

Digestão anaeróbia para produção de energia renovável

Anaerobic digestion for the production of renewable energy

Henrique Vieira de Mendonça¹, Marcelo Henrique Otenio², Vanessa Romario de Paula³

RESUMO: Os biodigestores além de tratar os efluentes proporcionam a produção de biogás para geração de energia elétrica ou térmica. Poucos dados sobre a operação desses modelos de reatores em escala real são conhecidos. Dessa forma, neste trabalho foi avaliado um sistema integrado para separação primária de sólidos em tamisador, seguido de tratamento anaeróbio de dejetos de bovinos leiteiros em um biodigestor tipo lagoa coberta com tempo de retenção hidráulica de 32 dias e recirculação de lodo. Os sistemas foram operados em escala real por 8 meses. As produções volumétricas de biogás variaram em conformidade com as cargas orgânicas aplicadas (115 a 295 kg DQO d⁻¹), atingindo valores entre 0,030 e 0,175 m³ m⁻³ d⁻¹, com concentrações de CH₄ entre 54 e 70%. Em termos de produção mensal de biogás foram registrados valores entre 380 a 2.806 m³ mês⁻¹, equivalente a um potencial energético de 2.070 a 19.168 kWh mês⁻¹. Após o biodigestor, as remoções médias de DBO_{5,20} e DQO foram de 75,8 e 70%, respectivamente. Os valores de NH₄ aumentaram após o processo de digestão anaeróbia. Valores de pH estiveram sempre próximos à neutralidade e a alcalinidade mantida em faixas propícias à anaerobiose. Os resultados deste trabalho indicaram boa eficácia de tratamento, em termos de remoção de matéria orgânica, além de garantir a valorização energética e agrícola do efluente, refletindo na redução de custos de produção no setor pecuário com benefício da produção de energia renovável.

Palavras-chave: Biodigestor. Biogás. Bovinocultura. Reatores anaeróbios.

ABSTRACT: Besides treating effluents, biodigesters produce biogas for the generation of electrical or thermal energy. Few data on the operation of these full-scale reactor models are known. Current study evaluated an integrated system for primary separation of solids in a sieve, followed by anaerobic treatment of dairy cattle manure in a pond-type covered biodigester, at 32-day retention time and slug recirculation. Systems were operated on a full scale for 8 months. The volumetric production of biogas varied according to the applied organic loads (115 - 295 kg DQO d⁻¹), with rates between 0.030 and 0.175 m³ m⁻³ d⁻¹ and CH₄ concentrations between 54 and 70%. Rates between 380 and 2,806 m³ month⁻¹ were reported for monthly biogas production, equivalent to an energy potential between 2,070 and 19,168 kWh month⁻¹. Mean removals of BOD_{5,20} and DQO were 75.8 and 70%, respectively. NH₄ rates increased after anaerobic digestion process. Further, pH rates were always close to neutrality and alkalinity was maintained at rates favorable to anaerobiosis. Results indicated good treatment efficacy in the removal of organic matter. It also ensured energy and agricultural recovery of the effluent, shown by the reduction of production costs in the livestock sector with the benefit of renewable energy production.

Keywords: Anaerobic reactors. Bio-digester. Biogas. Livestock.

Autor correspondente:

Henrique Vieira de Mendonça: henriqueufv@gmail.com

Recebido em: 13/09/2019

Aceito em: 12/08/2020

¹ Docente permanente do Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental (PGEAAmb) da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica (RJ), Brasil.

² Pesquisador na Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Embrapa Gado de Leite, Juiz de Fora (MG), Brasil.

³ Analista de Pesquisa & Desenvolvimento da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Embrapa Gado de Leite, Juiz de Fora (MG), Brasil.

INTRODUÇÃO

A produção de leite no Brasil aumentou aproximadamente 40% nos últimos 20 anos (CAVICCHIOLI *et al.*, 2015). O país é o quarto maior produtor de leite do mundo, com produção estimada de 34,3 bilhões de litros, gerando aproximadamente 1 milhão de empregos (WORLD ATLAS, 2017).

Com o aumento da produção de leite, houve a necessidade de intensificar a pecuária intensiva, o que gerou uma concentração relevante do volume de dejetos em uma área reduzida e fora do pasto (MENDONÇA *et al.*, 2016; MENDONÇA *et al.*, 2017a). Segundo Matos (2014) o confinamento de 1.000 cabeças de bovinos pode resultar na produção de 4.200 toneladas de resíduos sólidos e 75 m³ de resíduos líquidos por dia. Mendonça *et al.* (2016) reportaram que o confinamento de 1.000 matrizes em um *free stall* teria o poder poluente equivalente a um núcleo populacional de aproximadamente 14.000 pessoas.

De acordo com a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (Brazilian National Communication to the United Nation Framework on Climate Change - UNFCCC), aproximadamente 70% das emissões de CH₄ no país são decorrentes de fermentação entérica (BRASIL, 2016). A emissão proveniente dos dejetos de bovinos é estimada em cerca de 25 T g ano⁻¹, correspondendo a 7% da emissão total mundial de CH₄ (USEPA, 2000). Os valores acima reportados são alarmantes, ficando evidente a necessidade de tratamento correto desses dejetos de forma a minimizar seu impacto ambiental sobre solos, recursos hídricos e atmosféricos (MENDONÇA *et al.*, 2016; MENDONÇA *et al.*, 2017a).

O processo de digestão anaeróbia é recomendado como tratamento biológico primário para esse tipo de resíduo (MENDONÇA *et al.*, 2017a; MENDONÇA, 2017b), que é degradado por um grupo de microrganismos específicos, com destaque para as Archaeas metanogênicas. Os processos anaeróbios são amplamente difundidos em todo o mundo no setor de tratamento de efluentes, devido às suas vantagens, que são: baixa energia requerida, fácil operação dos reatores, baixa produção de lodo, produção de biogás/biometano além da geração de biofertilizantes com reconhecida qualidade para agricultura (WANG *et al.*, 2017; OLIVEIRA *et al.*, 2018).

Os reatores anaeróbios são dimensionados para suportar cargas de até 15 kg DQO m⁻³d⁻¹ para operação em escala plena (CHERNICHARO, 2010). Estudos conduzidos na Alemanha por Wirth; Reza e Mumme (2015) registraram que o aumento das cargas orgânicas aplicadas a reatores anaeróbios confere maior eficiência na remoção de DQO, sem prejuízo à metanogênese. O mesmo efeito foi verificado por Mendonça *et al.* (2017b), operando um reator anaeróbio híbrido do tipo UASB-AF (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor - anaerobic filter*) em Portugal.

