

II-519 - AVALIAÇÃO DA BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA E DA PRODUÇÃO DE METANO A PARTIR DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DA ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA

Erlon Lopes Pereira

Engenheiro Agrícola pela Universidade Federal de Lavras. Mestre em Biotecnologia Industrial pela Universidade de São Paulo (USP) - Escola de Engenharia de Lorena. Doutor em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Viçosa.

Naassom Wagner Sales Morais

Engenheiro Ambiental. Mestre em Engenharia Civil (Recursos Hídricos) pelo Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará.

Tasso Jorge Tavares Ferreira

Graduado em Ciências Ambientais pela Universidade Federal do Ceará e em Engenharia Ambiental pela Universidade de Fortaleza.

Renato Carrhá Leitão

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Mestre em Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo (USP) – Escola de Engenharia de São Carlos (EESC). Doutor em Environmental Sciences pela Wageningen University & Research (WUR, Holanda).

André Bezerra dos Santos⁽¹⁾

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Especialista em Ecological Sanitation pelo Stockholm Environment Institute (SEI, Suécia). Mestre em Engenharia Civil/Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Doutor em Environmental Sciences pela Wageningen University & Research (WUR, Holanda).

Endereço⁽¹⁾: Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Campus do Pici, Bloco 713, Pici - Fortaleza - CE - CEP: 60455-900 - Brasil - Tel: (85) 3366-9490 - e-mail: andre23@ufc.br

RESUMO

Em 2017 o Brasil produziu cerca de 3,758 milhões de toneladas de carne suína, ocupando a quarta posição dentre os maiores produtores mundiais, entretanto, tal produção gera grande quantidade de resíduos. Os resíduos provenientes da suinocultura são complexos e podem ser definidos como uma mistura de excrementos animais e águas usadas para fins sanitários em fazendas de suínos. Para o tratamento dessa água residuária a alternativa mais comum é a digestão anaeróbia e nesse processo, além de tratar o efluente, são gerados compostos que possuem potencial benéfico para sociedade, dentre eles o metano. Com isso, o presente trabalho visa avaliar a biodegradabilidade anaeróbia e o potencial de produção de metano a partir da digestão anaeróbia da água residuária de suinocultura. Para isso, foram utilizados três reatores em batelada de 110 mL, sendo 50 mL de volume reacional e 60 mL de *headspace*. Os reatores foram inoculados com lodo sanitário obtido de um reator de circulação interna mesofílico proveniente de uma estação de tratamento de esgoto doméstico, adotando-se uma relação alimento/microrganismo de $0,60 \pm 0,02$ g DQO·g SSV⁻¹. Os reatores foram mantidos a uma temperatura de 35 °C por 35 dias. Além disso, o volume de biogás gerado foi mensurado de acordo com a pressão do *headspace* e a composição por cromatografia gasosa com detecção por descarga por ionização de barreira dielétrica (GC-BID). Para biodegradabilidade anaeróbia foram mensuradas as frações de DQO total, convertida em metano, em sólidos suspensos voláteis e em ácidos graxos voláteis. Para avaliar a cinética e o potencial de produção de metano, foi utilizado o modelo de Gompertz Modificado. Com isso, a água residuária de suinocultura (ARS) apresentou biodegradabilidade anaeróbia de $98\% \pm 2\%$, além disso, a eficiência de remoção de DQO foi de 70,6%, sendo a metanificação o principal mecanismo de remoção de DQO (89%), ademais se verificou que o teor de metano no biogás foi de 89%. Com isso, constatou-se que a ARS é um substrato viável para ser utilizado na geração de biogás. O Modelo de Gompertz Modificado não foi eficiente em descrever a produção de metano a partir da biometanização da ARS devido à curva gerada pela modelagem cinética não se adequar visualmente a curva original obtida experimentalmente.

PALAVRAS-CHAVE: Recuperação de Subprodutos, Bioenergia, Agroindústria Sustentável.

