a metanogênese, ocorre a transformação dos produtos da acetogênese em gás metano e gás carbônico, efetuado através das arquéias metanogênicas (NUVOLARI, 2003). Tais micro-organismos geralmente utilizam um número limitado de substratos, compreendendo o hidrogênio/gás carbônico, ácido acético, ácido fórmico, metanol, metilaminas e monóxido de carbono. (CHERNICHARO, 1997). A Figura 1 ilustra a fonte de todos os processos descritos.

Segundo NUVOLARI (2003), aquérias metanogênicas podem ser divididas em dois grupos principais em função da afinidade por determinado substrato e também pela magnitude da produção de metano; um grupo gera metano a partir do ácido acético – arquéias acetoclástica, e o outro gera metano a partir do hidrogênio e do gás carbônico – arquéias hidrogenotróficas.

Segundo DENNIS (2001), alguns fatores controlam a conversão da biomassa em biogás, são eles: tipo de biomassa a ser utilizada, sua concentração, temperatura, presença de metais tóxicos, pH, alcalinidade, tempo de retenção hidráulica, tempo de retenção de sólidos, relação entre biomassa e microrganismos, e taxa de carga aplicada.

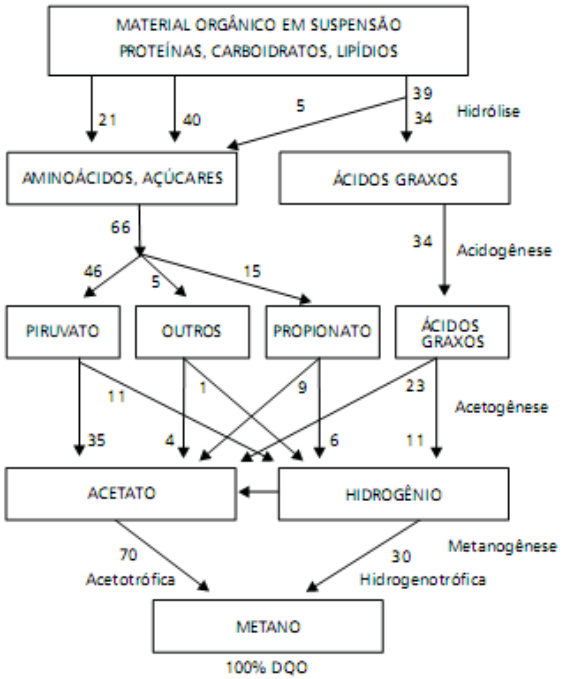

Figura 1. Esquema dos processos ocorrentes na digestão anaeróbia (porcentagens descritas como DQO). Fonte: CHERNICHARO (1997).

A Tabela 3 exemplifica algumas das reações que ocorrem nas etapas da digestão anaeróbia, iniciando-se a partir da degradação da glicose, com uma sequencia de reações de transformação da glicose em ácido acético, propiônico e butírico. Depois os mesmos são convertidos em metano na etapa final (e intermediária) da digestão anaeróbia.

Tabela 3. Reações verificadas no processo de digestão anaeróbia da glicose.

Reações	**Energia livre (MJ/kmol)**
Bactérias Fermentativas	
1. $(CH_2O)_6 \rightarrow 3CH_3CO_2^- + 3H^+$	-311
2. $(CH_2O)_6 + H_2O \rightarrow CH_3CH_2CO_2^- + H^+ + 3CO_2 + 5H_2$	-192
3. $(CH_2O)_6 \rightarrow CH_3CH_2CO_2^- + H^+ + 2CO_2 + 2H_2$	-264
4. $(CH_2O)_6 + 6H_2O \rightarrow 6CO_2 + 12H_2$	-25,9
Bactérias Acetogênicas	
5. $(CH_2O)_6 + 2H_2O \rightarrow 2CH_3CO_2^- + 2H^+ + 2CO_2 + 4H_2$	-216
6. $CH_3CH_2CO_2^- + H^+ + 2H_2O \rightarrow CH_3CO_2^- + H^+ + CO_2 + 3H_2$	+71,7
7. $CH_3CH_2CH_2CO_2^- + H^+ + 2H_2O \rightarrow 2CH_3- + 2H^+ + 2H_2$	+48,3
8. $CH_3CH_2OH + H_2O \rightarrow CH_3CO_2^- + H^+ + 2H_2$	+9,7
9. $2CO_2 + 4H_2 \rightarrow CH_3CO_2^- + H^+ + 2H_2O$	-94,9
Arqueias Metanogênicas	
10. $CH_3CO_2^- + H^+ \rightarrow CH_4 + CO_2$	-35,8
11. $CO_2 + 4H_2 \rightarrow CH_4 + 3H_20$	-131
12. $HCO_3^- + H^+ + 4H_2 \rightarrow CH_4 + 3H_2O$	-136

Condições: T=25^{0}C, pH= 7,0

Fonte: Adaptado Klass, 1984, apud Fuess, 2010

3.3.1 Reatores anaeróbios

Existem diversos tipos de reatores anaeróbios. Nesta revisão bibliográfica, os reatores UASB receberam atenção especial por serem os reatores mais aplicados ao tratamento de esgotos sanitários, bem como foi o tipo de reator avaliado neste trabalho.

Como já mencionado, os reatores UASB representam a principal tendência de tratamento no Brasil, como unidades únicas, ou seguidos de alguma forma de pós-tratamento. (VON SPERLING, 2005)

Nesse tipo de reator, a biomassa não se adere a um meio suporte especialmente incluído, ela cresce dispersa no meio. Ao crescer ela forma pequenos grânulos que correspondem à aglutinação de diversas partículas microbianas e que tendem a servir de meio suporte para outras bactérias.

É devido à alta concentração de biomassa no reator que este é denominado de reator de manta de lodo. Essa alta concentração faz com que o volume requerido para tal tipo de reator seja bastante reduzido quando se compara a outros sistemas.

O líquido, ao entrar pelo fundo, se encontra com o leito de lodo, o que gera adsorção de grande parte da matéria orgânica pela biomassa. O fluxo do líquido é ascendente e são formados gases (principalmente gás carbônico e metano) em virtude da atividade anaeróbia. A parte superior do reator apresenta uma estrutura capaz de separar e acumular o gás e de separação e retorno dos sólidos (separador trifásico). Essa estrutura retém a biomassa do sistema e impede que ela saia com o efluente (VON SPERLING, 2005).

O gás é coletado na parte superior onde pode ser retirado para o aproveitamento ou queima.

Os sólidos são sedimentados na parte superior da estrutura externa, no compartimento de sedimentação, deslizando através de suas paredes com grande inclinação até retornarem ao corpo do reator. Em virtude da elevada retenção de sólidos a idade do lodo é bastante avançada e o tempo de detenção hidráulica á bastante reduzido (de 6 a 10h). O efluente deixa o compartimento de sedimentação relativamente clarificado e a concentração de biomassa no reator se mantém alta.

O esgoto bruto é direcionado (normalmente bombeado) para o topo do reator. A estrutura de distribuição de vazão, geralmente constituída por uma ou mais caixas distribuidoras de fluxo, está localizada na parte superior da laje. Tais caixas são divididas na parte interna, a fim de que o líquido se distribua para cada um dos compartimentos internos da caixa. A partir de cada um desses compartimentos parte um tubo que descende transportando o esgoto bruto para a parte inferior do reator. No final das distribuições de tubulação do afluente, a matéria orgânica é adsorvida pela biomassa que compõe o leito e o manto de lodo. O líquido passa então através de uma pequena abertura que separa os compartimentos de reação e sedimentação. Prosseguindo o fluxo ascendente, o líquido sai pela parte superior dos decantadores. Este é então o efluente do reator UASB que segue para uma etapa pós-tratamento ou para um corpo receptor. O gás é coletado na parte central de separação de onde segue para queima, purificação e/ou utilização.

3.4 Situação energética e energias renováveis

As principais fontes de energia no Brasil são o petróleo, o gás natural, a energia elétrica, o carvão mineral, a energia eólica, o biodiesel e os produtos do processamento da cana (BRASIL, 2010).

A oferta de energia interna, ou seja, a quantidade de energia que se disponibiliza para ser transformada e/ou para consumo final (energia antes dos processos de transformação e de

distribuição), foi, segundo Brasil (2010), de 506,1 TWh com um consumo final de 426,0 TWh.

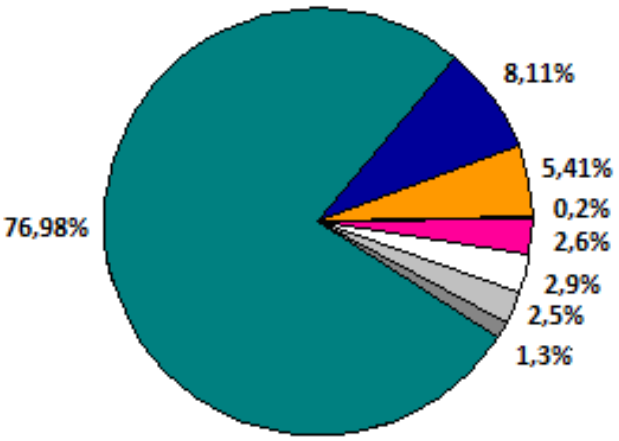

Figura 2. Oferta Interna de Eletricidade no Brasil. (Hidráulica; Importação; Biomassa; Eólica; Gás Natural; Derivados do Petróleo; Nuclear; Carvão e Derivados). Fonte: Adaptado BRASIL (2010)

Vê-se, com base na Figura 2, que a matriz de energia elétrica brasileira é predominantemente renovável. Juntamente com as importações (que também são de origem renovável), segundo BRASIL (2010), aproximadamente 85% da eletricidade do Brasil é originada de fontes renováveis.

A Tabela 4 evidencia as fontes de energia renováveis e não renováveis do ano de 2000 a 2009.