Muitas vezes, o elevado valor da relação DQO/DBO_{5,20}, que no caso dos dejetos de bovinos leiteiros pode chegar a ≈ 4 , está atrelado à relevante concentração de material fibroso contendo lignina, celulose, hemicelulose etc. A separação desse material fibroso do restante do resíduo irá conferir maior biodegradabilidade ao mesmo (MENDONÇA *et al.*, 2017a),

reduzindo os valores da relação DQO/DBO_{5,20} e possibilitando uso de sistemas biológicos na sequência do tratamento da água residuária.

Essas frações fibrosas não são biodegradáveis a um tempo de retenção hidráulica (TRH) viável para operação dos reatores anaeróbios e acabam por reduzir o volume útil de substrato apto à biogaseificação (WILKIE *et al.*, 2004). Nesse sentido, esses autores relatam a importância da separação do material fibroso do restante da pasta de dejetos que serão encaminhados para digestores anaeróbios.

Uma série de reatores anaeróbios pode ser utilizada como tratamento primário dos dejetos de bovinos, sendo os mais comuns: biodigestor tipo lagoa coberta, reatores UASB, UASB-AF e CSTR (mistura completa). A grande vantagem do uso desses reatores é a conversão da matéria orgânica em biogás/biometano que pode ser utilizado como fonte de energia térmica ou elétrica (MENDONÇA *et al.*, 2017a; MENDONÇA *et al.*, 2017b), proporcionando economia no processo de produção.

Nesse sentido, o objetivo deste trabalho foi avaliar o processo de digestão anaeróbia (em reator do tipo biodigestor de lagoa coberta) de dejetos da bovinocultura de leite, após passagem por tamisador (peneira centrífuga) para separação do material fibroso.

Nesta avaliação foram quantificadas as eficiências de remoção de demanda química de oxigênio total (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}), sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺), nitrito (NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻) e fosfato (PO₄⁻³). Também foram monitorados os parâmetros pH e alcalinidade durante toda a operação do reator. Por fim, foi realizada uma análise da geração de energia elétrica por meio do biogás para acionar todos os componentes eletro/eletrônicos da fazenda, com a instalação de um biodigestor em escala real.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido na fazenda da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), município de Coronel Pacheco (MG): coordenadas geográficas, 21° 33' 26" S; 43° 15' 24" W. O clima da área é classificado como Cwa, segundo Köppen e Geiger (1928), com temperatura média de 21,7 (± 5,4) °C e pressão atmosférica de 0,97 atm. Durante a condução do experimento o número de bovinos leiteiros confinados no *free stall* variou de 120 a 150 animais.

Realizou-se o tratamento dos dejetos em duas etapas: primeiro foi removido o material fibroso por meio de tamisador centrífugo com fendas de 3 mm. As fibras e partículas sólidas removidas do dejetos seguiam para compostagem, enquanto o efluente, livre de material fibroso, seguia até o biodigestor de lagoa coberta (segunda etapa do tratamento). O volume do biodigestor era de 540 m³, operado com TRH de 32 dias (± 6,4). O biodigestor foi revestido superficialmente por uma campânula (lona de PVC) com capacidade para armazenamento de 270 m³ de biogás. Aproximadamente 50 m³ do lodo, depositado no fundo do biodigestor, era

diariamente recirculado para sua parte superior por meio de bomba helicoidal, marca Helifer Brasil, linha WHT com 4 CV de potência. O experimento foi conduzido a temperatura ambiente, entre 15 e 38 °C, faixa que oscilou entre as condições de temperaturas psicrófilas (10 - 25 °C) e mesófilas (30 - 40 °C).

Cargas orgânicas (CO) variáveis foram aplicadas ao biodigestor, entre 24 a 97 kg $\text{DBO}_{5,20} \text{ d}^{-1}$ e 115 a 295 kg DQO d^{-1} . O acompanhamento experimental foi iniciado 9 meses após o *start up* do biodigestor para garantir o crescimento e estabilização dos microrganismos. O próprio substrato (dejeito da bovinocultura leiteira) serviu como inóculo. O biogás gerado foi conduzido em linha sob pressão contendo manômetros e medidores de vazão de biogás, até um moto-gerador de energia elétrica (modelo ER-BR, GMWM 50, 50 kVA, Brasil). A partir do moto-gerador a energia produzida foi distribuída para a fazenda (Figura 1).

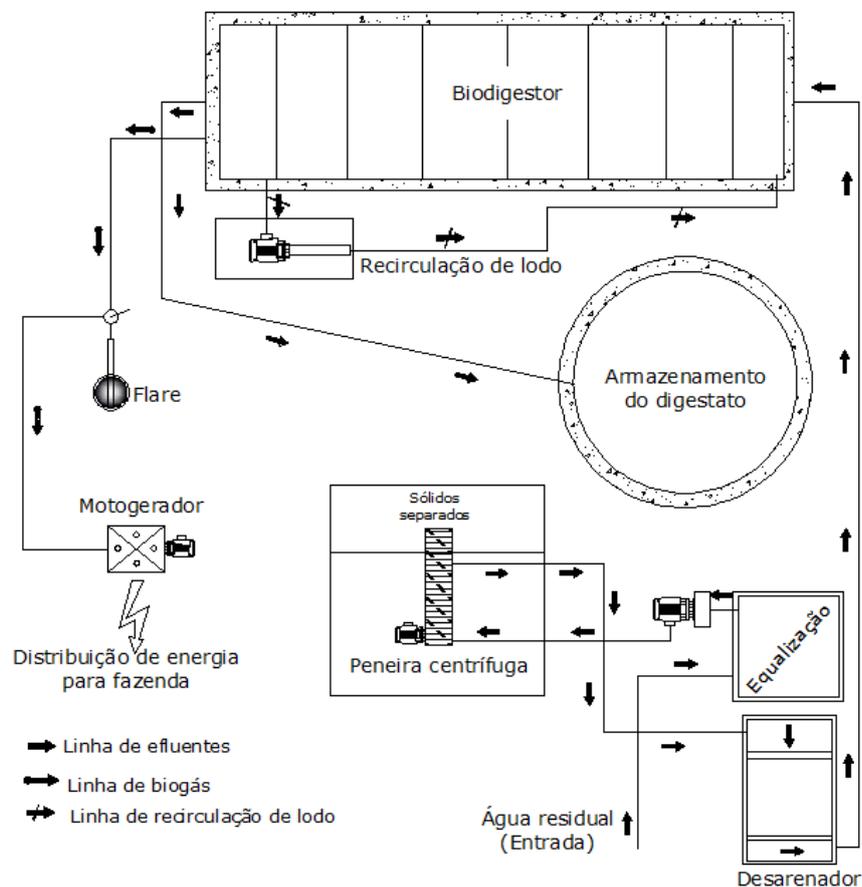


Figura 1. Fluxograma do sistema de tratamento da água residual.

