

Ponta Grossa, PR, Brasil, 04 a 06 de dezembro de 2019

Biorreatores anaeróbios: uma abordagem técnico-operacional

Leandro Conti Garcia, Flávia Aparecida Reitz Cardoso, Eudes José Arantes

Resumo: A agroindústria possui forte dependência da utilização de água para o desenvolvimento de seus processos produtivos. Para atender a legislação vigente quanto ao descarte de efluentes, a água servida deve passar por um tratamento prévio antes de ser lançada nos corpos hídricos. Dentre as diversas metodologias utilizadas, salienta-se aqui a biodigestão anaeróbia, onde a carga orgânica do efluente é degradada por um conjunto de bactérias anaeróbias, que geram como subproduto biogás e biofertilizante. Com base nestas considerações, este estudo objetivou realizar uma abordagem teórica dos principais aspectos técnico-operacionais que influenciam na eficiência do tratamento anaeróbio. Aferiu-se que o controle da temperatura deve ser mantido entre 37°C e 42°C, pH neutro (7,0) e a relação carbono:nitrogênio:fósforo (C:N:P) deve ser de 100:1,75:0,25. Por se tratar da degradação de compostos orgânicos, os valores encontrados para a demanda química e bioquímica de oxigênio também influenciam de forma assídua a eficiência do sistema, sendo que quanto maior o volume orgânico do efluente, maior será a atividade bacteriana. Além destes aspectos, deve se ter um controle sobre a porcentagem de sólidos totais presentes no dejeto, a qual não deve ultrapassar os 20%. Todos estes parâmetros estão ligados à origem do efluente, sendo necessário então, sempre que adotado o tratamento, uma caracterização química do produto para que assim se possa dimensionar a melhor metodologia a ser empregada, conduzindo a um processo de tratamento mais eficiente.

Palavras chave: Biodigestão Anaeróbia, Tratamento de efluentes, Saneamento, Biogás, Biofertilizante.

Title of the article in English

Abstract: Key-words:

1. Introdução

O crescente desenvolvimento agroindustrial condicionou o aumento da produção de efluentes oriundos deste setor, contaminados geralmente por grandes concentrações de poluentes orgânicos (ALVES, 2000). Face a esta situação, o Ministério do Meio Ambiente, por meio da resolução CONAMA Nº430/2011, estabeleceu padrões de lançamento de efluentes que impedem o seu descarte contendo elevadas cargas orgânicas, inorgânicas e biológicas em sua composição.

Dentre as formas de tratamento é possível destacar a biodigestão anaeróbia, na qual o efluente é conduzido a um biodigestor anaeróbio, com diferentes colônias de bactérias decompondo as complexas cadeias orgânicas em compostos mais simples, e resultando na produção do biogás e biofertilizante (ACOSTA & ABREU, 2005). Esta alternativa para o tratamento de efluente possibilita agregar valor econômico ao dejeto a partir dos subprodutos gerados, trazendo ainda uma atratividade econômica ao investimento. A utilização do biogás gerado pode se dar de forma local, em conversores de energia térmica ou elétrica, suprindo a utilização de GLP (OLIVEIRA, 2004), ou ainda, a partir da conversão em eletricidade, pode ser empregado na geração distribuída de energia elétrica de acordo com a resolução normativa nº 687/15 (ANEEL, 2015). Enquanto isso, o biofertilizante estabilizado





Ponta Grossa, PR, Brasil, 04 a 06 de dezembro de 2019

pode ser utilizado em aplicações agrícolas locais e também comercializado e distribuído.

Alguns aspectos têm influência direta na eficiência dos biodigestores, como o tempo de retenção hidráulica (TRH), sólidos (totais e voláteis), a demanda química e bioquímica de oxigênio, além da temperatura e pH (PALHARES, 2004).

Desta forma, este trabalho objetivou realizar uma revisão bibliográfica abordando os aspectos técnico-operacionais dos biodigestores e apontando como tais parâmetros influenciam no processo de digestão anaeróbia, além de destacar os resultados encontrados por pesquisadores em experimentos anteriores.