INTRODUÇÃO

Segundo a Associação Brasileira de Proteína Animal (ABPA), em 2017 o Brasil produziu cerca de 3,758 milhões de toneladas de carne suína, ocupando a quarta posição dentre os maiores produtores mundiais. Entretanto, tal produção gera uma subsequente grande quantidade de resíduos, os quais precisam de um tratamento adequado antes de serem encaminhados ao meio ambiente, pois constituem uma fonte poluidora para o solo, a água e o ar (PEREIRA; CAMPOS; MOTERANI, 2010). Os resíduos de suínos são complexos, gerados pelo processo natural de digestão de alimentos e podem ser definidos como uma mistura de excrementos animais e águas usadas para fins sanitários em fazendas de suínos (LOURINHO; BRITO; RODRIGUES, 2018). A produção e o acúmulo de grande quantidade desse resíduo tornam a suinocultura potencialmente

Segundo Lourinho, Brito e Rodrigues (2018), o processo mais comum para tratar a água residuária de suinocultura é a digestão anaeróbia, que consiste na aplicação biotecnológica da metanogênese, utilizando microrganismos para obter degradação parcial da matéria orgânica na ausência de oxigênio. A produção de metano via digestão anaeróbia de resíduos agrários orgânicos é potencialmente benéfica à sociedade, fornecendo um combustível de fontes renováveis, com capacidade de substituir energia derivada dos combustíveis fósseis e reduzindo impactos ambientais (DEMIREL; SCHERER, 2008).

Uma das alternativas para melhorar a compreensão do processo de degradação anaeróbia é a utilização de modelos matemáticos. Esses modelos são importantes na elaboração de projetos, operação e previsão de desempenho de biorreatores que realizam o processo de tratamento biológico (ABU-REESH, 2014). Diversos modelos matemáticos de produção de biogás já foram desenvolvidos, entre eles estão: Gompertz Modificado, Stover-Kincannon, Chen-Hashimoto, Deng, Schnute, Monod, entre outros (ABU-REESH, 2014; YANG *et al.*, 2016; JIJAI; SIRIPATANA, 2017). Contudo, é sempre interessante analisar o comportamento de cada água residuária estudada em relação à aderência aos principais modelos, visando-se principalmente prever gerações futuras de biogás nos sistemas em fluxo contínuo, especialmente os operados em escala real.

OBJETIVO

Avaliar a biodegradabilidade anaeróbia e o potencial de produção de metano a partir da digestão anaeróbia da água residuária de suinocultura.

METODOLOGIA

A água residuária de suinocultura (ARS) foi obtida em criatório de suínos no município de Chorozinho, Ceará, Brasil e foi caracterizada conforme o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

Para avaliar a biodegradabilidade anaeróbia e o potencial de produção de biogás (metano) a partir da ARS, foram utilizados três reatores batelada, dois controles químicos (sem o inóculo) e dois controles endógenos (sem o substrato), todos em borossilicato. Cada frasco possuía um volume reacional de 50 mL e *headspace* de 60 mL (volume total de 110 mL).

Os reatores foram inoculados com lodo sanitário obtido de um Reator Anaeróbio de Manta de Lodo e Fluxo Ascendente (UASB) que compunha uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) localizada no município de Fortaleza, Ceará, Brasil e operava em condições mesofílicas no tratamento de esgoto sanitário. O inóculo após a coleta foi caracterizado, apresentando concentrações de sólidos totais (ST), sólidos voláteis totais (SVT) e sólidos fixos totais (SFT) de $55,5 \pm 0,8$; $37,9 \pm 0,6$; 18 ± 1 g L⁻¹, respectivamente, bem como relação SVT/ST média foi de 0,68, qualificando o lodo como inóculo com aproximadamente 68% de fração orgânica (microrganismos).

A água residuária de suinocultura foi utilizada como substrato e a relação alimento/microrganismo (A/M) foi de $0,60 \pm 0,02$ g DQO·g SSV⁻¹, sendo anteriormente realizada a caracterização do lodo em termos de SSV para se mensurar a quantidade exata de sólidos a serem adicionados nas garrafas que continham lodo.