As unidades experimentais em escala plena são apresentadas na Figura 2 (a, b, c).

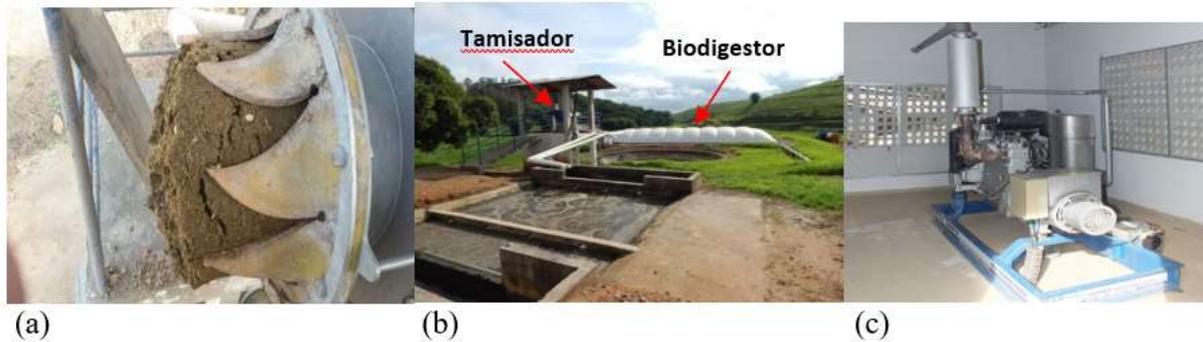


Figura 2. (a) Separação do material fibroso em tamisador. (b) Vista geral do processo de tratamento do dejetos evidenciando a posição do tamisador e biodigestor. (c) Motogerador de energia elétrica acionado com biogás.

Toda água residuária gerada e também a tratada em cada etapa experimental foi monitorada por meio de análises físico-químicas executadas de acordo com o *Standard Methods* (APHA, 2012).

O pH foi medido em campo (medidor digital de pH Starter, modelo 2.100). A $DBO_{5,20}$ foi determinada após diluições com água destilada de 1:25 e 1:30 em frascos da marca Hach, encaminhados para incubadora BOD digital da marca Cielab (por 5 dias a 20 °C), a leitura final foi realizada no BODTrak e multiplicado pelo valor da diluição. Para determinação da DQO foram utilizados equipamentos e reagentes (faixa alta) da marca HANNA, as amostras foram aquecidas no equipamento Termo Reator a 150 °C por 2 h, após o resfriamento das amostras a 120 °C efetuou-se a leitura em Fotômetro Multiparâmetro (marca HANNA, modelo HI83399-02). Para determinação da amônia (NH_4), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), fosfato (PO_4^{3-}), foi utilizado um espectrofotômetro de emissão ótica (Shimadzu - 7.000). A alcalinidade ($CaCO_3$) foi mensurada por titulometria com solução de ácido sulfúrico 1 N até o pH atingir 4,3. Para quantificar os sólidos totais (ST), as amostras foram incubadas em estufa a 105 °C, resfriadas em dessecador e quantificado o peso seco. Para sólidos voláteis (SV), encaminhou-se as amostras à mufla (575 °C), posteriormente resfriadas em dessecador e quantificado o peso de cinzas, que foi subtraído do peso seco.

As concentrações de CH_4 no biogás foram determinadas por cromatografia gasosa, por meio do cromatógrafo Agilent Technologies, modelo 7.820A, tendo hélio como gás de arraste.

As amostras foram coletadas quinzenalmente e medidas em duplicatas, obtendo-se 4 amostras/repetição por mês.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 MONITORAMENTO DO PROCESSO DE TRATAMENTO

As concentrações de poluentes e nutrientes contidas nos efluentes brutos e tratados estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Caracterização físico-química dos resíduos líquidos antes e após os tratamentos

	pH	DBO _{5,20}	DQO	NH ₄ ⁺	NTK	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	PO ₄ ⁻³	ST	SV
	UpH	mg L ⁻¹								
(1)	7,5 _(0,4)	2.960 ₍₅₆₎	13.156 ₍₆₉₄₎	373 ₍₇₂₎	420 ₍₇₇₎	1,2 _(0,05)	0,2 _(0,0)	16 _(0,7)	16.954 ₍₉₅₎	6.860 ₍₂₄₄₎
(2)	7,4 _(0,1)	2.798 ₍₂₁₎	9.000 ₍₁₁₄₎	369 ₍₁₂₎	412 _(1,6)	1,0 _(0,04)	N.D.	15 _(0,2)	6.254 ₍₉₅₃₎	3.860 ₍₂₄₄₎
(3)	7,2 _(0,1)	717 _(0,6)	3.956 _(3,6)	430 ₍₅₇₎	300 ₍₃₈₎	37 _(1,2)	N.D.	38 _(2,3)	5.600 ₍₇₇₎	2.650 ₍₂₅₎

(1) - Resíduos sem tratamento; (2) - Resíduos após separação de material fibroso em tamisador; (3) - Resíduos tratados após passagem pelo biodigestor. Valores entre parênteses indicam desvio padrão ($n = 4$). N.D. - Não detectado.

3.2 ALCALINIDADE E PH

Os valores de alcalinidade registrados neste trabalho de 2.735 mg L⁻¹ (± 643) no afluente e 2.948 mg L⁻¹ (± 540), após a digestão anaeróbia estiveram entre a faixa de concentrações de 2.500 a 5.000 mg L⁻¹, referida por Grady e Lim (1980) e Mendonça *et al.* (2017b) como favoráveis à ocorrência de um relevante efeito tampão em reatores anaeróbios. A garantia de valores dentro a faixa estabelecida pelos autores reforça que não houve acidificação do reator, garantindo estabilidade à metanogênese.