2. Metodologia

Este trabalho descreve de forma teórica a biodigestão anaeróbia com vistas à geração de biogás, bem como os processos e práticas que influenciam na eficiência dos sistemas anaeróbios de digestão orgânica. Para tanto, fez-se um levantamento bibliográfico empregando-se publicações de estudiosos da área, considerando desde a definição de conceitos até o comportamento das colônias bacterianas sob determinadas circunstâncias, bem como seus resultados para a concretização da efetiva influência das variáveis abordadas no processo de digestão anaeróbia em biorreatores.

Estas informações foram colhidas de informativos técnicos e periódicos, provenientes do desenvolvimento contínuo de pesquisas laboratoriais aplicadas ao tema. Os estudos mais antigos aqui apresentados trazem conceitos definidos a partir das primeiras avaliações de sistemas anaeróbios no Brasil que, por sua vez, se tornaram base para os estudos subsequentes.

Desta forma, este estudo não se trata de uma comparação entre diferentes metodologias já utilizadas ou sobre a eficiência do tratamento anaeróbio em diferentes tipos de efluente, mas sim uma referência ao que já foi descoberto sobre o tema, assim como a evolução das informações ao longo do tempo, sendo caracterizada, portanto, como uma pesquisa bibliográfica qualitativa.

3. Biodigestão anaeróbia

A biodigestão anaeróbia acontece por meio de uma sequência de reações químicas, protagonizadas por um consórcio de bactérias decompositoras, na ausência de oxigênio. Neste processo, as cadeias orgânicas presentes no efluente são decompostas até atingirem cadeias mais simples, resultando na produção de metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂), com taxas que variam entre 50% - 70% e 30% - 35%, respectivamente (KUNZ & OLIVEIRA, 2006; OLIVEIRA, 2004). Ainda é possível encontrar gás amônia (NH₃), sulfeto de hidrogênio (H₂S) e nitrogênio (N₂) que atingem cerca de 5% da composição final do biogás (COSTA, 2012).

Estas reações podem ser divididas em quatro etapas, levando em consideração o conjunto de bactérias atuantes. A primeira destas fases consiste na hidrólise, momento em que bactérias hidrolíticas liberam enzimas capazes de converter os polímeros orgânicos em monômeros. Na sequência, os compostos solúveis destes monômeros são convertidos em ácidos orgânicos, pela ação de bactérias acidogênicas. Esta fase é chamada de acidogênese (ACOSTA & ABREU, 2005).

Ainda de acordo com Acosta e Abreu (2005), durante a terceira etapa, acetogênese, os ácidos orgânicos gerados são transformados em acetato, dióxido de carbono e hidrogênio, sendo que na quarta e última etapa, bactérias metanogênicas convertem o acetato ou hidrogênio



ConBRepro

IX CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO

Ponta Grossa, PR, Brasil, 04 a 06 de dezembro de 2019

em metano, resultando assim a mistura de biogás já conhecida.

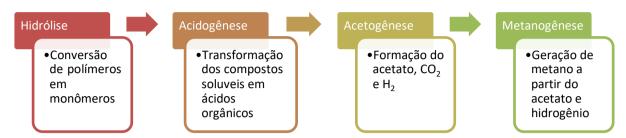


Figura 1 – Etapas da biodigestão anaeróbia

Os principais modelos de biodigestor são o indiano, o chinês e o canadense. O modelo indiano é composto por uma estrutura cilíndrica, subterrânea e geralmente em alvenaria, tem por objetivo o maior aproveitamento energético do biogás produzido (MATHIAS, 2014). Desta forma, possui uma campânula com gasômetro mergulhada na biomassa em fermentação ou em um selo d'água externo e uma divisão central com a função de conduzir o material em digestão por todo o corpo do reator (DEGANUTTI et al., 2002).