Tabela 4. Produção de Energia Primária. Fonte: BRASIL (2010)

Fontes	*2000*	*2001*	*2002*	*2003*	*2004*	*2005*	*2006*	*2007*	*2008*	*2009*
Não Renovável	52,0	53,4	55,0	53,1	52,2	52,7	52,6	51,5	51,6	53,2
Petróleo	41,6	42,7	43,1	42,1	40,3	42,0	42,1	40,7	39,7	41,9
Gás Natural	8,6	8,9	8,8	8,5	8,9	8,8	8,3	8,1	9,0	8,7
Carvão Vapor	1,7	1,4	1,1	1,0	1,1	1,2	1,0	1,0	1,1	0,9
Carvão Metalúrgico	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0
Urânio (U30B)	0,1	0,4	1,9	1,5	1,9	0,7	1,1	1,6	1,7	1,7
Renovável	48,0	46,6	45,0	46,9	47,8	47,3	47,4	48,5	48,4	46,8
Energia Hidráulica	17,1	14,7	14,1	14,3	14,5	14,5	14,2	14,4	13,4	13,9
Lenha	15,0	14,3	13,6	14,1	14,8	14,2	13,5	12,8	12,4	10,2
Produtos de cana	13,0	14,6	14,5	15,4	15,4	15,5	16,6	18,2	19,0	18,8
Outras renováveis	2,9	3,0	2,9	3,1	3,1	3,2	3,2	3,0	3,6	3,8
Total	**100,0**	**100,0**	**100,0**	**100,0**	**100,0**	**100,0**	**100,0**	**100,0**	**100,0**	**100,0**

Das fontes consideradas, o urânio, os produtos da cana e as "outras renováveis" foram as que tiveram um aumento considerável e o carvão a vapor, energia hidráulica e lenha apresentaram um decréscimo..

Levando-se em consideração tais setores energéticos, é necessária uma abordagem compreensiva a respeito do assunto para que os mesmos se tornem sustentáveis avaliando não somente a adoção de inovações e incrementos tecnológicos, mas também mudanças políticas e comportamentais dos consumidores. Processos e procedimentos que permitam uma avaliação integrada de energia com outras utilizações de recursos, como aqueles formadores de infra-estrutura para o desenvolvimento, principalmente com a água e saneamento, são de suma importância. Dentro desse quadro, é necessário enfatizar a utilização de fontes renováveis – de preferência local - e dos programas de eficiência energética (DOS REIS *et al.*, 2005).

O maior acesso aos serviços energéticos e uma redução dos impactos ambientais em decorrência do consumo de energia tanto escala local ou global é uma das premissas para um desenvolvimento sustentável. Sabe-se também que países fortemente dependentes de importação e exportação de energia são susceptíveis a choques externos, de forma que a redução nessa dependência seria um benefício. Desta forma, há uma íntima relação entre energia e o desenvolvimento sustentável.

Novas pesquisas e incentivos por parte do poder governamental podem fazer com que um país como o Brasil, que é reconhecido como um dos países de maior potencial para o aproveitamento de energias renováveis (SOUZA *et al.*, 2008), apresente um grande desempenho na utilização de tecnologias de utilização de energia renovável. Dessa forma, além de diversificar sua matriz energética, o país pode ser cada vez mais independente de oscilações no mercado, podendo desenvolver novas tecnologias cuja reposição pela natureza seja mais rápida que sua utilização energética ou cujo manejo possa ser efetuado de acordo com as necessidades de utilização energética – como a biomassa: cana-de-açúcar, florestas energéticas, resíduos animais, humanos e industriais.

3.4.1 Geração de energia a partir da biomassa

Do ponto de vista energético, biomassa é todo recurso renovável oriundo de matéria orgânica (de origem vegetal ou animal) que pode ser utilizada na produção de energia. É uma forma indireta de energia solar, uma vez que ocorre uma conversão desta para energia química através da fotossíntese. (ANEEL, 2002).

Pode ser derivada do cultivo de culturas dedicadas à produção energética, das florestas e outros resíduos vegetais e de resíduos como lodos de indústrias orgânicas e resíduos domésticos urbanos. (MCKENDRY, 2001).

A vocação do Brasil, um país tropical, com áreas praticamente sem desertos, para a geração da energia a partir da biomassa é inquestionável. Nos estados do Maranhão, Piauí e Ceará tem-se a casca do babaçu; cascas de arroz e café nas grandes regiões produtoras; carvão vegetal para uso industrial em regiões relativamente distantes; e a turfa, formada a partir da decomposição de resíduos vegetais (NEIVA, 1983)

Recentemente tem-se intensificado inovações na forma utilizar a biomassa para geração de energia. Na área de resíduos, por exemplo, estão se iniciando pesquisas a respeito da geração de energia elétrica a partir dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários (DOS REIS *et al*, 2005). Pesquisas a respeito da produção de metano em resíduos de suinocultura, cervejaria, vinhaça, bem como uma série de outros tipos de resíduos também vem se fazendo notar.

Será discutido sobre a utilização da energia oriunda da biomassa por meio dos reatores anaeróbios tratando esgoto sanitário e água cinza. Na digestão anaeróbia ocorre, como já mostrado anteriormente, a conversão da matéria orgânica em um gás, denominado biogás, uma mistura de metano e dióxido de carbono com pequenas quantias de gases como sulfeto de hidrogênio (EU, 1999 apud MCKENDRY, 2001).

4. MATERIAL E MÉTODOS

A seguinte sessão aborda a metodologia usada na análise energética realizada neste trabalho baseada em dados teóricos e experimentais de Leal *et al*. (2010) e dados fornecidos pela empresa Foz do Brasil. Os dados teóricos foram desenvolvidos neste trabalho. Os dados experimentais foram obtidos do artigo científico de Leal *et al*. (2010), cujos valores foram utilizados para verificação da quantidade produzida de metano a partir do tratamento anaeróbio de efluentes e para avaliação de eficiência do processo anaeróbio no que se refere ao grau de recuperação de energia. O estudo de caso foi posteriormente aplicado a um cenário real.

4.1 Produção de metano teórica a partir da degradação de macromoléculas

A produção teórica e efetiva de metano foi realizada de acordo com o protocolo abaixo.

i. A produção teórica de metano foi calculada inicialmente através do processo de digestão anaeróbia e levando em conta as macromoléculas constituintes do esgoto que, segundo Wall *et al.* (2008), são constituídas de 25-50% de carboidrato, 40-60% de proteína e 10% de lipídios.
ii. Como a digestão anaeróbia dos três tipos de macromoléculas resulta em um mesmo valor de rendimento teórica, 0,381 L_{CH4}/gDQO (ver apresentação abaixo), não foi necessário considerar a porcentagem de cada macromolécula. Multiplicou-se o valor da carga em gDQO/dia pelo valor de rendimento 0,381 L_{CH4}/gDQO encontrado;
iii. Obteve-se a produção diária de metano L_{CH4}/dia;

As condições normais de laboratório de temperatura e pressão (temperatura de 25^{o} C e uma pressão de 1 atm) foram utilizadas nos cálculos da produção de metano. O metano possui uma densidade igual a 0,656 g/L nessas condições. A fração de carboidrato foi representada pela glicose, a de proteína pela leucina e a de lipídeo pelo ácido láurico, a fim de uma padronização dos cálculos.

Fração de carboidratos: A reação abaixo caracteriza o processo de digestão anaeróbia em uma molécula de glicose:

$$1\ C_6H_{12}O_6 \rightarrow 3\ CO_2 + 3\ CH4 \qquad (I)$$

Levando em conta que a massa molar do metano igual a 16 g/mol e a da glicose igual 180 g/mol, foram obtidas as seguintes relações a partir de (I):

1 mol de glicose → 3 mols de metano
180 g de glicose → 48 g de metano
1 g de glicose → 0,267 g de metano

Obteve-se então a seguinte rendimento (Y) de metano:

$$Y = (0{,}267\ g_{CH_4}/g_{C_6H_{12}O_6}).(1\ L_{CH_4}/0{,}656\ g_{CH_4}) = 0{,}407\ L_{CH_4}/g_{C_6H_{12}O_6} \quad (1)$$

A partir da reação (II) dada abaixo, conseguiu-se converter o resultado obtido na equação (I) para L_{CH_4}/gDQO.

$$1\ C_6H_{12}O_6 + 6\ O_2 \rightarrow 6\ CO_2 + 6\ H_2O \quad (II)$$

Tendo em vista que 1 mol de glicose consome 6 mols de oxigênio (ou então que 180 g de glicose consomem 192 g de oxigênio) na digestão, a produção de metano obtida foi:

$$Y = (0{,}407\ L_{CH_4}/g_{C_6H_{12}O_6}).(180\ g\ C_6H_{12}O_6/\ 192\ g_{O_2}) = 0{,}381\ L_{CH_4}/g\ O_2 = 0{,}381\ L_{CH_4}/gDQO^{1} \quad (2)$$

Fração de lipídeos: A reação (III) a seguir caracteriza o processo de digestão anaeróbia aplicado a uma molécula de ácido láurico.

$$1\ C_{12}H_{24}O_2 + 5\ H_2O \rightarrow 3{,}5\ CO_2 + 8{,}5\ CH_4 \quad (III)$$

Considerando a massa molar do ácido láurico 200 g/mol, pela da reação (3) foram obtidas as seguintes relações:

1 mol de ácido láurico → 8,5 mols de metano
200 g de ácido láurico → 136 g de metano

[1] Pode-se verificar uma correspondência entre as unidades L/gO2 e L/gDQO pois no teste de DQO a quantificação da matéria orgânica é feita a partir da medição da quantidade de oxigênio que seria necessária para consumi-la, ou seja, uma medição indireta é feita. O oxigênio equivalente à matéria orgânica que pode ser oxidada é medido fazendo-se o uso de um agente oxidante forte em meio ácido[1].

