



Esta obra está bajo una [Licencia Creative Commons](#)
Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 internacional

Atualidades no processo de digestão anaeróbia de resíduo orgânico
Fabiane Granzotto, Eduarda Holz Bracher, Flávio Dias Mayer, Ronaldo Hoffmann, Djalma Dias da Silveira
AUGM DOMUS, (10), e007, artículos, 2023
ISSN 1852-2181 | <https://doi.org/10.24215/18522181e007>
<https://revistas.unlp.edu.ar/domus>
Asociación Grupo Montevideo | Universidad Nacional de La Plata
La Plata | Buenos Aires | Argentina

ATUALIDADES NO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUO ORGÂNICO

NEWS ON ORGANIC-WASTE ANAEROBIC DIGESTION PROCESS

Fabiane Granzotto ^{1 2}

fabianegranzotto@yahoo.com.br | <https://orcid.org/0000-0001-6479-3394>

Eduarda Holz Bracher ^{1 2}

eduardabracher@yahoo.com.br | <https://orcid.org/0009-0001-0574-9454>

Flávio Dias Mayer ^{1 2}

flavio.mayer@ufsm.br | <https://orcid.org/0000-0002-8434-4323>

Ronaldo Hoffmann ^{1 2}

hoffmann@ufsm.br | <https://orcid.org/0000-0003-3163-9627>

Djalma Dias da Silveira ^{1 2}

djalma@smail.ufsm.br | <https://orcid.org/0000-0003-2366-593X>

1. Universidade Federal de Santa Maria | Brasil
2. Departamento de Engenharia Química



Recibido 06/11/16 | Aceptado 21/05/18 | Publicado 12/12/23

RESUMO

A geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) vem aumentando. Os resíduos orgânicos são os principais constituintes dos RSU. Quando destinados e tratados adequadamente pode-se aproveitar o seu potencial para gerar energia. Atualmente, uma boa alternativa para o descarte deste material é a digestão anaeróbia para fins energéticos. Porém, existem outras formas de tratamento como a compostagem e a incineração e de disposição final como os aterros sanitários. A digestão anaeróbia é um processo fermentativo no qual a matéria orgânica é transformada em biogás e biofertilizante. O biogás contém o metano que pode ser utilizado como fonte de energia e o biofertilizante usado como adubo orgânico. Os outros métodos de tratamento apresentam algumas desvantagens em relação à digestão anaeróbia como, perda de gás para a atmosfera, elevado custo de operação, geração de cinzas. Na digestão anaeróbia existem vários fatores que interferem no processo como o pH, a alcalinidade, a temperatura, o substrato, o TRH, a umidade, a relação C/N. É muito importante o controle desses fatores para o adequado funcionamento do processo de biodigestão. Esta revisão bibliográfica centra-se nas atualidades da digestão anaeróbica e nos principais parâmetros de controle envolvidos. Uma tendência de trabalho foi identificada nos estudos atuais que conduzem à produção de biogás. Observou-se que conhecer os fatores mais influentes no processo de biodigestão e os seus comportamentos contribui para o funcionamento adequado do tratamento biológico com produção de metano.

PALAVRAS CHAVE | biodigestão, biofertilizante, biogás, energia alternativa

ABSTRACT

The generation of municipal solid waste (MSW) is increasing. Organic waste is the main constituent of MSW. When it is properly disposed and treated, it can be used to generate energy. Currently, a good alternative to its disposal is anaerobic digestion for energy purposes. However, there are other forms of treatment, such as composting and incineration as well as landfilling. Anaerobic digestion is a fermentation process in which organic matter is turned into biogas and biofertilizer. Biogas containing methane can be used as a source of energy and biofertilizer used as organic fertilizer. Other treatment methods have some disadvantages compared to anaerobic digestion like gases escape to the atmosphere, high operating costs and ash production. In anaerobic digestion several factors are involved such as pH, alkalinity, temperature, substrate, TRH, humidity, and C/N. It is very important to control these factors for the proper functioning of the digestion process. This bibliographic review focuses on the current developments in anaerobic digestion and the main control parameters involved. A working trend has been identified in current studies leading to the production of biogas. It was observed that knowing the most influential factors in the biodigestion process and its behaviors contributes to the proper functioning of the biological treatment with methane production.