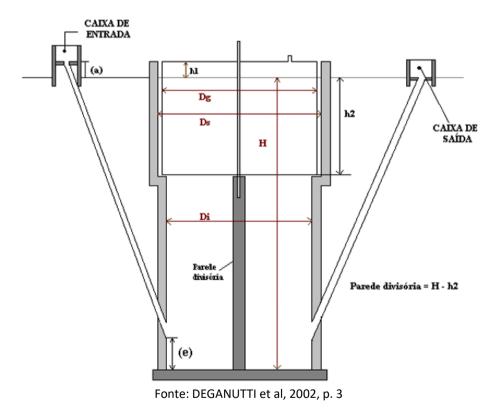


Figura 2 - Modelo de biodigestor indiano

Com maior interesse na produção do biofertilizante, o modelo chinês se diferencia do indiano pela ausência do gasômetro e da parede central. Este modelo funciona com um princípio semelhante ao de uma prensa hidráulica, onde o aumento de pressão interna conduz o efluente tratado à caixa de saída, e a diminuição da pressão resulta no processo inverso (MATHIAS, 2014; DEGANUTTI et al., 2002).





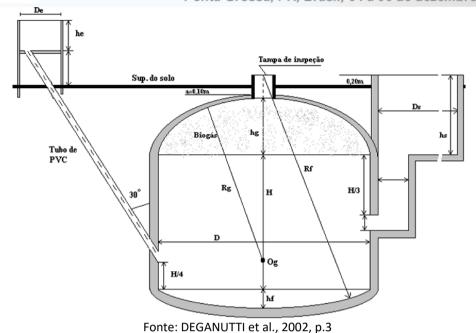
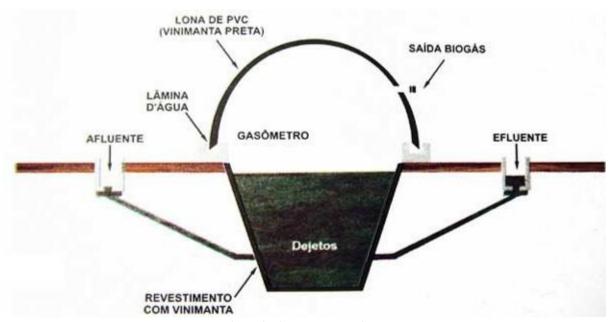


Figura 3 – Modelo de biodigestor chinês

O modelo canadense vem sendo bastante utilizado pela conveniência da impermeabilização e vedação por meio das geomembranas. Estes são compostos por escavação retangular impermeabilizada, com paredes trapezoidais e se diferem dos modelos anteriores por priorizarem maior área de superfície à profundidade, permitindo que a incidência solar seja

um fator de contribuição ao processo de biodigestão (OLIVEIRA, 2004; PALHARES, 2004).



Fonte: Adaptado de BESSANI et al, 2014, p.11

Figura 4 – Modelo de biodigestor canadense



ConBRepro



Ponta Grossa, PR, Brasil, 04 a 06 de dezembro de 2019

4. Influências físico-químicas

4.1 Temperatura

Castro e Cortez (1998) mencionam que a atividade bacteriana pode se desenvolver em três faixas diferentes de temperatura, sendo estas: psicrofílicas, mesofílicas e termofílicas. Com o aumento da temperatura, eleva-se também a atividade bacteriana e, consequentemente, a eficiência no processo de digestão e produção de biogás. Entretanto, Kunz e Oliveira (2006) salientam que a amplitude térmica encontrada, principalmente nos períodos de inverno, pode influenciar negativamente o processo, sendo que esta atividade cessa em temperaturas inferiores a 10°C.

Em uma análise operacional dos biodigestores anaeróbios com relação à temperatura, podese encontrar o desenvolvimento de bactérias específicas em três faixas de calor, sendo que as temperaturas entre 37°C e 42°C são ideais para o desenvolvimento das colônias mesofílicas que compreendem a maioria dos microrganismos metanogênicos (ROHSTOFFE, 2010).

Souza (1984) menciona que esta faixa pode se estender de 15°C a 45°C e para bactérias termofílicas, o pico de desenvolvimento acontece entre 57°C e 62°C, com uma faixa de crescimento entre 50°C e 65°C. Nos estados do sul, a amplitude térmica pode influenciar negativamente no desempenho do sistema, diminuindo a temperatura do efluente dentro do biorreator e impedindo que as colônias se desenvolvam com eficiência (KUNZ & OLIVEIRA, 2006).