Para composição do meio basal, foram adicionados macro e micronutrientes em concentrações adequadas (DOS SANTOS, 2005). O pH inicial foi ajustado para 7,0 com NaOH 1 N e, posteriormente, o bicarbonato de sódio (NaHCO₃) foi adicionado como tampão na proporção de 1 g de DQO para 1 g de tampão (DOS SANTOS, 2005). Os biorreatores foram selados com rolhas de borracha butílica e purgados com N₂, durante 1 minuto, a fim de manter a atmosfera anaeróbia. Em seguida, foram incubados em incubadora *shaker* (MA-420, Marconi LTDA, Brasil) sob agitação orbital de 150 rpm e temperatura de 35 °C durante 35 dias.

As pressões iniciais, intermediárias e finais no *headspace* foram determinadas por transmissor de pressão manométrico (Warme LTDA, Brasil). As pressões intermediárias eram medidas uma vez por semana ao longo do experimento. Ao final do ensaio, foi realizada uma análise de composição do biogás por cromatografia gasosa com detecção por descarga por ionização de barreira dielétrica (GC-BID, *gas chromatography-barrier ionization discharge*) (GC BID-2010 Plus, Shimadzu Corporation, Japão), na qual as concentrações de CH₄ foram obtidas. Posteriormente à análise de cromatografia, o volume acumulado de biogás no *headspace* foi medido a partir do deslocamento de solução salina (NaCl 25 g·L⁻¹) acidificada a pH 2,0 com H₂SO₄ P.A. em uma garrafa de Mariotte.

Para fins de balanço de massa e monitoramento da bioconversão e remoção de matéria orgânica durante o processo de digestão anaeróbia foram realizadas as análises de Demanda Química de Oxigênio nas frações total, solúvel e particulada segundo o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012) e análises de cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC, *high performance liquid chromatography*) utilizando cromatógrafo HPLC LC-20A Prominence, Shimadzu Corporation, Japão, para a identificação e quantificação de ácidos carboxílicos (ácido acético, propiônico, butírico, isovalérico, valérico e caprótico). Para as análises cromatográficas e para as análises de DQO solúvel, as amostras foram filtradas em membrana de fibra de vidro com poro de 0,45 µm (EMD Millipore, EUA).

O balanço de massa em termos de matéria orgânica foi realizado conforme equações apresentadas na Tabela 1. Os significados das variáveis das equações apresentadas na Tabela 1 são descritas na Tabela 2. As variáveis respostas utilizadas para inferir sobre a biodegradabilidade anaeróbia foram: 1) o conceito de biodegradabilidade anaeróbia estabelecido por Viana *et al.* (2012) referente à porcentagem de matéria orgânica aplicada convertida a metano (DQO_{CH₄}) determinada pela Eq. (8) da Tabela 1; e 2) o conceito de biodegradabilidade anaeróbia estabelecido por Chernicharo (2007) referente à porcentagem de matéria orgânica aplicada convertida a metano (DQO_{CH₄}), crescimento celular (DQO_{SSV}) e bioprodutos que possuem DQO determinada pela Eq. (9) da Tabela 1.

Tabela 1: Equações utilizadas no cálculo do balanço de massa.

Equação	Equação do Balanço de Massa
1	$DQO_{residual} = DQO_{solúvel} - DQO_{ácidos}$
2	$DQO_{convertida} = DQO_{total} - DQO_{residual}$
3	$DQO_{SSV} = DQO_{convertida} - DQO_{CH_4} - DQO_{ácidos}$
4	$\%DQO_{convertida} = \frac{DQO_{convertida}}{DQO_{total}} \times 100$
5	$\%DQO_{ácidos} = \frac{DQO_{ácidos}}{DQO_{total}} \times 100$
6	$\%DQO_{SSV} = \frac{DQO_{SSV}}{DQO_{total}} \times 100$
7	$\%DQO_{residual} = \frac{DQO_{residual}}{DQO_{total}} \times 100$
8	$\%DQO_{CH_4} = \frac{DQO_{CH_4}}{DQO_{total}} \times 100$
9	$\%DQO_{biodegradável} = \frac{DQO_{ácidos} + DQO_{CH_4} + DQO_{SSV}}{DQO_{total}} \times 100$

Tabela 2: Descrição das variáveis das equações utilizadas no balanço de massa.