KEYWORDS | biodigestion, biofertilizer, biogas, alternative energy

INTRODUCCIÓN

A busca por fontes alternativas de energias, nos últimos anos, tem se mostrado necessária diante do aumento populacional e suas demandas. A geração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) vem aumentando justamente em função das mudanças nos padrões de consumo. No Brasil, dentre os RSU a maior participação é de resíduos orgânicos, sendo atualmente a digestão anaeróbia o tratamento mais adequado quando se objetiva a produção de energia.

Assim sendo este trabalho consiste numa revisão bibliográfica sobre as atualidades da digestão anaeróbia e dos principais fatores que influenciam neste processo biológico.

A digestão anaeróbia é um processo fermentativo no qual a matéria orgânica é transformada em biogás, na ausência de oxigênio. O biogás produzido pode alcançar níveis entre 60 % e 70 % de metano e 30 % e 40 % de dióxido de carbono, além de formar um resíduo sólido estável (Jain *et al.*, 2015).

A biodigestão ocorre na ausência de oxigênio por ação de micro-organismos, principalmente bactérias. Segundo Chernicharo (1997), esse processo ocorre em diversos ambientes naturais como, por exemplo, nos pântanos e no aparelho digestivo de animais superiores.

O tratamento de resíduos orgânicos por digestão anaeróbia, atualmente, é aplicado em larga escala em países como Dinamarca, Suécia e Alemanha (Al Seadi *et al.*, 2008). Conforme Coelho *et al.* (2001), a Índia e a China, nas décadas de 1950 e 1960, foram os primeiros países que aperfeiçoaram o processo de digestão anaeróbia, desenvolvendo seus próprios modelos de biodigestores.

A utilização da digestão anaeróbia é a maneira ideal para o tratamento de resíduos orgânicos biodegradáveis, pois a perda de gás para a atmosfera é mínima e também o lodo gerado já está estabilizado e pode ser utilizado como fertilizante (Jain *et al.*, 2015). A escolha pelo tratamento por biodigestão deu-se em função da grande quantidade de resíduo orgânico gerado atualmente, da falta de tratamento e ou destino adequado para esses resíduos e pela busca de fontes alternativas de energias como a produção de biogás.

Conforme, Lino & Ismail (2012) os RSU, em geral, são compostos de matéria orgânica degradável (restos de alimentos, papéis e outros), material orgânico não degradável (plásticos) e material inorgânico (vidro, metal e outros). Portanto, a composição é bastante heterogênea. O descarte dos RSU, de forma inadequada, pode gerar problemas, principalmente ambientais uma vez que poluem os recursos hídricos, solo e a atmosfera. Dentre os resíduos descartados diariamente estão os orgânicos, que constituem uma grande parcela da produção total dos RSU.

Os resíduos orgânicos, quando descartados inadequadamente perdem totalmente suas potencialidades, atuando somente como um contaminante dos recursos naturais, porém, quando descartado adequadamente, podem servir de grande fonte de nutriente e para a geração de energia (Caramelo, 2010). Estes resíduos podem ser utilizados como substrato para micro-organismos pelo fato de serem facilmente biodegradáveis apresentando cerca de 70 % a 80 % de umidade (Al Seadi *et al.*, 2008; Zhang *et al.*, 2014).