4.2 Alcalinidade e pH

Existe com relação ao pH uma faixa com maior controle para o desenvolvimento dos organismos protagonistas envolvidos. Souza (1984) menciona que o desenvolvimento de bactérias hidrolíticas e acidogênicas é maior em faixas levemente ácidas, porém, ainda desenvolvem atividades em ambientes neutros. Já as bactérias responsáveis pelas etapas 3 e 4 (acetogênese e metanogênese) se desenvolvem apenas em ambientes neutros.

O aumento de ácidos orgânicos durante atuação das bactérias acidogênicas é controlado posteriormente pela presença de compostos nitrogenados, como a amônia, que em contato com a água atua como solução tampão, permitindo o desenvolvimento das próximas colônias (PINTO, 1999).

Para Abreu e Costa (2005), considerando o controle de alcalinidade e pH no efluente em tratamento, tais parâmetros devem ser mantidos neutros, entre 6 e 8, sendo que o intervalo entre 7 e 7,2 é considerado o ideal. A faixa de neutralidade deve se manter entre 6,6 e 7,6 para que haja o desenvolvimento contínuo da biota.

Rohstoffe (2010) indica que as bactérias hidrolíticas e acidogênicas têm uma adaptação melhor em ambientes levemente ácidos, com pH entre 5,2 e 6,3, mas que ambientes com valores mais elevados não impedem seu desenvolvimento, apenas reduz sua atividade. O desequilíbrio químico na composição do efluente a ser tratado se liga diretamente às condições de sobrevivência dos organismos atuantes pela regulação do pH. Para o autor, este desequilíbrio causa a formação de volumes elevados da solução tampão proveniente da mistura de amônia e água, além de tornar alcalino o efluente dentro do biodigestor.

Castro e Cortez (1998) complementam que, em ambiente alcalino, a atividade metanogênica específica cessa, parando assim a produção de biogás e finalizando o ciclo de digestão dentro do biorreator, já que as bactérias envolvidas neste processo são atuantes em meio com pH





Ponta Grossa, PR, Brasil, 04 a 06 de dezembro de 2019

neutro, entre 7 e 8.

4.3 Relação carbono:nitrogênio:fósforo

Para um processo de digestão bacteriana eficiente, deve existir uma condição de disponibilidade de alguns nutrientes fundamentais à biota. Souza (1984), assim como Acosta e Abreu (2005) relatam em suas pesquisas que a composição do efluente a ser tratado deve possuir uma disponibilidade de nitrogênio e fósforo em relação à quantidade de carbono presente a fim de suprir a demanda estabelecida durante a digestão. Esta relação deve se manter em C:N:P = 100:1,75:0,25 com base na demanda química de oxigênio.

O excesso de compostos nitrogenados pode ocasionar a formação de amônia, gerando um desequilíbrio de pH no interior do biodigestor. Esta situação leva a uma alcalinização da solução, influenciando diretamente na eficiência de digestão das bactérias presentes, como pode ser visto (ROHSTOFFE, 2010).

Quando esta relação se desestabiliza, pode ocorrer a redução das atividades bacterianas, levando à baixa digestão do carbono presente no resíduo. Isto ocorre em ambientes com alta concentração de carbono, que reduz a velocidade de processamento do metabolismo bacteriano, assim como em ambientes contendo elevadas taxas de nitrogênio, que se transforma em compostos tóxicos e impedem a reprodução das colônias (PALHARES, 2004). Rohstoffe (2010) sugere uma segunda relação destes elementos, acrescentando ainda o enxofre, pois justifica que o mesmo influencia no transporte de energia no metabolismo bacteriano, já que compõe as cadeias de aminoácidos. Desta forma, a relação sugerida fica C: N:P:S = 600:15:5:3.

4.4 Demandas química e bioquímica de oxigênio

Augusto (2011) indica que a análise da demanda química de oxigênio (DQO) é utilizada para aferir o volume de matéria orgânica encontrada dentro do efluente por meio do oxigênio consumido na decomposição dos compostos orgânicos sem a atuação de microrganismos. Enquanto isso, Costa (2012) caracteriza a demanda bioquímica de oxigênio como o consumo de oxigênio pelas bactérias decompositoras para expressar a carga orgânica do efluente.

Estes valores podem sofrer grande variação de acordo com a origem do efluente, e influenciam diretamente no processo de digestão anaeróbia, já que relaciona a quantidade de oxigênio disponível no interior do biodigestor com a atividade bacteriana (OLIVEIRA, 2004).