O valor médio de pH medido no substrato foi 7,4 ($\pm 0,1$). Entre a faixa de pH 6,7 e 8,0 a maior parte dos ácidos orgânicos (> 99%) está em sua forma ionizada (não tóxica), sendo estas condições favoráveis ao estabelecimento do tratamento anaeróbio (PEREIRA; CAMPOS; MONTERANI, 2009). Após a biodigestão anaeróbia os valores de pH em média foram de 7,2 ($\pm 0,1$). Esse indicador de acidez próximo da neutralidade evidencia que ácidos graxos voláteis não foram acumulados no reator e que, ao serem convertidos em CO₂ e CH₄, evitaram o declínio acentuado do pH, favorecendo a decomposição do material orgânico biodegradável (MENDONÇA *et al.*, 2015).

3.3 REMOÇÃO DE DBO_{5,20} E DQO

As remoções de DBO_{5,20} e DQO após o tamisador em média foram de 5,5 e 31,6%, respectivamente. Foi observada maior remoção de DQO devido a separação do material fibroso (não biodegradável) da água residuária. Antes de passar pelo tamisador a relação DQO/DBO_{5,20} de dejetos era de 4,44, após passagem pelo equipamento, a relação baixou para 3,2, valor próximo ao valor 3, recomendado por Metcalf e Eddy (2016) para uso de sistemas biológicos no tratamento de resíduos. Destaca-se a importância do uso de um sistema preliminar de separação do material fibroso para que os resíduos se tornem potencialmente biodegradáveis e aptos à biogaseificação em reatores anaeróbios.

Após o biodigestor, valores médios de remoção de DBO_{5,20} e DQO foram da ordem de 75,8 e 70%, respectivamente. Esses valores podem ser considerados promissores visto que o TRH do biodigestor foi de 32 dias. Segundo Ferrer *et al.* (2011), são usuais tempos de permanência ou tempos de retenção hidráulica de 60 a 90 dias para digestão anaeróbia de dejetos de bovinos em condições ambientes em países de clima tropical. Na presente pesquisa a

boa remoção de material orgânico do substrato e relevante eficiência do biodigestor foi atribuída a dois fatores: 1) ao processo de recirculação de lodo – esse procedimento intensificou a concentração de biomassa no sistema e possibilitou bom revolvimento do lodo contido no reator, conferindo estabilidade à metanogênese; 2) A separação prévia do material fibroso não biodegradável antes do processo biológico proporcionou redução da DQO tornando o efluente biodegradável, apto a ser anaerobiamente digerido, mesmo adotando um TRH aproximadamente 50% menor do habitual. Outra observação importante é que com a redução do TRH do biodigestor, seu custo de implantação também é reduzido uma vez que os volumes de reação passam a ser menores e o efluente permanece por um tempo menor em seu interior, sem afetar a eficiência do tratamento.

Essas constatações, quanto ao uso de um menor TRH na presente pesquisa, são reforçadas quando a comparação é feita com outro tipo de unidade. Comino, Rosso e Riggio (2009), ao proceder à biodigestão de uma mistura de dejetos de bovino e soro de leite em um reator do tipo CSTR, atingem remoções de 74% DQO após uma permanência de 56 dias.

Blanco *et al.* (2014), tratando dejetos de bovinos misturados com camas de aves, atingiram uma remoção de DQO média de 36%, com 51 dias. Os valores das taxas de carregamento orgânico aplicadas pelos autores foram próximos aos observados na presente pesquisa, por outro lado a remoção de DQO em média foi aproximadamente 2 vezes menor, mesmo os autores aplicando um TRH 1,6 vezes maior.

Observando os valores absolutos de $DBO_{5,20}$ e DQO na saída do sistema, poder-se-á considerá-los ainda altos para o descarte em cursos de água (Tabela 1). Nesse sentido é recomendável a aplicação desse dejetos final como biofertilizante orgânico. Mendonça *et al.* (2017a) destacaram que o uso desse tipo de biofertilizante quando aplicado no solo proporciona benefícios como aumento da capacidade de troca catiônica (CTC), fixação/retenção de elementos químicos e intensificação da atividade microbológica.

3.4 REMOÇÃO DE SÓLIDOS

Houve relevante remoção de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) na primeira etapa do tratamento, da ordem de 63,1 e 43,7%, respectivamente. Esse material removido continha principalmente material lignificado e não digerido pelo rúmen dos animais (MENDONÇA, 2017a). Após a digestão anaeróbia os valores de ST e SV foram ainda mais reduzidos, obtendo-se eficiências de remoção de 67 e 61,4%, respectivamente. Resende *et al.* (2016), utilizando um biodigestor tubular com TRH de 60 dias, no tratamento de dejetos de bovinos sem remoção prévia de sólidos, registraram remoção de SV de 68%, valor próximo aos encontrados na presente pesquisa, entretanto os autores utilizaram um TRH ≈ 2 vezes maior. Notavelmente uso de tamisador precedendo o biodigestor garante a adoção de TRHs menores, maximizando a eficiência na remoção dos sólidos do substrato.

Em termos gerais, a relevante remoção de sólidos a uma TRH de 32 dias pode ser explicada devido este ter sido tempo suficiente para promover a bioconversão da fração sólida

volátil a biogás. Outras frações menos biodegradáveis ainda contidas no substrato foram sedimentadas junto ao fundo do reator, em sua porção final, otimizando o processo de remoção de ST.

3.5 TRANSFORMAÇÕES DE NUTRIENTES NO PROCESSO DE BIODIGESTÃO

Após a primeira etapa de tratamento (tamisador), não foi observada relevante oscilação na remoção de nutrientes, como esperado. Após a digestão anaeróbia, valores de nitrogênio amoniacal subiram de 369 para 430 mg L⁻¹, indicando haver intensa amonificação no sistema. Ao longo do período experimental não foram verificadas concentrações relevantes de nitrito e nitrato, nos efluentes brutos ou tratados, salvo na saída do biodigestor, onde foi verificada um concentração de 37 mg L⁻¹ de nitrato. Tal constatação indica que houve processo de nitrificação e desnitrificação no interior do biodigestor. Valores nas concentrações de fosfato na saída da biodigestão foram maiores que na entrada do biodigestor (Tabela 1). Esse fato indica que há tendência dessa molécula ser acumulada junto ao lodo biológico gerado no interior do reator. A presença de nutrientes na saída do tratamento anaeróbio é expressiva, proporcionando a produção de um biofertilizante com relevante potencial para uso na agricultura (MENDONÇA *et al.*, 2016). A utilização desses adubos orgânicos líquidos, evita gastos com fertilizantes convencionais, proporciona benefícios no contexto ambiental e social uma vez que as atividades agropecuárias têm sido alvo de críticas mundiais em termos de poluição por emissão de compostos nitrogenados no ambiente (FLAHERTY, 2014).