Variável	Equação	Unidade	Descrição
DQO _{residual}	(1) (2) (7)	mg DQO	Massa de DQO solúvel lábil não bioconvertida em ácidos carboxílicos ou outros bioprodutos que possuem demanda química de oxigênio.
DQO _{solúvel}	(1) (9)	mg DQO	Massa de DQO solúvel total (bioconvertida + não bioconvertida).
DQO _{ácidos}	(1) (3) (5)	mg DQO	Massa de DQO solúvel bioconvertida em ácidos carboxílicos.
DQO _{convertida}	(2) (3) (4)	mg DQO	Massa de DQO direcionada para a produção de ácidos carboxílicos, formação de metano e crescimento celular.
DQO _{total}	(1) (4)-(9)	mg DQO	Massa de DQO total inserida no reator batelada.
DQO _{SSV}	(3) (6) (9)	mg DQO	Massa de DQO direcionada ao crescimento celular.
DQO _{CH4}	(3) (8) (9)	mg DQO	Massa de DQO removida por produção de metano.
%DQO _{convertida}	(4)	%	Porcentagem da DQO total direcionada à produção de ácidos carboxílicos, formação de metano e crescimento celular.
%DQO _{ácidos}	(5)	%	Porcentagem da DQO total direcionada à produção de ácidos.
%DQO _{SSV}	(6)	%	Porcentagem da DQO total direcionada ao crescimento celular.
%DQO _{residual}	(7)	%	Porcentagem da DQO total ainda passível de ser convertida a bioprodutos ao final do experimento.
%DQO _{CH4}	(8)	%	Porcentagem da DQO total direcionada à formação de metano. Também é o conceito de biodegradabilidade anaeróbia estabelecido por Viana <i>et al.</i> (2012).
%DQO _{biodegradável}	(9)	%	Conceito de biodegradabilidade estabelecido por Chernicharo (2007), referente à porcentagem da DQO total direcionada à produção de ácidos carboxílicos, formação de biogás e crescimento celular.

A modelagem cinética da produção de metano foi realizada por meio da equação modificada de Gompertz conforme Equação 10.

$$B_t = B \exp \left\{ - \exp \left[\frac{R_b - e}{B} (\lambda - t) + 1 \right] \right\} \quad \text{Equação (10)}$$

Nessa equação, B_t representa o metano acumulado em um tempo t ; B é o potencial de produção de metano (L); R_b é a taxa máxima de produção de metano ($L \cdot d^{-1}$); λ é o tempo de fase *lag* (d), que corresponde ao tempo necessário para que os microrganismos se adaptem ao ambiente ou o tempo necessário para a produção de biogás; e corresponde ao Número de Euler; t é o tempo de experimento adotado.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A caracterização da água residuária de suinocultura encontra-se na Tabela 3.

Tabela 3: Caracterização físico-química da água residuária de suinocultura.

Parâmetro	Valor	Unidade
pH	6,8	-
Condutividade elétrica	7760	$\mu S/cm$
Alcalinidade total	2932,1	$mgCaCO_3/L$
Acidez	2289,8	mgH_3COOH/L
Nitrogênio Total	723,4	$mg-N/L$
Nitrogênio Kjeldahl	721,8	$mg-N/L$
DQO total	18708	mgO_2/L
DQO solúvel	3.709	mgO_2/L
DQO particulada	14.999	mgO_2/L
Sólidos Totais (ST)	17.387	mg/L
Sólidos Totais Voláteis (STV)	9.809	mg/L
Sólidos Totais Fixos (STF)	7.578	mg/L