A disponibilidade de material orgânico deve ser medida por meio da demanda química e bioquímica de oxigênio (DQO/DBO), sendo que quanto maior estes valores, mais disponibilidade de material orgânico existirá, influenciando diretamente na digestão e na produção de biogás (KUNZ & OLIVEIRA, 2006). Os valores destes parâmetros estão atrelados também ao tempo em que o efluente permanecerá em tratamento, ou seja, o tempo de retenção hidráulica (TRH).

4.5 Sólidos totais

Os sólidos encontrados na composição do efluente podem ser divididos em orgânicos e inorgânicos. A quantidade de cada uma dessas frações é aferida pela calcinação dos sólidos totais, sendo que a porção orgânica calcina e a inorgânica se transforma em cinzas A quantidade de sólidos totais não deve ultrapassar 10% do volume do biodigestor, e quanto menor a partícula, mais eficiente é a digestão do efluente (SOUZA, 1984).

Acosta e Abreu (2005) salientam que a mistura dentro do tanque de digestão deve conter em



ConBRepro

IX CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO

Ponta Grossa, PR, Brasil, 04 a 06 de dezembro de 2019

torno de 10% de sólidos totais. De acordo com Palhares (2004), esta concentração pode variar entre 0,05% e 20%, devendo apresentar em sua composição maior porcentagem de sólidos voláteis, já que estes representam os compostos orgânicos que serão digeridos pelas colônias de bactérias.

4.6 Tempo de detenção hidráulica

Palhares (2004) menciona que o efluente não é digerido instantaneamente quando é introduzido no biodigestor, e que o período em que permanece dentro do equipamento é chamado de tempo de detenção hidráulica (TDH). A breve permanência do composto no processo, assim como um tempo de retenção maior que o indicado, influencia diretamente o desenvolvimento das colônias de bactérias, podendo inibir a produção de biogás (MIRANDA, 2005).

Alguns autores como Pinto (1999), Acosta e Abreu (2005), Tessaro et al. (2015) e Palhares (2004) demonstram em seus estudos que este período em que o efluente se encontra dentro do sistema de tratamento anaeróbio é relativo à sua origem. No entanto, o que determina a sua permanência é o volume tratado e a concentração da carga orgânica, sendo que o processo de digestão pode ser concluído em horas, dias ou até meses.

5. Conclusão

A partir da avaliação de pesquisas anteriores, e publicação dos dados já encontrados sobre o tratamento anaeróbio de efluentes industriais e agroindustriais, foi possível concluir que o sistema em questão demonstra potencial na remoção de componentes orgânicos dos dejetos, entretanto, podem ser necessários tratamentos prévios e posteriores em casos com elevada presença de compostos inorgânicos.

A eficiência na remoção dos poluentes está intimamente ligada à composição do produto utilizado que, por sua vez, tem total relação com o processo produtivo no qual tem sua origem. Desta forma, pelos experimentos analisados, é possível salientar a importância da caracterização química do composto a ser tratado, quantificando assim a concentração e descrição dos sólidos encontrados, a carga orgânica presente, a alcalinidade e pH, além do volume das frações inorgânicas presentes, tal como os nutrientes nitrogênio, fósforo e enxofre.

Estes dados são fundamentais para a escolha adequada do modelo de biodigestor a ser utilizado, assim como necessários para o cálculo do tempo de permanência dentro do sistema de tratamento. As análises iniciais servem ainda como parâmetro na avaliação da eficiência de remoção dos poluentes e controle para o descarte correto das águas servidas.

Por fim, considera-se que os estudos nesta linha de pesquisa devem continuar acontecendo para que as metodologias aplicadas sejam constantemente aprimoradas e que, desta forma, seja possível determinar um padrão de tratamento para os efluentes mais comumente utilizados no sistema, aumentando a sua eficiência e viabilizando a sua disseminação nos locais de produção.

Referências

ACOSTA, Yaniris Lorenzo; ABREU, Cristina Obaya. La digestón anaeróbia. Aspectos teóricos. Parte I. Instituto cubano de investigaciones de los derivados de la caña de azúcar. Ciudad de La Havana, 2005.