3.6 PRODUÇÃO DE BIOGÁS E BALANÇO ENERGÉTICO

O biogás produzido na presente pesquisa, apresentou valor médio de 65% (\pm 0,6) em metano, com valor máximo de 70% e mínimo de 56%. Segundo Noorollahi *et al.* (2015) o biogás gerado no processo de digestão anaeróbia de dejetos de bovinos apresenta valores de metano entre 55 e 65%, portanto os valores registrados na presente pesquisa podem ser considerados promissores.

As concentrações de metano não oscilaram relevantemente mesmo com a oscilação de temperatura entre os meses mais frios, junho (6) e julho (7), como observado na Figura 3.

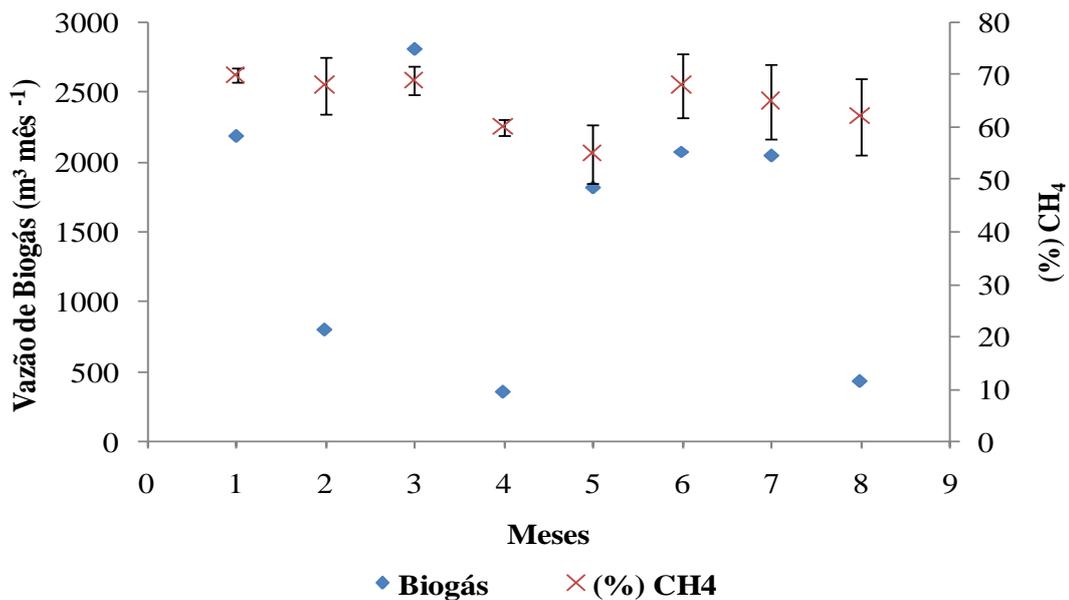


Figura 3. Produção mensal de biogás e percentual de metano medido por cromatografia.

A concentração de metano no biogás sofreu pouca oscilação, mesmo nos meses frios (junho e julho), atingindo 68% a uma temperatura média mensal de 15 °C ($\pm 1,2$ °C) no mês de julho. Tal fato foi reportado à recirculação de biomassa do fundo do biodigestor, que proporcionou duas funções fundamentais na melhoria da qualidade do biogás: 1 - O revolvimento/agitação eficiente da biomassa no interior do digestor; 2 - O retorno de parte da biomassa bacteriana para a entrada do biodigestor que garantiu estabilidade no processo metanogênico. A concentração média de CH₄ atingiu o valor máximo descrito pela literatura, apresentando um baixo desvio padrão. Em comparação com as concentrações de metano produzidas por aterros sanitários, que podem variar entre 50% a 55% (DUBOIS; MERCIER, 2009), os resultados obtidos na presente pesquisa apresentaram maiores concentrações, indicando relevante ação metanogênica.

Os valores da produção volumétrica de biogás na presente pesquisa apresentaram variação entre 0,030 a 0,175 m³ de biogás m⁻³ de reator d⁻¹. Produtividade em metano (CH₄ yield) entre 0,25 e 0,30 m³ CH₄ Kg DQO_{Removida}⁻¹ foram registrados. Considerando que o valor máximo em produção de metano possível de ser atingido é de 0,35 CH₄ Kg DQO_{Removida}⁻¹, pode-se considerar que houve relevante produção dessa molécula no interior do biodigestor.

Em relação ao potencial energético, segundo Coldebella *et al.* (2006), um biogás com teores de CH₄ de 50% e 80% possui capacidade de geração energética de 4,95 e 7,92 kWh m⁻³, respectivamente. Nesta pesquisa a média dos teores de CH₄ medidos ao longo foi de 65% ($\pm 0,06$), o que possibilitou um potencial energético de aproximadamente 6,5 kWh m⁻³.

Na Figura 4 é apresentada produtividade mensal de energia elétrica (colunas à esquerda) *versus* a demanda de energia requerida pela fazenda (colunas à direita).