1 g de ácido láurico → 0,680 g de metano

Obteve-se então a seguinte rendimento (Y) de metano:

$$Y = (0{,}680\ g_{CH_4}/g_{C_{12}H_{24}O_2}).(1\ L_{CH_4}/0{,}656\ g_{CH_4}) = 1{,}036\ L_{CH_4}/g_{C_{12}H_{24}O_2} \quad (3)$$

A partir da reação (IV) abaixo, conseguiu-se converter o resultado obtido na equação (3) em L_{CH_4}/gDQO.

$$1\ C_{12}H_{24}O_2 + 17\ O_2 \rightarrow 12\ CO_2 + 12\ H_2O \quad (IV)$$

Tendo em vista o que 1 mol de ácido láurico consome 6 mols de oxigênio (ou então que 200 g de ácido láurico consomem 544 g de oxigênio) na digestão, a produção de metano foi a seguinte:

$$Y = (1{,}036\ L_{CH_4}/g_{C_{12}H_{24}O_2}).(200\ g\ _{C_{12}H_{24}O_2}/\ 544\ g_{O_2}) = 0{,}381\ L_{CH_4}/g\ _{O_2} = 0{,}381\ L_{CH_4}/gDQO \quad (4)$$

Fração de proteínas: A reação (V) caracteriza o processo de digestão anaeróbia aplicado a uma molécula de leucina:

$$1\ C_6H_{13}NO_2 + 2{,}5\ H_2O \rightarrow 2{,}25\ CO_2 + 3{,}75\ CH_4 + 1NH_3 \quad (V)$$

Levando em conta a massa molar da leucina é 131 g/mol, a partir da reação (V) obteve-se as seguintes relações:

1 mol de leucina → 3,75 mols de metano
131 g de leucina → 60 g de metano
1 g de leucina → 0,458 g de metano

Obteve-se então o seguinte rendimento (Y) de metano:

$$Y = (0{,}458\ g_{CH_4}/g_{C_6H_{13}NO_2}).(1\ L_{CH_4}/0{,}656\ g_{CH_4}) = 0{,}698\ L_{CH_4}/g_{C_6H_{13}NO_2} \quad (5)$$

A partir da reação (VI) abaixo, conseguiu-se converter o resultado obtido na equação (5) para L_{CH_4}/gDQO.

$$1\ C_6H_{13}NO_2 + 7{,}5\ O_2 \rightarrow 6\ CO_2 + 5\ H_2O + 1\ NH_3 \qquad \text{(VI)}$$

Tendo em vista que 1 mol de leucina consome 7,5 mols de oxigênio (ou então que 131 g de leucina consomem 240 g de oxigênio) na digestão, a produção de metano obtida foi:

$$Y = (0{,}698\ L_{CH_4}/g_{C_6H_{13}NO_2}).(131\ g_{C_6H_{13}NO_2}/\ 240\ g_{O_2}) = 0{,}381\ L_{CH_4}/g_{O_2} = 0{,}381\ L_{CH_4}/gDQO \qquad (6)$$

A partir dos resultados obtidos nas equações (2), (4) e (6) conclui-se que a digestão anaeróbia dos três tipos de macromoléculas, nas mesmas condições de temperatura e pressão, acabou por resultar em um único valor para a produção de metano em termos do consumo de DQO (0,381 L_{CH_4}/gDQO). Assim, pode-se utilizar o valor obtido para calcular a produção de metano a partir da degradação da DQO como um todo, não havendo necessidade de se considerar individualmente cada grupo de macromoléculas (a não ser quando tal distinção se fizer necessária, ou seja, se apresentar em termos de sólidos ou suspensos voláteis).

4.2 Produção de metano experimental e obtenção de eficiências de conversão

Os dados obtidos da produção de metano experimental foram oriundos da bibliografia consultada. Seguiu-se o seguinte procedimento:

i. Verificou-se a produção de metano em termos de L_{CH_4}/dia que já estava fornecida no artigo em função da carga orgânica aplicada e utilizou-se da mesma para a análise;
ii. Como os dados fornecidos eram normalizados para a temperatura de 0^oC, os mesmos foram convertidos para 25^oC, considerando a condição normal de laboratório a qual representa idealmente a temperatura de um país tropical como o Brasil, de acordo com 1ª Lei de Charles e Gay-Lussac (TIPLER, 2000) onde para uma quantidade de gás constante a uma dada pressão **(**transformação isobárica**)**, o volume e a temperatura absoluta de uma amostra gasosa são grandezas diretamente proporcionais. A pressão adotada foi de 1 atm;

$$V_1 / V_2 = T_1 / T_2 \qquad \text{(VII)}$$

iii. Foi comparada a produção teórica de metano com a produção experimental; Dividiu-se a produção efetiva de metano já padronizada nas condições de 25^0C pela produção

teórica. O valor encontrado foi multiplicado por 100, o que resultou em uma eficiência em termos de porcentagem (%);

4.3 Produção de energia

Na produção de energia calcularam-se os valores com base na produção efetiva de metano, conforme o seguinte procedimento:

i. Foi pesquisado o valor do poder calorífico inferior (PCI) do metano, em termos de kJ/mol[2] e encontrou-se a vazão de cada reator;
ii. Posteriormente, converteu-se PCI para kJ/L_{CH4}, obtendo o valor de 31,89 kJ/L_{CH4}.
iii. Multiplicou-se o valor da produção efetiva de metano pelo valor do PCI, obtendo-se dessa forma uma produção efetiva de energia em termos de kJ/dia;
iv. Converteu-se o valor da produção efetiva de energia para kWh/dia. (1kWh = 3,6 MJ = 3.600 kJ).
v. Dividiu-se a produção efetiva de metano em termos de L_{CH4}/dia pela vazão afluente expressa em L/dia, obtendo-se dessa forma uma relação de $L_{CH4}/L_{H2O\ cinza}$.

4.4 Balanço energético

O balanço energético foi realizado levando-se em consideração produções experimentais (ou teóricas quando as produções experimentais não foram fornecidas) de metano de reatores anaeróbios (em escala de bancada [Leal *et al*. (2010)] ou escala plena [ETE Jardim das Flores, Rio Claro, SP]) de tratamento de esgotos sanitários, menos a parcela de consumo de energia referente ao funcionamento dos sistemas, por exemplo, operações de aeração, de controle de temperatura, de bombeamento, etc.

Os gastos com todos os aparelhos foram consultados em artigos e através do *The VWR Catalog 2006-2008*. Através da potência de cada aparelho, converteram-se os valores para kWh (1kWh = 3,6 MJ = 3.600 kJ) e para o período de um dia, obtendo assim todos os valores em kWh/dia. O consumo também foi calculado em kWh/L_{H2O} para cada reator através do valor encontrado em kWh/dia dividido pela vazão. Quanto ao gasto com aeração, admitiu-se os dados fornecidos pela bibliografia de uma aeração de esgoto municipal de 0,31 kWh/m^3 ($3{,}1.10^{-4}$ kWh/L) (LEAL, *et al.*, 2010).

[2] O poder calorífico inferior (em inglês, *lower heating value*) refere-se ao calor liberado na queima de um combustível considerando-se que a água presente no mesmo permaneça sob a forma de vapor, ou seja, não se inclui a energia que seria obtida pela condensação da água (MASTERS, 1996).

4.5 Apresentação do trabalho de Leal *et al*. (2010)

No trabalho realizado por Leal *et al.* (2010), três sistemas de tratamento biológico de água cinza foram comparados, todos com um determinado tempo de detenção hidráulica. O primeiro tipo de sistema consistia de reator de manta de lodo com volume de 5 L e um tempo de detenção hidráulica de 12 h (UASB12). O segundo consistia também em um reator anaeróbio de manta de lodo de volume de 5 L e um tempo de detenção hidráulica de 7 h (UASB7). O terceiro sistema de tratamento foi uma combinação de reator anaeróbio-aeróbio, composto seqüencialmente de um reator de manta de lodo anaeróbio e um reator em batelada (UASB7/SBR6), os quais possuíam volumes de 5 e 3,6 L e tempos de detenção hidráulica de 7 e 6 h, respectivamente (Figura 3). Os valores importantes das condições operacionais utilizados no trabalho de Leal *et al.* (2010) e respectivos dados experimentais serão introduzidos gradualmente ao longo das análises realizadas neste trabalho.

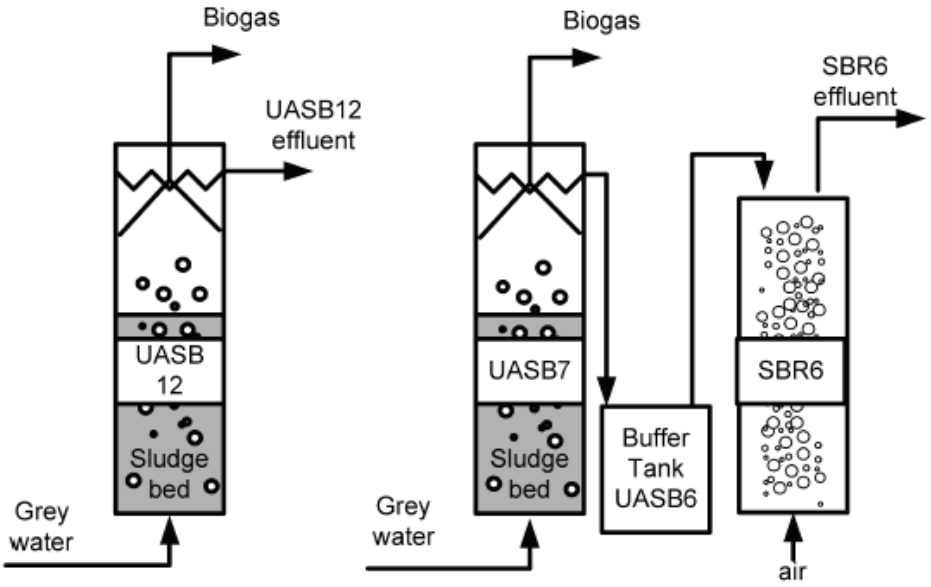

Figura 3. Configurações de Reatores em Escala de Bancada Propostos por Leal *et al*. (2010).

4.6 Apresentação da estação de tratamento de esgoto Jardim das Flores

Localizada na Rua Jacutinga SM n^0 5.246 no bairro Jardim das Flores, a ETE Jardim das Flores possui uma área de 40.000 m^2. O tratamento é realizado com reatores de lodos ativados e desinfecção final (DEPARTAMENTO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTO - DAAE, 2010). Os efluentes são lançados no Rio Corumbataí, classe II.

Figura 4. ETE Jardim das Flores. Fonte: DAAE (2010)

A partir de visitas técnicas realizadas à ETE, foi possível a obtenção de informações, dados técnicos e laboratoriais. A ETE é composta por uma caixa de areia, gradeamento, peneira estática e quatro reatores anaeróbios. Há um sistema de aeração, onde ocorre a flotação e em seguida da decantação. A Estação dispõe de um sistema para captação de metano, no entanto o mesmo não está sendo canalizado devido a problemas de infra-estrutura na tubulação. Não há tratamento terciário.

Não há o recebimento de efluentes industriais, o que faz com que não haja concentrações tão elevadas de substâncias típicas como metais e micropoluentes orgânicos. Os primeiros inibem os micro-organismos responsáveis pelo tratamento biológico do esgoto e os segundos possuem vários poluentes perigosos voláteis que podem ser transferidos para atmosfera nos tanques de aeração, equalização e decantadores de estações de tratamento e estações elevatórias. Podem prejudicar a integridade estrutural do sistema de coleta de esgotos, pois muitos compostos são corrosivos, inflamáveis e explosivos (VON SPERLING, 2005).