Por meio dos dados expressos na Tabela 3, percebe-se que a relação entre a quantidade de carbono e nitrogênio (C/N) presente na ARS é igual a 26, indicando que esse substrato tem concentração apropriada de matéria orgânica e de nitrogênio para uma efetiva biometanização. Geralmente, a relação C/N apropriada para biometanização seria de 20 a 30, com 25 como o nível ideal (WEILAND, 2010). Uma alta relação C/N indica um déficit de nitrogênio o que pode promover acúmulo de ácidos orgânicos e provocar o azedamento do reator anaeróbio, já uma baixa relação C/N o nitrogênio pode se acumular na forma de amônia e provocar efeitos tóxicos sobre os microrganismos metanogênicos.

Ainda conforme os dados apresentados na Tabela 3, afirma-se que a relação DQO/DBO da ARS é menor do que 2,5, indicando que esse resíduo líquido pode potencialmente ser tratado por processos biológicos (VON SPERLING, 2005).

Por meio das equações expressas nas Tabelas 1 e 2, realizou-se, ao final do experimento, um balanço de massa em termos de DQO. Observou-se que em termos de DQO inicial, 63% foi convertida a metano, 27% estava em forma de ácidos carboxílicos, 8% foi direcionada para crescimento celular e 2% ainda era passível de ser biodegradada. A biodegradabilidade anaeróbia da ARS foi de $98\% \pm 2\%$. Os controles químicos e endógenos não apresentaram produção de metano detectáveis.

Percebe-se que, ao final do experimento, em média 27% da DQO estava na forma de ácidos carboxílicos que são produtos economicamente atrativos para a indústria em geral devido a suas diversas aplicações, como na produção de tintas, vernizes, fármacos e produtos alimentícios (Lee *et al.*, 2014). Por esse interesse comercial e industrial, a produção biológica de ácidos carboxílicos a partir do processo fermentativo de resíduos orgânicos, vem sendo defendida como uma maneira eficaz de gerar combustíveis e produtos químicos sustentáveis (MARSHALL *et al.*, 2013; LIANG; WAN, 2015). Assim, torna-se importante a realização de pesquisas sobre o potencial de produção de ácidos carboxílicos a partir da ARS, em um processo acidogênico, visando à produção e extração desses metabólitos de elevado valor agregado.

A eficiência de remoção de DQO foi de 70,6%, sendo a metanificação do substrato o principal processo responsável pela remoção de DQO (89%). A eficiência de remoção de DQO por metanização do substrato obtida apresenta-se condizente quando comparado com outros autores que utilizaram a ARS como substrato, como Pereira *et al.* (2010) e Kafle e Kim (2013), que relataram eficiências de 66,4% e 84%, respectivamente.

Os rendimentos de produção de metano são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4: Relações entre as massas de DQO e os rendimentos de CH₄ obtidos nos ensaios em batelada.

Reator	DQO inicial (mg)	DQO final (mg)	DQO removida (mg)	DQO convertida CH ₄ (mg)	Y _{1CH₄} (mL CH ₄ o/g de DQO removida)	Y _{2CH₄} (mL CH ₄ /g de DQO aplicada)
R1	133,9	39,3	94,6	84,3	353	249
R2	133,9	41,0	92,9	82,4	351	243
R3	133,9	37,9	96,0	85,6	353	253
Média	133,9	39,4 ± 1,53	94,5 ± 1,53	84,1 ± 1,60	352 ± 1	248 ± 5

De acordo com a Tabela 4, o rendimento de produção de metano foi em média $352 \text{ mL}_{\text{CH}_4} \cdot \text{gDQO}^{-1}_{\text{removida}}$ e $248 \text{ mL}_{\text{CH}_4} \cdot \text{gDQOaplicada}^{-1}$. O valor de rendimento por DQO aplicada obtido neste experimento foi próximo ao relatado por outros autores que avaliaram a biometanização da ARS. Kafle e Kim (2013) relataram $270 \text{ mL}_{\text{CH}_4} \cdot \text{gDQOaplicada}^{-1}$ e González-Fernandez *et al.*, (2008) obtiveram $280 \text{ mL}_{\text{CH}_4} \cdot \text{gDQOaplicada}^{-1}$.