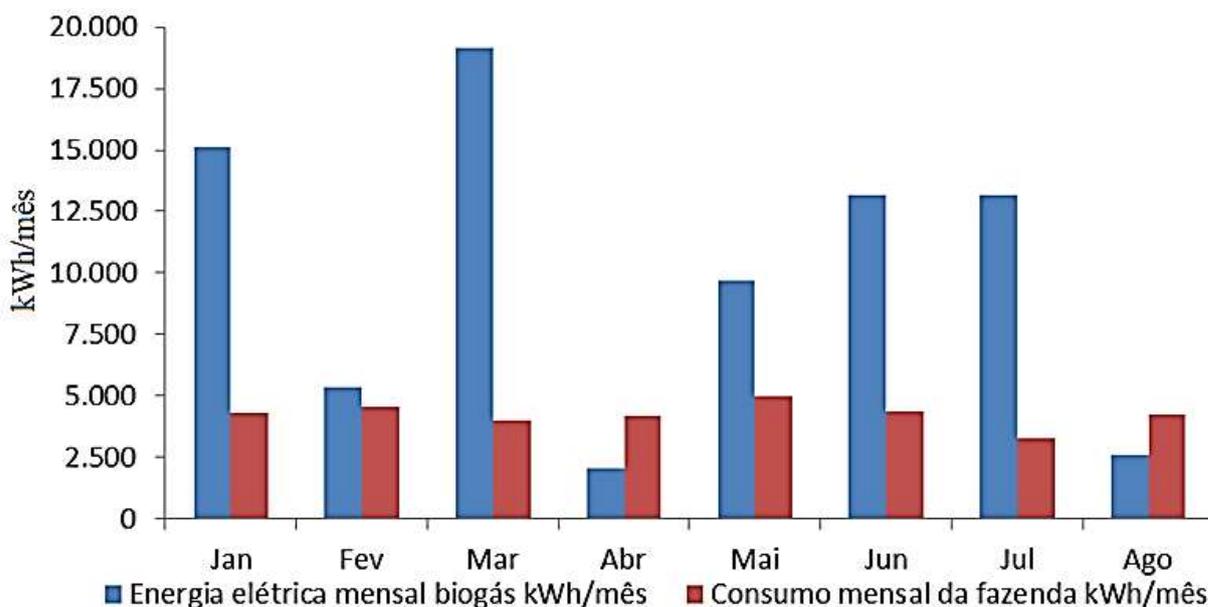


Figura 4. Bioenergia produzida *versus* consumo energético na fazenda (valores mensais).

A energia elétrica gerada por meio do biogás atingiu máximo valor ($19.168 \text{ kWh mês}^{-1}$) no mês de janeiro/2014 e menor valor ($2.070 \text{ kWh mês}^{-1}$) no mês de abril/2014. Tal variação foi atribuída à oscilação das taxas de carregamento orgânicas aplicadas em função da variação número de animais confinados nos respectivos períodos.

Analisando a Figura 4, a produção de energia elétrica gerada somente pelo biogás não atenderia à demanda da fazenda nos meses de abril e agosto, embora seria suficiente para garantir o funcionamento do sistema de tratamento dos dejetos, tornando-o 100% sustentável. Por outro lado, em função da existência da campânula acumuladora de biogás (270 m^3) posicionada na parte superior do biodigestor, excedentes em biogás foram armazenados, suprimindo a demanda nos meses de menores produtividades. Há aqui de se destacar que, com a economia de energia proporcionada pelo sistema, este seria pago em 3 anos.

O excedente de biogás que não era utilizado foi queimado por sistema tipo *flare*, convertendo CH_4 em CO_2 . Embora parte do biogás produzido não tenha sido aproveitado e emitido para atmosfera após sua queima, a conversão de CH_4 em CO_2 acaba por refletir em efeito benéfico, uma vez que o metano possui 25 vezes mais tempo de permanência na atmosfera e efeito de aquecimento 72 vezes maior que a do dióxido de carbono (SOLOMON *et al.*, 2007). Esse excedente de biogás poderia ser melhor aproveitado, uma vez que a Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL - Brasil) em 1996 regulamentou a compra de energia produzida por biodigestores, assegurando que se houver excedente de produção elétrica, o produtor poderia vendê-la para a concessionária de energia elétrica local.

Na Figura 5 é apresentado o gráfico de acúmulo de biogás ao longo de 8 meses de condução do experimento em campo.

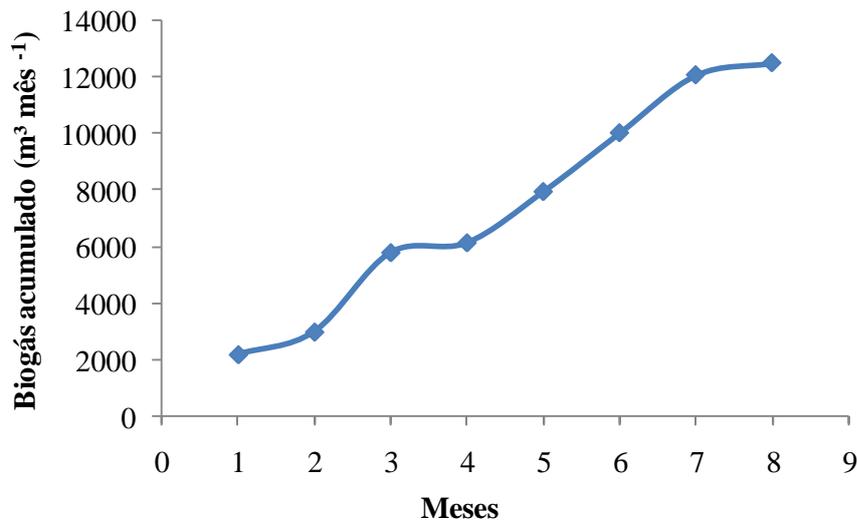


Figura 5. Volume de biogás acumulado em 8 meses de operação contínua do biodigestor.

Durante os 8 meses de operação, o biodigestor produziu 12.503,3 m³ de biogás, que equivale a um montante de 81.234 kWh. Considerando que uma residência comum no Brasil, para habitação entre 3 a 4 pessoas, consome em média 150 kWh mês⁻¹ (MENDONÇA, 2017), a produção acumulada de biogás registrada na presente pesquisa poderia suprir as necessidades energéticas de aproximadamente 542 residências.

Esta pesquisa apontou promissores resultados no tratamento dos dejetos da bovinocultura, assim como seu potencial para geração de biogás e energia de forma descentralizada, com adicional, do efluente tratado servir como biofertilizante para uso na agricultura.

Em muitos países europeus (Áustria, Dinamarca, Alemanha, Espanha, Suécia e Portugal), a digestão anaeróbia voltada para geração de energia elétrica ou térmica atualmente é uma realidade segundo Ferreira, Marques e Malico (2012). Por outro lado, o uso do biogás no Brasil ainda é cercado de empirismo e incertezas, principalmente pelas políticas energéticas e receio dos próprios produtores de gado (MENDONÇA, 2017).