A CETESB realiza um monitoramento mensal na ETE, sendo os padrões do rio monitorados pela própria estação. As medições de DQO e DBO são feitas a montante e a jusante e há 8 pontos de coleta para análise diária. Dentro da ETE há um laboratório que realiza diversas análises.

A secagem de lodos é feita através de centrífugas e os mesmos são encaminhados posteriormente ao aterro ESTRE de Paulínia, não havendo compostagem. Há uma empresa contratada e responsável pelo transporte do lodo.

Os dados de monitoramento e de consumo de energia da ETE Jardim das Flores (Rio Claro, SP) foram gentilmente cedidos pela empresa Foz do Brasil, a qual é responsável pela operação da ETE.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 5 apresenta os valores para a carga orgânica volumétrica dos reatores anaeróbios utilizados em Leal *et al.* (2010).

Tabela 5. Volumes e cargas dos reatores (Leal *et al.*, 2010)

Reator:	***Carga orgânica volumétrica (kg DQO/m^3.dia)***	***Carga orgânica (gDQO/dia)***
UASB 7	2,7 ± 0,8	13,5
UASB12	1,7 ± 0,4	8,5
UASB7+SBR6	1,5 ± 0,6	7,5

Dessa forma, calculou-se o rendimento teórico de metano conforme as equações (7), (8) e (9) abaixo:

$Y_{t\ UASB7}$ = (13,5 gDQO/dia).(0,381 L_{CH4}/gDQO) = 5,143 L_{CH4}/dia (7)

$Y_{t\ UASB12}$ = (8,5 gDQO/dia).(0,381 L_{CH4}/gDQO) = 3,238 L_{CH4}/dia (8)

$Y_{t\ UASB7+SBR6}$ = (7,5 gDQO/dia).(0,381 L_{CH4}/gDQO) = 2,858 L_{CH4}/dia (9)

5.1 Produção de metano experimental e eficiências de recuperação de energia

As produções de metano foram 0,8, 0,76 e 0,8 NL/dia nos reatores UASB7, UASB12 e UASB7/SBR6, respectivamente, segundo Leal *et al.* (2010). Para o cálculo da produção efetiva de metano foram usados tais dados. Adequou-se então a quantia de metano produzido para as condições de 25^o C.

Dessa forma, calculou-se a produção efetiva de metano adequada para 25^o C, que ficou da seguinte forma:

UASB7: $V_1 = (T_1 / T_2)$ x V_2 → 0,8 $L_{CH4/}$dia = (273K /298K) x V_2

UASB12: $V_1 = (T_1 / T_2)$ x V_2 → 0,76 $L_{CH4/}$dia = (273K /298K) x V_2

UASB7+SBR: $V_1 = (T_1 / T_2)$ x V_2 → 0,8 $L_{CH4/}$dia = (273K /298K) x V_2

Tabela 6. Produção efetiva de metano em cada reator a uma temperatura de 25° C.

Reator:	***Produção Efetiva de Metano (L_{CH4}/dia)***
UASB 7	0,874
UASB12	0,830
UASB7/SBR6	0,874

A eficiência do processo em relação à produção de metano foi obtida dividindo-se a produção experimental pela produção teórica, assumindo inicialmente que a carga orgânica aplicada na entrada do sistema é integralmente removida no processo anaeróbio.

$E_{UASB7}(\%) = (Y_e/Y_t).100 = [(0{,}874\ L_{CH4}/dia)/(\ 5{,}143\ L_{CH4}/dia)].100 = 16{,}9\ \%$ (10)

$E_{UASB12}(\%) = (Y_e/Y_t).100 = [(0{,}830\ L_{CH4}/dia)/(\ 3{,}238\ L_{CH4}/dia)].100 = 25{,}6\ \%$ (11)

$E_{UASB7+SBR6}(\%) = (Y_e/Y_t).100 = [(0{,}874\ L_{CH4}/dia)/(\ 2{,}858\ L_{CH4}/dia)].100 = 30{,}6\ \%$ (12)

Os valores calculados para o rendimento de metano, a partir das eficiências obtidas nas equações 10, 11, e 12, foram 0,064, 0,097 e 0,117 L_{CH4}/gDQO para os reatores UASB7, UASB12 e UASB7/SBR6, respectivamente. Esses valores são menores do que o rendimento de metano de 0,260 L_{CH4}/gDQO a 25^{0}C, apresentado por Uemura e Harada (2000), que avaliaram a viabilidade do reator UASB no tratamento de esgoto com um tempo de detenção hidráulica de 4.7h e com uma faixa de temperatura variando de 13 a 25^0 C.

Admitiram-se três hipóteses para o cálculo de eficiências de recuperação de energia, em forma de metano. A primeira, apresentada acima, indica uma remoção de 100% da quantia (em gDQO/dia) aplicada ao sistema. A segunda considera a porcentagem de remoção de DQO obtida no experimento e a terceira considera a presença de íons surfactantes, sendo estes subtraídos da composição do afluente por serem de difícil degradação.

Os dados de remoção de DQO no experimento indicam os valores de 39±15, 51±13 e 50%[3].

Dessa forma, multiplica-se o valor da produção teórica encontrado pela porcentagem de remoção, obtendo-se os valores de 2,006, 1,651 e 1,429 L_{CH4}/dia para os reatores UASB7, UASB12 e UASB7+SBR6.

[3] O autor considera uma eficiência remoção de 50% no reator UASB7 e apresenta o valor de 89±3% no sistema combinado completo.

As novas eficiências resultam em: 43,6 , 50,3 e 61,2 % para os reatores UASB7, UASB12 e UASB7+SBR6.

Para a terceira hipótese, Leal *et al*. (2010) informa que a porcentagem de ânions surfactantes é de 15%. Considerando que esses ânions são de difícil degradação e, portanto, não contribuem para a formação de biogás (não são removidos), a produção teórica de metano é diminuída, pois apenas 85% da composição da carga de DQO aplicada será passível de remoção biológica. As eficiências de remoção de DQO podem ser também incorporadas ao cálculo, resultando em 1,705, 1,403 e 1,215L_{CH_4}/dia para os reatores UASB7, UASB12 e UASB7+SBR6.

As novas eficiências resultam em: 51,3, 59,2 e 71,9 %.

Os rendimentos de metano encontrados para os reatores UASB7, UASB12 e UASB7/SBR6 foram 0,195, 0,223, 0,274 L_{CH_4}/gDQO, respectivamente. Para esta última hipótese, i.e., levando-se em consideração as eficiências de remoção de DQO e considerando que as substâncias surfactantes não produzirão metano, os novos rendimentos apresentaram-se mais próximos a produção de 0,260 L_{CH_4}/gDQO encontrada por Uemura e Harada (2000).

Tabela 7. Eficiência e produção de metano para os reatores de Leal *et al*. (2010).

		UASB 7	***UASB 12***	***UASB7/SBR6***
Hipótese 1	Eficiência (%)	16,9	25,6	30,6
	Produção (L_{CH4}/dia)	5,143	3,238	2,858
Hipótese 2	Eficiência (%)	43,6	50,3	61,2
	Produção (L_{CH4}/dia)	2,006	1,651	1,429
Hipótese 4	Eficiência (%)	51,3	59,2	71,9
	Produção (L_{CH4}/dia)	1,705	1,403	1,215

Nos reatores UASB7 e UASB12 eram esperadas maiores eficiências, pois toda a matéria orgânica seria removida apenas pelo processo anaeróbio que compunha o sistema. No entanto, conforme se pode ver na Tabela 7, o sistema combinado UASB7/SBR6 apresentou uma maior eficiência de recuperação de energia. No melhor cenário, o mesmo apresentou uma

remoção de 71,9% e no pior de 30,6%. Já o reator UASB7 foi o que teve o pior desempenho, com uma eficiência de 51,3% no melhor cenário e uma eficiência 16,9% no pior.

5.2 Balanço energético para a configuração original do tratamento

Na análise energética foram encontrados valores de consumo e produção de energia em termos de tempo (kWh/dia) e volume de água cinza (kWh/L). A opção por unidades diferentes para um mesmo caso é decorrente da finalidade de uma melhor visão interpretativa da situação energética. A Tabela 8 apresenta os valores de tempo de detenção hidráulica (TDH), volume e vazão para os reatores estudados. Estes valores serão utilizados nos próximos cálculos.

Tabela 8. TDH, volume e vazão em cada reator

Reator	*TDH (h)*	*Volume (L)*	*Vazão (mL/min)*	*Vazão (L/h)*	*Vazão (L/dia)*
UASB7	7	5	11,9	0,714	17,136
UASB12	12,3	5	6,76	0,406	9,744
UASB7+SBR6	13,17	8,6	10,883	0,653	15,672

Todos os cálculos da vazão foram realizados segundo o TDH e o volume fornecido por Leal et al., 2010.

Para o reator UASB7 com uma produção de metano de 0,874 L_{CH4}/dia (Tabela 6), o valor correspondente de energia produzida por dia foi de 28,746 kJ/dia ($7{,}985.10^{-3}$ kWh/dia).

Considerando a vazão de 17,136 L/dia (Tabela 8) e a produção de metano, pode-se fazer a conversão de energia produzida em função do volume de água cinza aplicado, resultando em um valor de 0,051 L_{CH4}/L ($4{,}658.10^{-4}$ kWh/L).

Seguindo a mesma sistemática acima apresentada, os valores de energia produzida para os reatores UASB12 e UASB7/SRB6 foram, respectivamente, 27,299 kJ/dia ($7{,}583.10^{-3}$ kWh/dia) e 28,746 kJ/dia ($7{,}985.10^{-3}$ kWh/dia); ou equivalente a 0,085 $L_{CH4}/L_{H2O\ cinza}$ ($7{,}767.10^{-4}$ kWh/$L_{H2O\ cinza}$) e 0,056 $L_{CH4}/L_{H2O\ cinza}$ ($5{,}117.10^{-4}$ kWh/$L_{H2O\ cinza}$).

Baseado na produção de energia em função do volume de água aplicado nos reatores, o reator UASB 12 foi o que apresentou uma melhor produção energética enquanto o UASB7 apresentou o pior desempenho produtivo. O reator UASB7/SBR12 apresentou um valor intermediário, entretanto esse sistema ainda possui o gasto referente à aeração.