O biogás formado apresentou composição média de 82,2% de CH₄, portanto acima da concentração típica entre 50-70%. Portanto, infere-se que a ARS é um substrato potencial para ser utilizado em sistemas de metanização com fins energéticos.

Os parâmetros estimados da equação de Gompertz Modificado são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5: Parâmetros obtidos pela modelagem cinética de produção de metano.

Reator	<i>B</i> (mL)	<i>Rb</i> (mLCH ₄ /d)	<i>a</i> (Tempo da fase lag) (d)
1	33,4	1,4	6,8
2	32,6	1,3	5,4
3	33,9	1,5	7,2
Média	33,3 ± 0,6	1,4 ± 0,1	6,5 ± 0,9

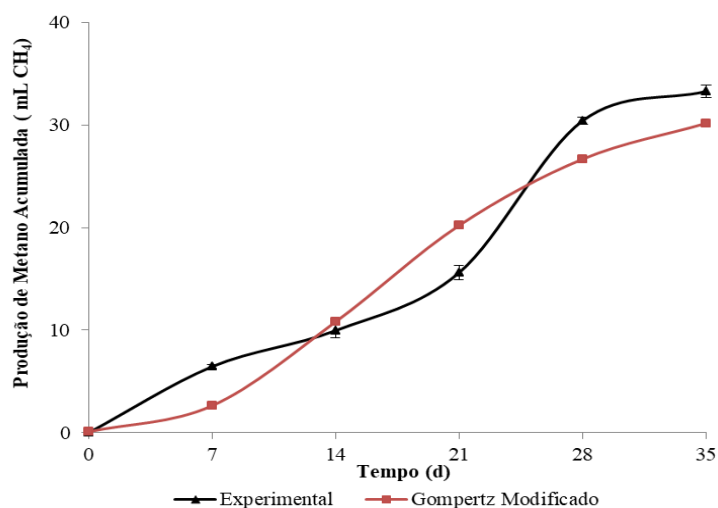


Figura 1: Modelagem cinética da produção de CH₄ durante o processo de digestão anaeróbia da ARS.

Percebe-se pela Figura 1 que a curva gerada pelo modelo de Gompertz Modificado não tem boa aderência aos dados reais de biometanização da ARS, não se configurando como um bom modelo, apesar do elevado valor de coeficiente de determinação ($R^2 = 0,932$). Dessa forma, é importante que se realizem estudos de modelagem cinética aplicando diferentes modelos matemáticos para se determinar àquele que possa descrever melhor esse bioprocessos. A modelagem cinética apresentou valor médio de 6,5 dias para a fase *lag*. Esse tempo pode ser justificado devido ao substrato possuir elevada concentração de matéria orgânica particulada ($DQO_P/DQO_T = 0,80$) e demandar mais tempo no processo de hidrólise para disponibilizar compostos mais solúveis para o processo da acidogênese e metanogênese.

CONCLUSÕES

A biodegradabilidade anaeróbia obtida foi de 98%, sendo que 63% da DQO inicial foi convertida em metano. Os reatores apresentaram em média 82% de metano no biogás, e o rendimento de produção de metano foi em média $352 \text{ mLCH}_4 \text{ gDQO}_{\text{removida}}^{-1}$ e $248 \text{ mLCH}_4 \cdot \text{gDQO}_{\text{aplicada}}^{-1}$.

O Modelo de Gompertz Modificado, apesar do elevado valor de coeficiente de determinação ($R^2 = 0,932$), não teve bom ajuste aos dados reais de biometanização.