3.7 DESDOBRAMENTOS E APLICAÇÕES DA TECNOLOGIA DE BIODIGESTÃO ANAERÓBIA

Na Tabela 1 está apresentada a tratabilidade, as Figuras 2, 3 e 4 destacam a eficiência do sistema de biodigestão anaeróbia e suas perspectivas. O processo de digestão anaeróbia depende de alguns fatores, como o pH, a alcalinidade, os ácidos voláteis, teor de sólidos dos dejetos, e o tempo de retenção dos dejetos no biodigestor. O controle dos fatores que afetam a digestão anaeróbia possibilita a otimização da eficiência do sistema de tratamento dos resíduos orgânicos. Nesse ponto é imperativo discutir o quanto é relevante esse estudo e o quanto é aplicável à realidade do produtor rural. No Brasil, o Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (MAPA) tem diversos programas que preconizam Boas Práticas Agropecuárias (BPA), direcionadas ao conceito de sustentabilidade. Dentre as diversas abordagens pode-se

citar: Plano ABC, Agroenergia, Produção integrada da Cadeia Pecuária, Orgânicos, Integração Lavoura, Pecuária e Floresta (ILPF), conservação do solo e água, plantio direto, recuperação de áreas degradadas, indicação geográfica, florestas plantadas e tecnologias agropecuárias. O programa ABC publicou em 2019 um relatório com resultados do diagnóstico da expansão da adoção da tecnologia de Tratamento de Dejetos Animais e, pela primeira vez, conseguiu mostrar a grande evolução do país do uso de tecnologias que efetivamente mitigam os Gases de Efeito Estufa (GEE) que podem em alguns casos chegar a efetivamente zerar a conta da emissão e mitigação da produção agropecuária. Nos últimos 10 anos, foram tratados em torno de 38,3 milhões de m³ de dejetos da pecuária, estimativa realizada com base nos dados do diagnóstico realizado pelo MAPA (2019). Considerando-se a meta do governo brasileiro de tratar 4,4 milhões de m³ de dejetos nesse período, o país teve sucesso e superou a meta em 8,7 vezes. Da mesma forma, a meta de mitigação de emissões de 6,9 milhões de tCO₂eq foi cumprida em 56,7 vezes, considerando que a estimativa desse diagnóstico indica que foram mitigadas 391,2 milhões de tCO₂eq entre 2010 e 2019 (MAPA, 2019).

Muitas instituições de ensino e pesquisa brasileiras têm alinhado a sua atuação com o compromisso do país no atendimento da agenda das Nações Unidas (UN) para os 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) tornando a agropecuária mais sustentável. A digestão anaeróbia contribui para valorizar o tratamento de resíduos da pecuária colaborando com o ODS 7 (Energia Acessível e Limpa), por exemplo, que trata de aumentar o acesso a fontes de energias renováveis. O produtor rural e o meio ambiente têm benefícios diretos. O biogás produzido a partir de resíduos agropecuários promove autonomia energética. O produtor ganha: pela produção do biogás, que vai gerar a energia elétrica; pela reutilização da água de lavagem do piso do estábulo; e pela produção do biofertilizante (OTENIO *et al.*, 2020). Segundo a Empresa de Pesquisa Energética (EPE, 2020), até o ano de 2030, a energia distribuída proveniente do biogás será equivalente à matriz fotovoltaica (energia solar) que hoje representa aproximadamente 1,6% (2,9 GW) de toda a matriz energética brasileira.

4 CONCLUSÃO

O processo primário de tratamento com uso de tamisador reduziu a relação DQO/DBO_{5,20} para ≈ 3 , possibilitando a implantação de um sistema biológico na sequência de tratamento. O biodigestor do tipo lagoa coberta, adotado na segunda etapa de tratamento, proporcionou remoções de 75,8 e 70% da DBO_{5,20} e DQO, respectivamente. Relevantes remoções de matéria orgânica foram obtidas no processo em escala real, adotando-se um TRH de 32 dias com recirculação de lodo. Produções entre 380 a 2.806 m³ biogás mês⁻¹, com 65% de CH₄ em média, proporcionaram geração energética de 2.070 a 19.168 kWh mês⁻¹, que foi suficiente para suprir a demanda da fazenda e do próprio sistema de tratamento. Produtividade em metano entre 0,25 e 0,30 m³ CH₄ Kg DQO_{Removida}⁻¹ foi encontrada, indicando que o tipo de biodigestor possui relevante potencial para garantia da metanogênese, mesmo nos meses mais

frios do ano. O aumento na concentração de nitrogênio amoniacal e fosfato nos efluentes após a digestão anaeróbia indicam seu potencial uso como biofertilizante orgânico. A combinação do sistema aqui proposto garante relevante depuração da água residuária da bovinocultura com adição à valorização energética do substrato, refletindo em economia e geração de energia limpa de forma descentralizada.

5 AGRADECIMENTO

Os autores agradecem à EMBRAPA Gado de Leite, e às agências financiadoras, CNPq, Fapemig e CAPES, pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS

ANEEL. Agência Nacional de Energia Elétrica. **Lei nº 9.427**. Brasília, 1996. Disponível em: http://www.aneel.gov.br/area.cfm?id_area=50. Acesso em: 20 nov. 2015.

APHA. American Public Health Association; American Waterworks Association - AWWA; Water Environment Federation - WEF. 2012. **Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water**. 22^a ed. Washington, APHA; AWWA; WEF, 1.220p. 2012.

BLANCO, M. F. J.; ZENATTI, D. C.; FEIDEN, A.; WEBER, R.; TIEZ, C. M.; GIACOBBO, G. Produção de biogás a partir de dejetos da bovinocultura de leite e cama de aviário. **Acta Iguazu**, Cascavel, v. 3, n. 1, p. 14-27, 2014.

BRASIL. Ministry of Science, Technology and Innovation - MSTI. 2016. **Third national communication of Brazil to the United Nations framework convention on climate change**. Disponível em: sirene.mcti.gov.br/publicacoes. Acesso em: 12 dez. 2016.

CAVICCHIOLI, A. Q.; SCATAMBURLO, T. M.; YAMAZI, F. A.; PIERI, F. A.; NERO, L. A. Occurrence of *Salmonella*, *Listeria monocytogenes*, and enterotoxigenic *Staphylococcus* in goat milk from small and medium-sized farms located in Minas Gerais State, Brazil. **J. Dairy Sci**, v. 98, n. 12, p. 8386-8390, 2015.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2010.

COLDEBELLA, A.; SOUZA, S. N. M.; SOUZA, J.; KOHELER, A. C. Viabilidade da co-geração de energia elétrica com biogás da bovinocultura de leite. Congresso Internacional sobre Geração Distribuída de Energia no Meio Rural, **AGRENER GD**. 2006. Disponível em: <http://www.proceedings.scielo.br/pdf/agrener/n6v2/123.pdf>. Acesso em: 04 out. 2016.

COMINO, E.; ROSSO, M.; RIGGIO, V. Development of a pilot scale anaerobic digester for biogas production from cow manure and whey mix. **Bioresour. Technol.**, v. 100, p. 5072-5078, 2009.