No que diz respeito aos gastos energéticos, de acordo com o catálogo consultado, a potência do aparelho utilizado no sistema de bombeamento é de 115 J/s (2,760 kWh/dia), com uma capacidade de taxa de fluxo de 3 a 375 mL/min. Como a vazão na Tabela 8 encontrada se

encaixa dentro dos limites fornecidos pelo tipo de bomba, utilizou-se a última para o balanço energético, não levando em consideração se o fluxo estaria próximo do valor inferior ou superior, apenas aceitando-se o intervalo de valores de fluxo fornecido pelo catálogo.

O consumo energético da bomba também foi calculado em termos de kWh/L $_{H2O\ cinza}$ para vazão de cada reator, dividindo-se o consumo de energia diário pela respectiva vazão. Os valores de consumo de energia para bombeamento foram 0,161, 0,283 e 0,176 kWh/$L_{H2O\ cinza}$ para os reatores UASB7, UASB12 e UASB7/SBR6, respectivamente.

O modelo considerado para o controlador de temperatura foi o *210 (Polyscience, Niles, I. L., EUA)*, que possui uma potência de 792 W (19,008 kWh/dia).

Segundo dados fornecidos na bibliografia consultada, o gasto com aeração para águas de esgoto residuais é de 0,31 kWh/m^3 ($3{,}1.10^{-4}$ kWh/L) e a vazão para o reator UASB7/SBR6 é de 15,672 L/dia (Tabela 8), resultando em consumo por aeração de $4{,}858.10^{-3}$ kWh/dia.

Os dados de produção e consumo de energia são apresentados na Tabela 9.

Tabela 9. Balanço Energético Considerando o Uso (Hipótese 1) e a Ausência de Controlador de Temperatura (Hipótese 2). Valores em kWh/dia.

	Reator	***Produção***	***Aeração***	***Controlador***	***Bomba***	***Total***
Hipótese1	UASB7	$7{,}985.10^{-3}$	-	-	2,76	-2,752
	UASB12	$7{,}583.10^{-3}$	-	-	2,76	-2,752
	UASB7+SBR6	$7{,}985.10^{-3}$	$4{,}858.10^{-3}$	-	2,76	-2,757
Hipótese 2	UASB7	$7{,}985.10^{-3}$	-	19,008	2,76	-21,760
	UASB12	$7{,}583.10^{-3}$	-	19,008	2,76	-21,760
	UASB7+SBR6	$7{,}985.10^{-3}$	$4{,}858.10^{-3}$	19,008	2,76	-21,765

Os reatores UASB7 e UASB12 apresentaram os menores gastos na hipótese 1 e um saldo energético de -2,752 kWh/dia. A recuperação de energia no UASB7 seria suficiente para suprir apenas 0,29% da energia requerida para o funcionamento da bomba. O maior gasto foi com o reator do sistema combinado da hipótese 2, que apresentou um saldo negativo de 21,765 kWh/dia.

Nos sistemas combinados, o gasto referente à aeração pode ser inteiramente suprido pela energia produzida no processo anaeróbio, com um saldo energético de $3{,}127.10^{-3}$ kWh/dia (sem a bomba). No entanto estes reatores foram o que apresentaram os maiores gastos uma vez que há ainda a necessidade de suprir os gastos do sistema de bombeamento.

A hipótese 1 foi considerada assumindo-se que o rendimento de metano não é alterado na ausência do controlador de temperatura. Esta hipótese é razoável para países com clima tropical, onde é possível de se manter elevadas temperaturas nos sistemas de tratamento por equilíbrio com a temperatura atmosférica. No entanto, Uemura e Harada (2000) demonstraram um decréscimo na produção de metano com a diminuição de temperatura (Figura 4).

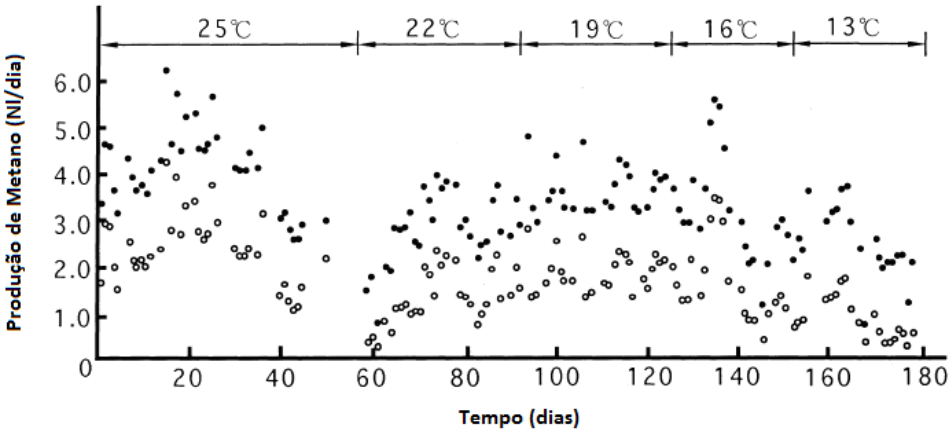

Figura 5. Produção de metano ao longo do tempo. (○) CH_4 convertido em biogás, (●) CH_4 convertido+ CH_4 dissolvido. Fonte: Adaptado Uemura e Harada (2000)

O sistema de bombeamento se faz necessário neste caso porque a análise foi realizada no reator de escala laboratorial, que necessariamente utiliza bombeamento para manutenção de uma vazão constante. Caso fosse considerada uma escala real de uma ETE, esse gasto poderia também descartado, pois o escoamento provavelmente ocorreria por gravidade.

Em termos de kWh/L (de água cinza), os valores do balanço energético são apresentados na Tabela 10.

Tabela 10. Balanço Energético em kWh/L (de água cinza).

Reator	***Produção***	***Aeração***	***Bomba***	***Total***	***Razão (produção/consumo)***
UASB7	$4{,}658.\ 10^{-4}$	-	0,161	-0,1605342	$2{,}893.10^{-3}$
UASB12	$7{,}767.\ 10^{-4}$	-	0,283	-0,2822233	$2{,}744.10^{-3}$
UASB7+SBR6	$5{,}117.\ 10^{-4}$	$0{,}31.10^{-3}$	0,176	-0,1757983	$2{,}902.10^{-3}$

Neste caso, não se considerou o controlador de temperatura uma vez que o mesmo já foi considerado inviável devido ao alto requerimento energético. Vê-se que mesmo com a remoção do controlador de temperatura, o balanço energético ainda apresenta valores negativos devido à utilização da bomba. O ganho energético também se mostra bem reduzido evidenciando que mesmo que a bomba fosse retirada, a produção de energia em um litro de água cinza produziria uma baixa quantidade de energia, sendo o maior valor de 7,767. 10^{-4} kWh/L para reator UASB12, ou seja, mesmo o maior valor se apresentaria pouco expressivo.

Tendo em vista que a hipótese do controlador de temperatura foi desconsiderada, o único gasto que se tem é aquele referente ao sistema de bombeamento e ao aerador no caso do reator UASB7/SBR6. O resultado final do balanço energético é diretamente dependente do consumo de energia por bombeamento. Neste trabalho foi utilizado um modelo de bomba, a qual estaria apta em fornecer a vazão necessária utilizada no experimento. Para se ter uma recuperação de energia de 100% (auto-suficiência de energia para bombeamento) no reator UASB 7, por exemplo, o consumo de energia da bomba não poderia ultrapassar o valor de 0,008 kWh/dia (0,33 W). O consumo da bomba utilizada neste trabalho foi 115 W. Portanto, o consumo de energia por bombeamento teria que ser 345 vezes menor.

Dentro do que foi desenvolvido, todos os dados obtidos nas análises de balanço de energia em reatores anaeróbios tipo UASB aplicados ao tratamento de água cinza em escala de bancada não têm sido satisfatórios. Outra alternativa de avaliação desses dados é através da quantificação da vazão necessária para atingir auto-suficiência energética. A potência da bomba utilizada neste trabalho é de 115 W, equivalente a 2,76 kWh/dia (Tabela 9). Utilizando-se os dados de produção de energia por litro de água cinza (kWh/L) (Tabela 10) e assumindo que a produtividade de metano não se altera, as vazões mínimas necessárias para se ter novamente a auto-suficiência de energia seriam de 5925, 3553 e 5393 L/dia (entre 2467 e 4114 mL/min) para os reatores UASB7, UASB12 e UASB7/SBR6, respectivamente. Assim, na condição de auto-suficiência energética para fins de bombeamento, a bomba teria que fornecer essas vazões com a mesma potência de 115 W. De fato, conforme o catálogo técnico de bombas da VWR international, a maioria das bombas com potência de 115W tem capacidade de fornecer entre 0 e 1000 mL/min, mas existem tipos de bombas capazes de fornecer a faixa de vazão acima indicada. Assim, a definição da relação consumo de energia pela capacidade (vazão) instalada pode determinar o balanço energético de reatores anaeróbios aplicados ao tratamento de água cinza. Se os tempos de detenção hidráulica fossem mantidos, os volumes dos reatores necessários para o tratamento de água cinza seriam de 1728, 1820 e 2959 L para os reatores UASB7, UASB12 e UASB7/SBR6, respectivamente.

5.3 Estudo da produção energética dos reatores anaeróbios da ETE Jardim das Flores

Na segunda etapa deste trabalho, realizou-se o balanço energético da Estação de Tratamento de Esgoto – ETE Jardim das Flores do município de Rio Claro. A produção energética e o balanço energético foram calculados com base nos dados fornecidos e serão apresentados gradualmente nos tópicos que se seguem.

A primeira variável a ser analisada foi a vazão da estação por ser a base para os demais cálculos. A vazão é importante na determinação de um cenário favorável na produção energética de um reator, pois ela reflete diretamente na carga orgânica aplicada do sistema. A Figura 6 apresenta as vazões horárias em L/s de um dia de cada mês considerado.