Com foco em novas alternativas para o tratamento e o destino ambientalmente adequado da ARS e na utilização de substratos de baixo custo para geração de produtos de elevado valor agregado propõem-se estudos sobre o potencial de produção de ácidos carboxílicos em um processo anaeróbio acidogênico.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG e do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto – INCT ETEs Sustentáveis.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABU-REESH, I. M. Kinetics of anaerobic digestion of labaneh whey in a batch reactor. *African Journal of Biotechnology*, v. 13, n. 16, 2014.
2. APHA. *Standard Methods: for the examination of water and wastewater*. 22. ed. Washington, D.C.: APHA - American Public Health Association, 2012.
3. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. ABPA. Relatório Anual 2018. Disponível em: <<http://abpa-br.com.br/setores/avicultura/publicacoes/relatorios-anuais>>. Acesso em: 10 out. 2018.
4. CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores anaeróbios*. 2º. ed. ampl. e atual. Belo Horizonte, MG: UFMG. 2016. 379 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v. 5).
5. DEMIREL, Burak; SCHERER, Paul. The roles of acetotrophic and hydrogenotrophic methanogens during anaerobic conversion of biomass to methane: a review. *Reviews In Environmental Science And Bio/technology*, [s.l.], v. 7, n. 2, p.173-190, 31 jan. 2008. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s11157-008-9131-1>.
6. DOS SANTOS, A. B. Aplicação conjunta de tratamento anaeróbio termofílico por lodo granular e de mediadores redox na remoção de cor de águas residuárias têxteis. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 10, p. 253-259, 2005.
7. GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C.; LEÓN-COFRECES, C.; GARCÍA-ENCINA, P. A. Different pretreatments for increasing the anaerobic biodegradability in swine manure. *Bioresource Technology*, v. 99, n. 18, p. 8710–8714, 2008.
8. JIJAI, Sunwanee; SIRIPATANA, Chairat. Kinetic Model of Biogas Production from Co-digestion of Thai Rice Noodle Wastewater (Khanomjeen) with Chicken Manure. *Energy Procedia*, [s.l.], v. 138, p.386-392, out. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.egypro.2017.10.177>.
9. KAFLE, G. K.; KIM, S. H. Anaerobic treatment of apple waste with swine manure for biogas production: Batch and continuous operation. *Applied Energy*, v. 103, p. 61–72, 2013.
10. LEE, W. S.; CHUA, A. S. M.; YEOH, H. K.; NGOH, G. C. (2014), A review of the production and applications of waste-derived volatile fatty acids. *Chemical Engineering Journal*, v. 235, p. 83–99, jan.
11. LIANG, S., WAN, C., 2015. Carboxylic acid production from brewer's spent grain via mixed culture fermentation. *Bioresour. Technol.* v. 182, p. 179-183.
12. LOURINHO, G.; BRITO, P. S. D.; RODRIGUES, L. F. T. G.. Experimental Biogas Production and Biomethane Potential of Swine Wastewater Among Different Production Stages. *Innovation, Engineering And Entrepreneurship*, [s.l.], p.675-681, 3 jun. 2018. Springer International Publishing. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-91334-6_92.
13. MARSHALL, C.W., LABELLE, E.V., MAY, H.D., 2013. Production of fuels and chemicals from waste by microbiomes. *Curr. Opin. Biotechnol.* v. 24, n. 3, p. 391-397.
14. PEREIRA, Erlon Lopes; CAMPOS, Cláudio Milton Montenegro; MOTERANI, Fabricio. Physical-chemical and operational performance of an anaerobic baffled reactor (ABR) treating swine wastewater. *Acta Scientiarum. Technology*, [s.l.], v. 32, n. 4, p.399-405, 3 dez. 2010. Universidade Estadual de Maringá. <http://dx.doi.org/10.4025/actascitechnol.v32i4.7203>.
15. VIANA, M. B. *et al.* Biodegradability and methane production potential of glycerol generated by biodiesel industry. *Water Science and Technology*, v. 66, n. 10, p. 2217–2222, 2012.
16. VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: UFMG. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005. 452 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias; v.1).
17. WEILAND, P. Biogas production: current state and perspectives. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 85, n. 4, p. 849-860, 2010.
18. YANG, Hongnan *et al.* A model for methane production in anaerobic digestion of swine wastewater. *Water Research*, [s.l.], v. 102, p.464-474, out. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.06.060>.