DUBOIS, E.; MERCIER, A. **Energy Recovery**. New York: Nova Science Publishers Inc., 2009. p. 6-60.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA - EPE. 2020. Disponível em: <http://www.epe.gov.br>. Acesso em: 05 dez. 2018.

FERREIRA, M.; MARQUES, I. P.; MALICO, I. Biogas in Portugal: Status and public policies in a European context. **Energy Policy**, v. 43, p. 267-274, 2012.

FERRER, I.; GARFÍ, M.; UGGETTI, E.; FERRER-MARTÍ, L.; CALDERON, A.; VELO, E. Biogas production in low-cost household digesters at the Peruvian Andes. **Biomass and Bioenergy**, v. 35, p. 1668-1674, 2011.

FLAHERTY, E. Assessing the distribution of social-ecological resilience and risk: Ireland as a case study of the uneven impact of famine. **Ecol. Complex**, v. 19C, p. 35-45, 2014.

GRADY, C. P. L. JR.; LIM, H. C. **Biological Waste Treatment**. 1st ed. New York: Marcel Dekker, 1980.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. **Klimate der Erde**. Gotha: Verlag Justus Perthes. Wall-map 150 cm x 200 cm. 1928.

MAPA - Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Nota técnica**: Diagnóstico da expansão da adoção da tecnologia de tratamento de dejetos animais (TDA) no território brasileiro entre 2010 e 2019. Disponível em: https://www.3tres3.com.br/3tres3_common/art/br/77/fixers/NotaTcnicaDiagnsticoTratamentod eDejetosAnimaisnoBrasilentre2010e2019MAPA.pdf. Acesso em: 06 jul. 2020.

MATOS, A. T. **Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos**. Viçosa: UFV, 2014. 240p.

MENDONÇA, H. V.; MARTINS, C. E.; ROCHA, W. S. D.; BORGES, C. A. V.; OMETTO, J. P. H. B.; OTENIO, M. H. Biofertilizer Replace Urea as a Source of Nitrogen for Sugarcane Production. **Water, Air & Soil Pollution**, v. 228, n. 72, 2018.

MENDONÇA, H. V.; OMETTO, J. P. H. B.; OTENIO, M. H. Production of Energy and Biofertilizer from Cattle Wastewater in Farms with Intensive Cattle Breeding. **Water, Air & Soil Pollution**, v. 228, n. 72, 2017a.

MENDONÇA, H. V.; OMETTO, J. P. H. B.; ROCHA, W. S. D.; MARTINS, C. E.; OTENIO, M. H.; BORGES, C. A. V. Crescimento de cana-de-açúcar sob aplicação de biofertilizante da bovinocultura e ureia. **Rev Agro Amb**, v. 9, p. 973-987, 2016.

MENDONÇA, H. V.; RIBEIRO, C. B. M.; BORGES, A. C.; BASTOS, R. R. Sistemas alagados construídos em bateladas: remoção de demanda bioquímica de oxigênio e regulação de pH no tratamento de efluentes de laticínios. **Revista Ambi-Água**, v. 10, n. 2, p. 442-453, 2015.

MENDONÇA, H. V. Tratamento e Valorização de Efluentes da Bovinocultura por Processos Biológicos. 2017. 128f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF). Juiz de Fora, 2017.

MENDONÇA, H. V.; OMETTO, J. P. H. B.; OTENIO, M. H.; REIS, A. J. D.; RAMOS, I. P. Bioenergy recovery from cattle wastewater in an UASB-AF hybrid reactor. **Water Science and Technology**, v. 76, n. 9, p. 2268-2279. 2017b.

METCALF, G.; EDDY, H. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 5th. ed. New York: McGraw - Hill, 2016. 1878p.

NASIR, I. M.; MOHD GHAZI, T. I.; OMAR, R. Anaerobic digestion technology in livestock manure treatment for biogas production: a review. **Eng. Life Sci.**, v. 12, p. 258-269, 2012.

NOOROLLAHI, Y.; KHEIRROUZ, M.; FARABI-ASL, H.; YOUSEFI, H.; HAJINEZHAD, A. Biogas production potential from livestock manure in Iran. **Renew Sustain Energy**, v. 50, p. 748-754, 2015.

OTENIO, M. H.; LEITÃO, R. C.; GAMBETTA, R.; KUNZ, A. ODS 7 como ferramenta para aprimorar o alcance da população aos serviços de energia. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/183093/1/Cap-6-ODS-7-como.pdf>. Acesso em: 12 jul. 2020.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MONTERANI, F. Effects of pH, acidity and alkalinity on the microbiota activity of an anaerobic sludge blanket reactor (UASB) treating pig manure effluents. **Revista Ambiente & Água**, v. 4, n. 3, p. 157-168, 2009.

RESENDE, A. J.; GODON, J. J.; BONNAFOUS, A.; ARCURI, P. B.; SILVA, V. L.; OTENIO, M. H.; DINIZ, C. G. Seasonal Variation on Microbial Community and Methane Production during Anaerobic Digestion of Cattle Manure in Brazil. **Microbial Ecology**, v. 71, p. 735-746, 2016.

SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K. B.; TIGNOR, M.; MILLER, H. L. (ed.). **Climate Change 2007: the physical science basis**. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, New York, USA, 2007.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Evaluating ruminant livestock efficiency projects and programs**. Washington, D.C.: Peer Review Draft, 2000. 48p.

WANG, B.; BJÖRN, A.; STRÖMBERG, S.; NGES, I. A.; NISTOR, M.; LIU, J. Evaluating the influences of mixing strategies on the Biochemical Methane Potential test. **Journal of Environmental Management**, v. 185, p. 54-59, 2017.

WILKIE, A. C.; CASTRO, H. F.; CUBISNKI, K. R.; OWENS, J. M.; YAN, S. C. Fixed-film anaerobic digestion of flushed dairy manure after primary treatment: wastewater production and characterization. **Biosyst. Eng.**, v. 89, n. 4, p. 457-471, 2004.

WIRTH, B.; REZA, T.; MUMME, J. Influence of digestion temperature and organic loading rate on the continuous anaerobic treatment of process liquor from hydrothermal carbonization of sewage sludge. **Bioresour. Technol.**, v. 198, n. 12, p. 215-222, 2015.

WORLD ATLAS, 2017. **Top cows' milk producing countries in the world.** Disponível em: <http://www.worldatlas.com/articles/top-cows-milk-producing-countries-in-the-world.html>. Acesso em: 09 jul. 2019.