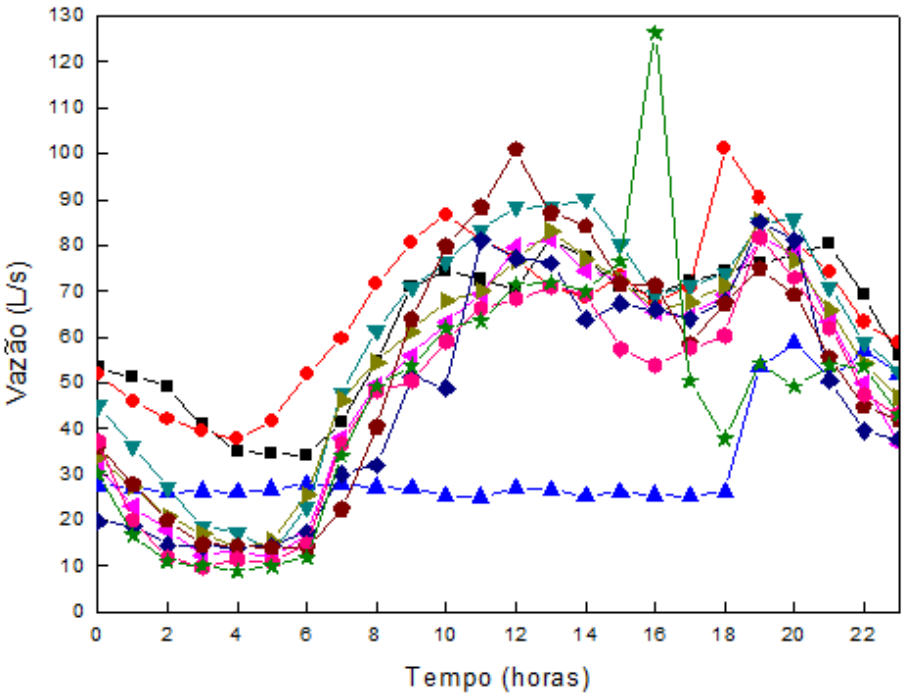

Figura 6. Vazões horárias dos meses de janeiro a outubro de 2010 (■ - janeiro; ● - fevereiro; ▲ - março; ▼ - abril; ◀ - maio; ▶ - junho; ◆ - julho; ⬟ - agosto; ⬢ - setembro; ★ - outubro).

De acordo com a Figura 6, os maiores valores de vazão ocorrem no período entre 10h e 14h e em torno das 20h. O mês de março apresentou um comportamento atípico dos demais meses, não possuindo o primeiro pico e mostrando um comportamento linear. Acredita-se que erros ou problemas na medição possam ter ocorrido, uma vez que não há uma razão aparente para tal mudança. O maior e o menor valor de vazão apresentados foram, respectivamente, 126,350 L/s (às 16h) e 8,860 L/s (às 4h) do mês de outubro.

Os cálculos estatísticos da vazão de cada mês estão expressos na Tabela 11. A média mensal e o respectivo desvio padrão foram de 51,830L/s e 9,624 L/s.

Tabela 11. Média, desvio padrão, soma, mínimo, máximo e mediana das vazões dos meses de janeiro a outubro de 2010 (L/seg.).

Mês	*Média*	*Desvio Padrão*	*Soma*	*Mínimo*	*Mediana*	*Máximo*
Jan	61,988	15,932	1487,705	34,191	70,035	81,639
Fev	66,139	17,232	1587,342	37,698	69,729	101,306
Mar	32,293	11,717	775,042	25,078	26,884	58,707
Abr	59,763	25,373	1434,308	13,213	70,025	90,062
Mai	50,865	24,683	1220,760	12,130	59,635	81,600
Jun	54,048	23,394	1297,140	14,030	63,515	85,350
Jul	47,209	25,241	1133,010	14,230	49,715	85,100
Ago	52,653	27,539	1263,670	14,080	57,035	100,900
Set	46,724	22,593	1121,380	9,770	52,010	81,700
Out	46,615	27,813	1118,760	8,860	49,810	126,350

A análise teórica de produção de metano foi realizada a partir do parâmetro de DQO, a qual idealmente é equivalente aos valores de DBO. Para evitar a superestimação da energia teórica (valores práticos de DQO são maiores que os valores de DBO), os valores de DBO foram utilizados para análise da ETE. A DBO média dos meses de janeiro, fevereiro, março, abril, maio, junho, julho, agosto, setembro e outubro foram, respectivamente 0,300, 0,320, 0,300, 0,380, 0,480, 0,290, 0,460, 0,460, 0,540, 0,420 g O_2/L. Comparando com o valor de 0,368 da cidade de Pedregal (Tabela 2), esses valores apresentaram-se em uma faixa próxima. A partir da multiplicação da vazão média de cada mês calculada na Tabela 11 pelos dados de DBO fornecidos chegou-se a carga de cada mês (Figura 7). Não foi possível a determinação da carga horária, pois alguns parâmetros de monitoramento da ETE, incluindo DBO, não são medidos nesse intervalo de tempo. A carga média foi de 1.753.864,519 g DBO/dia.

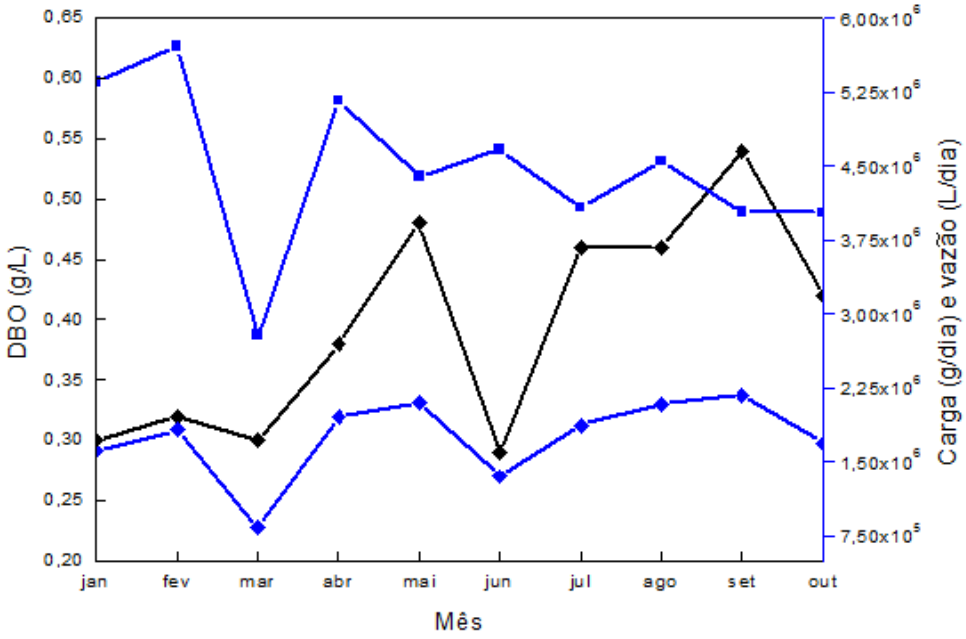

Figura 7. Vazão, DBO e carga dos meses de janeiro a outubro na ETE Flores.((—◆—) DBO (g/L); (—■—) vazão (L/dia); (—◆—) carga (g/dia)).

Assumindo-se a presença de um tanque de equalização na ETE (grande suficiente para amortecer as variações horárias), é possível realizar as análises energéticas a partir da carga média. A produção energética média foi de 6.104,95 +/- 1.426,983 kWh/dia (668222,00 L_{CH4}/dia ou 0,0014 kWh/L*)*.

A produção energética foi também realizada levando-se em consideração a carga efetivamente removida no processo, ou seja, os valores de remoção de DBO foram considerados. A eficiência de remoção de DBO na ETE apresentou valores elevados, com uma média de 91,28%. Os valores corrigidos de DBO para o período de janeiro a outubro foram: 0,286, 0,309, 0,264, 0,340, 0,452, 0,250, 0,416, 0,416, 0,490 e 0,384 g O_2/L. A produção de energia foi de 5.589,30 +/- 1.362,311 kWh/dia (611781,407 L_{CH4}/dia ou 0,0013 kWh/L*)*. Os maiores e menores valores mensais de produção de energia foram obtidos nos meses de maio e junho (desconsiderando-se março, cujo valor foi 2563,999 kWh/dia) com valores de 6914,694 e 4063,791 kWh/dia , respectivamente.

5.4 Balanço energético ETE Jardim das Flores

O consumo mensal de energia na ETE é mostrado na Figura 8. Este consumo se refere à estação inteira, desde instrumentos elétricos a iluminação e todos os outros possíveis setores

que possam gerar gastos de energia. A média de consumo de energia foi de 83.468,88 +/- 11.818,786 kWh/mês, o que equivale a 2.782,296 +/- 393,960 kWh/dia.

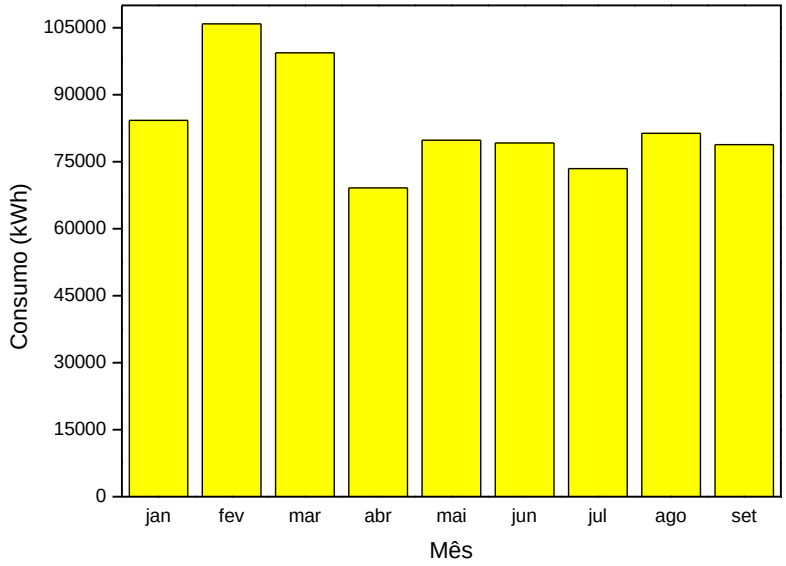

Figura 8. Consumo energético ETE Jardim das Flores

Para a produção energético de 5.589,303 kWh/dia (calculado com a porcentagem de remoção fornecida), o balanço bruto (relação produção/consumo) e o saldo líquido médios dos meses considerados foram de 207,410% e 107,410%.

O maior valor no saldo líquido foi o do mês de abril com 165,222% e o menor, (desconsiderando-se o mês de março que apresentou um valor negativo), foi o de junho, com 53,931%. Esses foram também os mesmos meses que tiveram os pontos extremos da primeira hipótese. Em ambos os casos considerados, os saldos energéticos apresentaram valores positivos na maioria dos casos.

Com o consumo de energia de 2.782,29 kWh/dia e um ganho energético de 5.589,303 kWh/dia, o balanço energético bruto foi favorável, indicando a auto-suficiência energética da ETE e a produção excedente de energia com valores de recuperação de energia de 207,410% (saldo líquido de 107,410%) Evidencia-se mais uma vez o excedente energético, chegando a valores maiores que 200% em abril, maio, julho, agosto e setembro.