Ponta Grossa, PR, Brasil, 04 a 06 de dezembro de 2019

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA – ANEEL. **Resolução normativa nº 687, de 24 de novembro de 2015.** Disponível em:< http://www2.aneel.gov.br/cedoc/ren2015687.pdf>; Acesso em: 07 maio 2016.

ALVES, João Wagner Silva. **Diagnostico técnico institucional da recuperação e uso do biogás gerado pela digestão anaeróbia de resíduos.** 2000. 167 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, Escola Politécnica, Instituto de Física, Faculdade de Economia e Administração e Instituto de Eletrotécnica e Energia. São Paulo, 2000.

AUGUSTO, Karolina Von Zuben. **Tratamento e reuso do efluente de biodigestores no processo de biodigestão anaeróbia da cama de frango.** 2011, 85 f. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola. Campinas, 2011.

BESSANI, Jean Carlos; MARQUARDT, Rafael; STRUTZ, Talita Sueli; SILVA, Thiago da. A decomposição de resíduos orgânicos e a geração de biogás. 2014, 25 f. Relatório de Resultados – Instituto Federal de Santa Catarina, Curso Técnico em Química. Jaraguá do Sul, 2014.

CASTRO, Larissa Rodrigues de; CORTEZ, Luís Augusto Barbosa. Energia na agricultura: influência da temperatura no desempenho de biodigestores com esterco bovino. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.2, a.1, p. 97-102, 1998.

COSTA, Laura Vanessa Cabral da. **Produção de biogás utilizando cama de frango diluída em água e em biofertilizante de dejetos de suínos.** 2012, 75 f. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agronômicas. Botucatu, 2012.

DEGANUTTI, Roberto; PALHACI, Maria do Carmo Jampaulo Plácido; ROSSI, Marco; TAVARES, Roberto; SANTOS, Claudemilson dos. **Biodigestores rurais:** modelo indiano, chinês e batelada. Bauru: FAAC – UNESP, 2002.

KUNZ, Airton; OLIVEIRA, Paulo Armando V. de. Aproveitamento de dejetos animais para geração de biogás. **Revista de política agrícola**, n. 03, 2006.

MATHIAS, João Felippe Cury Marinho. **Biogás em propriedades rurais familiares: uma opção de desenvolvimento local sustentável**. Ribeirão Preto: 10º Congresso Brasileiro de Sistemas, 2014.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. **Resolução CONAMA Nº 430 de 13 de maio de 2011**. Disponível em: < http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646> Acesso em: 14 nov 2017.

MIRANDA, C. R. DE. **Avaliação de estratégias para sustentabilidade da suinocultura**. 2005. 264 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

OLIVEIRA, Paulo Armando Victória de. **Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos:** manual de boas práticas. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004.





Ponta Grossa, PR, Brasil, 04 a 06 de dezembro de 2019

PALHARES, Julio César Pascale. **Uso da cama de frango na produção de biogás**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, dez 2004.

PINTO, Cláudio Plaza. **Tecnologia da digestão anaeróbia da vinhaça e desenvolvimento sustentável**. 1999, 162 f. Dissertação (Mestrado) -Universidade Estadual de Campina, Faculdade de Engenharia Mecânica. Campinas, 1999.

ROHSTOFFE, Fachagentur Nachwachsende. **Guia prático do biogás:** geração e utilização. Gülzow, 2010.

SOUZA, Marcos Eduardo de. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia. **Revista DAE**, v.44, n,137, p. 88-94, 1984

TESSARO, Alessandra Buss Tessaro; TESSARO, Amarildo Antônio; CANTÃO, Maurício Pereira; MENDES, Maria Alessandra. Potencial energético da cama de aviário produzida na região sudoeste do Paraná e utilizada como substrato para a produção de biogás. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v.8, n.2, p. 357-377, 2015.

TORRES, Aline; PEDROSA, João Felipe; MOURA, Johnson Pontes. Fundamentos de implantação de biodigestores em propriedades rurais. **Revista Educação Ambiental em Ação**, n. 40, p., 2012. Disponível em: < http://www.revistaea.org/pf.php?idartigo=1248> Acesso em: 17 nov 2017.