O consumo médio de energia nos meses considerados foi de 0,00062 kWh/L Comparando-o com os valores da avaliação energética em reatores de escala de bancada, cujos consumos de energia com bombeamento foram de 0,161, 0,283 e 0,176 kWh/$L_{H2O\ cinza}$ para os reatores UASB7, UASB12 e UASB7/SBR6, respectivamente, e consumo com a

aeração de $3{,}1.10^{-4}$ kWh/L, verifica-se que, exceto pela aeração, o consumo de energia da ETE apresenta-se muito menor (cerca de 1000 vezes) devido a relação não linear entre consumo de energia e a quantidade de água tratada, o que torna essa variável de extrema importância na obtenção de cenários energéticos. Assim, o escalonamento de reatores anaeróbios aplicados ao tratamento de águas residuárias com suas respectivas demandas de energia são extremamente importantes para definição do cenário energético do sistema.

5.5.1 Conversão Energética

Até o momento, as análises de produção de energia foram realizadas considerando-se 100% (E_1) de eficiência de conversão do biogás a eletricidade. Porém, as tecnologias de combustão disponíveis em condições-limite de operação apresentam um rendimento máximo de 50% (E_2). Mesmo a eficiência energética típica nos motores é por volta de até 30% (E_3), sendo o restante da energia perdida para o meio ambiente sob a forma de calor (BNDES & CGEE, 2008; PECORA, 2006).

Considerando a produção de energia a partir da carga orgânica efetivamente removida (disponível) na ETE a as eficiências de conversão do biogás a eletricidade E_1, E_2 e E_3, temos o quadro que segue (Figura 9).

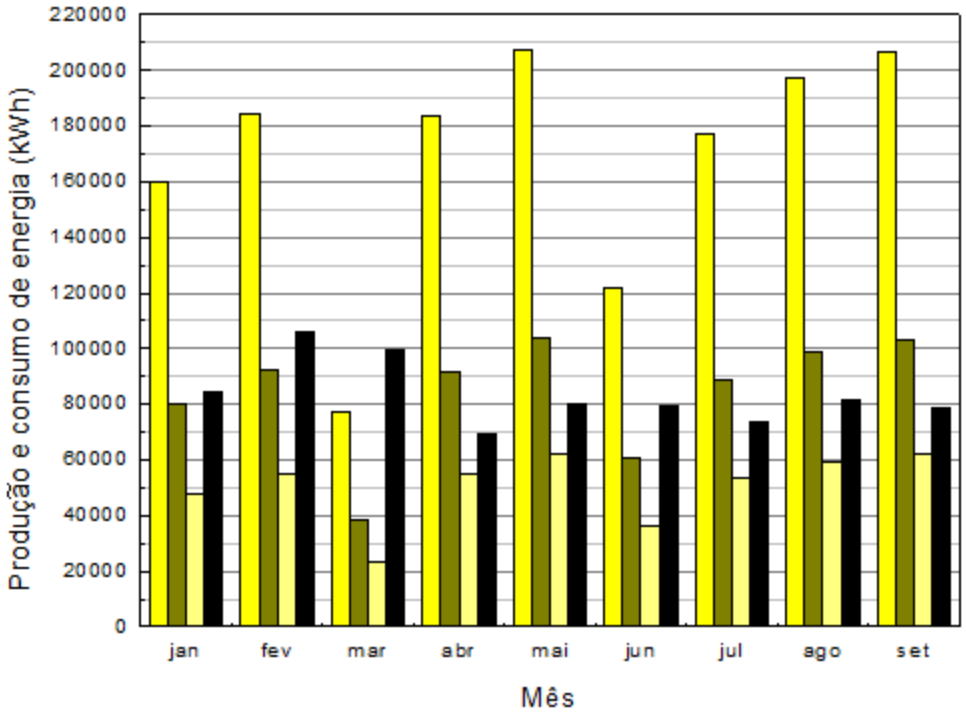

Figura 9. Produção de energia considerando a carga de DBO removida e eficiências de conversão E_1 (▭), E_2 (▭) e E_3 (▭) e consumo energético (▭).

Os valores expressivos de produção (e recuperação) de energia apresentados anteriormente obviamente sofrem reduções de 50 e 70% quando as eficiências de conversão E_2 e E_3 são consideradas, respectivamente. O valor médio mensal de produção de energia torna-se 84.182,57 +/- 21.643,678 e 50.509,54 +/- 12.986,21 KWh para as eficiências de conversão E_2 e E_3, respectivamente, e o valor do consumo médio mensal de energia continua em 83.468,89 +/- 11.818,786 KWh (= 2.782,296 KWh/dia). Assim, verifica-se que para E_2 pode-se suprir toda a demanda energética da estação (100%), com um excedente energético de 713,68 kWh. Já para E_3, embora não se possa suprir toda a demanda, uma parcela considerável do consumo energético é suprida, 60,51%.

A eficiência de conversão de energia depende da evolução de tecnologias de combustão, que por sua vez pode ser aplicada nas ETEs, gerando balanços energéticos mais favoráveis. Se, pelo menos, a auto-suficiência energética é praticada nas ETEs, isso implica em uma economia substancial para a mesma, pois os valores referentes ao consumo energético mensal são bem elevados. Além de se apresentar como uma vantagem econômica, a utilização do biogás para produção de energia nas ETEs pode ser vista como uma vantagem ambiental, pois mesmo na hipótese de não suprir todos os gastos, pode suprir uma parcela considerável deles, reduzindo assim o consumo energético. Enquadra-se dessa forma como uma energia alternativa, a qual apresenta suma importância no contexto da diversificação da matriz energética e na busca de novas condições ecologicamente corretas

6. CONCLUSÕES

A eficiência de produção de metano experimental em relação à produção máxima teórica foi encontrada para as situações de 100% de remoção de DQO**,** de remoções de DQO experimentalmente obtida no artigo analisado e de presença de íons surfactantes (não degradáveis) em conjunto com a remoção de DQO fornecida na bibliografia. Nessas condições, foram obtidas, respectivamente, eficiências de 16,9%, 43,6% e 51,3% no reator UASB7, 25,6%, 50,3% e 59,2% no reator UASB12 e 30,6%, 61,2% e 71,9% no reator UASB7/SBR6. Verifica-se que é relativamente baixa a produção de metano nas diferentes condições do total (potencial) que poderia ser alcançado em reatores anaeróbios aplicados ao tratamento de água cinza.

O balanço energético (entre consumo e produção) do reator em escala de laboratório tipo UASB (e combinado) apresentou-se desfavorável em todos os cenários considerados. Déficits diários, em kWh, foram da ordem de 2,75 e 21,76, respectivamente para as hipóteses de: i. operação dos reatores anaeróbios com controlador de temperatura e bombeamento e; ii. operação dos reatores anaeróbios somente por bombas. Nas melhores condições, a recuperação de energia não ultrapassaria 0,3%.

Esse cenário foi alterado avaliando-se a ETE Jardim das Flores (Rio Claro, SP), onde não apenas a auto-suficiência energética foi obtida, mas uma produção excedente de energia foi verificada. Mesmo assumindo que a carga orgânica disponível foi aquela baseada nas eficiências de remoção de DBO e que o metano produzido seria convertido para energia com eficiências de 50 e 30%, a produção energético mensal foi de 84.182,57e 50.509,54 KWh para essas respectivas eficiências de conversão, e o consumo energético da estação foi de 83.468,89 KWh.

A partir de todos os cálculos realizados no presente trabalho, conclui-se que a utilização de reatores anaeróbios para o tratamento de esgotos sanitários visando o aproveitamento do gás metano produzido no processo é interessante energeticamente. Isto se justifica porque o requerimento energético em escala de plena (0,00062 kWh/L) é aproximadamente mil vezes menor que o requerimento energético dos reatores em escala de bancada (0,161, 0,283 e 0,176 kWh/L para UASB7, UASB12 e UASB7/SBR6).

7. RECOMENDAÇÕES

No presente trabalho analisou-se a ETE Jardim das Flores em termos de produção energética. Embora se tenha considerado diferentes eficiências de conversão energética para a obtenção de um cenário mais próximo da realidade, levando-se em conta sempre os valores mais baixos para não haver um superdimensionamento, o fato de não haver medição de metano na estação nos levou a um quadro de análise teórico. Não foi possível realizar o cálculo da eficiência de produção de metano, como foi feito no primeiro caso.

A obtenção de cenários favoráveis, mesmo em um trabalho teórico, deve servir de estímulo para novas pesquisas na área, especialmente em Estações de Tratamento de Esgoto onde haja medição de metano. Trabalhos realizados onde há medição de metano serão mais completos e, dessa forma, possuirão um argumento ainda mais coerente para incentivar a utilização do metano oriundo de reatores anaeróbios tratando esgoto sanitário como fonte de geração de energia.

A realização de outros levantamentos de dados em ETEs e de novas avaliações podem também melhorar o embasamento da análise energética. Com outras pesquisas e com novos valores pode-se avaliar se os cenários obtidos serão próximos ou não do encontrado, de forma que se busquem explicações e argumentos, em caso de valores diferentes.

Outro fator a ser mencionado é que um estudo de análise de custo, indicando a quantia gasta pelo consumo energético na ETE e o quanto seria economizado com a implantação do trabalho proposto, é um importante ponto que pode ser considerado para análises futuras. Estudos desse tipo levariam em conta não somente a viabilidade ambiental como também a viabilidade econômica, o que tornaria o projeto ainda mais aplicável.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANEEL – AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. *Atlas de energia elétrica do Brasil.* Brasília: ANAEEL, 2002. 153 p. Disponível em: <http://www.aneel.gov.br/arquivos/PDF/livro_atlas.pdf>. Acesso em: 12 abr. 2011.

BNDES – BANCO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL; CGEE– CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICOS. *Bioetanol de cana-de-açúcar:*energia para o desenvolvimento sustentável. Rio de Janeiro, 2008. 316 p.

BRAGA, B. *et al. Introdução à Engenharia Ambiental*. São Paulo: Prentice Hall, 2002. 305 p.

BRASIL. Ministério De Minas e Energia. *Balanço Energético Nacional 2010*. Brasília, 2010. Disponível em: <https://ben.epe.gov.br>. Acesso em: 8 jan. 2011. Contabilização da oferta, transformação e consumo final de produtos energéticos no Brasil, tendo por base o ano de 2009.

CHERNICHARO, C. A. L. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores anaeróbios*. 1997. DESA-UFMG, Belo Horizonte, 379 p.

DENNIS, A.; BURKE, P. E. (2001). Dairy Waste Anaerobic Digestion Handbook: Options for Recovering Beneficial Products from Dairy Manure. Environmental Energy Company, Olympia. 16-25 p.

DEPARTAMENTO AUTÔNOMO DE ÁGUA E EGOTO. *Estação de Tratamento de Esgoto Jardim das Flores.*. Disponível em: <http://www.daaerioclaro.sp.gov.br/>Acesso em: 07 jan. 2011.

DOS REIS, L B..; FADIGAS, E. A. A.; CARVALHO, C. E. *Energia, Recursos Naturais e Prática do Desenvolvimento Sustentável.* Barueri: Ed. Manoele Ltda, 2005. 415 p.

ERIKSSON, E. *et al.* Characteristics of grey wastewater. *Urban Water*, Amsterdam, v. 4, n. 1, p. 85-1004, 2002

FUESS, L. T. *Avaliação da auto-suficiência energética em reatores anaeróbios aplicados ao tratamento de resíduos da indústria de produção do etanol*. 2010. 74 f. Trabalho de conlcusão de curso (Engenharia Ambiental) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2010

GRANATO, E.F. (2003). *Geração de energia através da biodigestão anaeróbica da vinhaça*. 2003. Dissertação de Mestrado em Engenharia Industrial, Faculdade de Engenharia. Universidade Estadual Paulista, Bauru. 124 p.

HALALSHEH, M. M. *et al.*. Characteristics and anaerobic biodegradation of sewage in Jordan. In: HALALSHEH, M. M. *Anaerobic pre-treatment of strong sewage:* a proper solution for Jordan. Wagenigen: [s.n.], 2002. p. 27-40.

HELIO INTERNATIONAL. *Sustainable Energy Watch***:** 2005/2006. Paris, 2007. Disponível em: <www.helio-international.org>. Acesso em: 16 fev. 2011

LEAL, H. L. *et al.* Comparison of three systems for biological greywater treatment, *Water*, Basel, v.2, n.2, p.155-169, 2010.

MASTERS, G.M. *Environmental Chemistry*. In*:* Masters, G.M. Introduction to environmental engineering and science. 2ª edição. Prentice Hall, 1996. Upper Saddle River (NJ), EUA. p. 45-48.

MCKENDRY, P. Energy production from biomass (part 2): conversion technologies. *Bioresource technology.*, Essex, v. 83, p. 47-54, 2002.

NASS, L.L.; PEREIRA, P.A.A. e ELLIS, D. (2007). Biofuels in Brazil: an overview. *Crop. Sci.*, 47:2228-2237.

NEIVA, J. *Fontes alternativas de energia.* 2. ed. Rio de Janeiro: Maity Comunicação e Editora Ltda, 1983. 155 p.

NUVOLARI, A. Esgoto Sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola. São Paulo: Edgar Blucher Ltda., 2003. 520 p.

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*. 2006. 152 f. Dissertação (Mestrado em Energia) – Programa Interunidades de Pós-Graduação em Energia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

SEGHEZZO, L. *et al.* A Review: The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. *Bioresource Technology*, Essex, v. 65, p. 175-190.1998.

SOUZA, H. M. *et al*. Pesquisa CEPEL – FINEP –MCT em Instituições Nacionais que Desenvolvem Trabalhos na Área de Energias Renováveis. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENRGIA, 12., 2008, Rio de Janeiro. *Anais*... Rio de Janeiro: COPPE UFRJ, 2008. p. 1443-1452

TIPLER, A.P., Física. Rio de Janeiro: LTC – Livros Técnicos e Científicos S. A., 2000. 651p.

TSUTIYA, M. T.; SOBRINHO P. S. *Coleta e transporte de esgoto sanitário*. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 1999. 548 p.

UEMURA, S.; HARADA, H. Treatment of sewage by UABS reactor under moderate to low temperature conditions. *Bioresource technology*, Essex, v. 72, p. 275-282. 2000.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 452 p.

WALL, J. D., HARWOOD, C.S., DEMAIN, A. *Bioenergy*. Washington: ASM Press, 2008. 437 p.

APÊNDICE A - Caracterização do esgoto recebido na ETE Jardim das Flores

No presente trabalho, entramos em contato com a Foz do Brasil, a qual nos atendeu prontamente e nos forneceu além dos dados necessários para a produção energética, diversos dados que permitiram uma caracterização real, e não mais teórica, do esgoto sanitário. A partir de então, elaborou-se a seguinte tabela:

Tabela 12. Série de Nitrogênio, Fósforo Total e Substâncias Tóxico Inibidoras em mg/L.

Mês	***jan***	***Fev***	***mar***	***abr***	***mai***	***jun***	***jul***	***ago***	***set***	***out***
Dia	11	8	8	13	10	14	12	9	13	12
NTK	36,25	32,5	36,25	35	45	40	46,25	51,25	48,75	47,5
NH_4-N	27,5	30,75	31	34	38,5	37	37,5	43,5	43,75	44,25
NO_3-N	3,91	4,5	1,64	4,62	4,21	4,37	6,88	5,34	5,32	0,96
NO_2-N	0,06	0,062	0,11	0,126	0,24	0,13	0,22	0,16	0,135	0,087
P total	5,7	6	10,46	7,01	8,81	6,86	8,66	9,15	8,85	4,8
Cd	<0,20	<0,20	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	36
PB	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50
Ni	<0,21	<0,21	<0,21	<0,21	<0,21	<0,21	<0,21	<0,21	<0,21	<0,21
Zn	<0,89	<0,89	<0,89	<0,89	<0,89	<0,89	<0,89	<0,89	<0,89	<0,89
Cu	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
CN^-	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Cr	<0,06	0,08	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
Cr^{+6}	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
Fenol	1,29	1,6	2,62	1,79	1,64	1,12	0,92	4,5	<0,5	<0,5
OeG	65	58	82	125	128	105	103	89	122	111
F^-	0,67	0,77	0,77	0,91	0,71	0,8	0,57	0,89	0,97	0,93
Mn-Sol	0,1	0,1	0,097	0,071	0,078	0,055	0,08	0,069	0,033	0,063

***NTK** = Nitrogênio Total Kjeldahl, **NH_4-N** = Nitrôgenio Amonical, **NO_3-N** = Nitrogênio Nitrato, **NO_2-N** = Nitrogênio Nitrito, **P total** = Fóforo Total, **Cd** = Cádmio, **Pb** = Chumbo, **Ni** = Níquel controlado pela legislação, Zn = Zinco, **Cu** = Cobre, **CN^-** = Cianeto, **Cr** = Cromo Total, **Cr^{+6}** = Cromo Hexavalente, **F^-** = Fluoreto, **OeG** = Óleos e Graxas **e Mn-Sol** = Manganês Solúvel.*

Os valores de NTK apresentaram-se na faixa de 30-50 mg/L. A média do nitrogênio amoniacal, na forma de nitrato e na forma de nitrito foi, respectivamente 36,775 +/- 5,93185 mg/L, 4,175+/-1,7372 mg/L e 0,133+/-0,06039 mg/L.

O fósforo total manteve-se na faixa de 4-11 mg/L; o fenol apresentou um valor mínimo menor que 0,5 mg/L nos meses de setembro e outubro e um máximo de 2,62 mg/L no mês de março; os óleos e graxas variaram de 58 a 128 mg/L, apresentando valores maior que

100 mg/L em abril, maio, junho, julho, setembro e outubro; o fluoreto teve uma média de 0,799+/-0,12723 mg/L e o manganês solúvel 0,0746+/-0,02141.

Os demais parâmetros de cádmio, chumbo, níquel, zinco, cobre, cianeto, cromo total e cromo hexavalente mantiveram-se constantes no período considerado.

Tabela 13. Análises de Campo, DQO, DBO e sólidos.

Mês	***jan***	***fev***	***mar***	***abr***	***mai***	***jun***	***jul***	***ago***	***set***	***out***
Dia	11	8	8	13	10	14	12	9	13	12
Condut.(uS/cm)	805	606	532	560	-	818	620	1.049	895	851
Turb. (NTU)	227	161	132	168	258	148	324	351	220	193
SSED (mL/L)	2,0	0,0	0,0	0,0	1,5	0,2	4,0	1,5	2,0	3,1
DQO (mg/L O_2)	498	540	436	420	872	502	757	676	748	626
SST (mg/L)	246	101	116	420	460	126	296	232	222	244
SSF (mg/L)	100	13	16	20	63	14	48	42	34	48
SSV (mg/L)	146	88	100	116	397	112	248	190	188	196
ST (mg/L)	619	480	667	623	700	715	786	752	651	842
SD (mg/L)	373	379	551	487	240	589	490	520	429	598
SF (mg/L)	309	236	394	344	404	471	261	316	365	283
SV (mg/L)	310	244	273	279	296	244	525	441	286	559

***Condut** = Condutividade, **Turb**=Turbidez, **SSED** = Sólidos Sedimentáveis, **DQO**=Demanda Química de Oxigênio, **SST** = Sólidos Supensos Totais, **SSF** = Sólidos suspensos fixos, **SSV** = Sólidos suspensos voláteis, **ST** = Sólidos Totais, **SD** = Sólidos Totais Dissolvidos, **SF** = Sólidos Fixos Totais e **SV** = Sólidos Voláteis Totais.*

Na condutividade o maior e o menor valor foi, respectivamente, o de 532 uS/cm no mês de março e 1.049 uS/cm em agosto. Não foi fornecido o valor referente ao mês de maio.

A turbidez apresentou uma média de 218,2+/-73,9967 NTU e os sólidos sedimentáveis ficaram na faixa de 1,43 mL/L com elevado desvio padrão de 1,40242 mL/L. Já a DQO média dói de 607,5 +/-152,50883 mg/L. Os valores médios dos sólidos suspensos totais, suspensos fixos, suspensos voláteis, totais, totais dissolvidos, fixos totais e voláteis totais foram de 246,3+/-120,9555 mg/L, 39,8+/-27,23886 mg/L, 178,1+/-92,39823 mg/L, 683,5+/-101,18547 mg/L, 465,6+/-111,73998 mg/L, 338,3+/-71,97847 mg/L, 345,7+/-117,59445 mg/L, respectivamente.