Conforme dados da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2012), o Brasil produz uma grande quantidade de resíduo orgânico sendo que no ano de 2012 a matéria orgânica teve participação de 51,4 % no total dos RSU coletados no país com uma quantidade de 29,07 bilhões de toneladas. Nesta mesma fonte é citado que na maioria dos municípios brasileiros a matéria orgânica presente nos RSU é superior a 50 %, sendo que em alguns casos chega a 60 %.

De acordo com a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS, 2010), no seu Art. 9º ficou determinado que somente poderão ser destinados à disposição final os rejeitos, ou seja, somente os resíduos que não podem ter um aproveitamento independente de que forma for. Assim, acredita-se que nos próximos anos a tendência, principalmente, do tratamento através da digestão anaeróbia aumente bastante no Brasil.

Granzotto (2016) ressalta que, no Brasil, as principais formas de tratamento para o resíduo orgânico são a incineração, a compostagem e a digestão anaeróbia. Enquanto que a disposição final mais utilizada é o aterro sanitário.

De acordo com Lins *et al.* (2008), a incineração consiste em um processo de oxidação térmica sob altas temperaturas, normalmente variando de 800 °C a 1300 °C, utilizado para a destruição de resíduos e para a redução de volume e toxicidade. A incineração

tem como principais vantagens a eliminação de patógenos, a redução da quantidade de resíduo no ambiente e como desvantagem os altos custos operacionais. Os resíduos utilizados na incineração são ricos em plásticos, papéis entre outros. No Brasil o teor de umidade dos RSU fica em torno de 70 % em função da grande participação dos resíduos orgânicos e, por conta disso, dificulta a incineração.

A compostagem é um tipo de tratamento biológico, aeróbico e controlado, no qual a matéria orgânica é convertida pela ação de micro-organismos já existentes ou inoculados na massa de resíduo orgânico, em composto ou fertilizante orgânico (Sharma *et al.*, 1997). Esse tratamento atende a vários objetivos: sanitários (na eliminação de doenças, de vetores, entre outros), ambientais (pelo controle da poluição), econômicos (por gerar renda para a economia da região), sociais (absorção de mão de obra, participação comunitária, eliminação de catadores) e agrícolas, para efeitos de adubação (Pereira Neto, 1999). Desta forma, a compostagem de resíduos orgânicos em um país com as características do Brasil com vasta produção agrícola reveste-se de grande importância e necessidade.

Por outro lado, no Brasil, o aterro sanitário é a forma mais usual de disposição de RSU e não deve ser confundido como forma de tratamento desses resíduos. Na disposição de RSU nos aterros sanitários ocorre a transformação microbiológica dos resíduos biodegradáveis em gases responsáveis pelo efeito estufa e chorume (Colazo *et al.*, 2015). Uma das desvantagens do aterro sanitário é em relação a preocupação com os gases que são liberados para a atmosfera, pois cerca de 60 % do biogás produzido em aterros sanitários são perdidos (Buttol *et al.*, 2007; Cherubini *et al.*, 2009; Monni, 2012). Desta forma, faz-se necessário avaliar os impactos causados com a instalação deste processo de disposição dos resíduos uma vez que atualmente não existem estudos avaliativos dos impactos em grande escala (Colazo *et al.*, 2015).

Através deste trabalho tem-se por objetivo apresentar e discutir sobre o tratamento biológico por digestão anaeróbia de resíduos orgânicos biodegradáveis abordando os principais fatores interferentes nesse processo.

DIGESTÃO ANAERÓBIA

A digestão anaeróbia é a forma mais adequada para o tratamento de resíduos orgânicos para a formação de biogás e biofertilizante. O biogás produzido é rico em metano, apresentando aproximadamente 60% a 70%, o qual pode ser utilizado para geração de energia (Jain *et al.*, 2015). Esse processo envolve diferentes micro-organismos e reações bioquímicas, sendo dividido em quatro principais sequências de degradação: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (Fonseca & Teixeira, 2007). A Figura 1 mostra as etapas da digestão anaeróbia e a sequência de reações realizadas pelos micro-organismos.

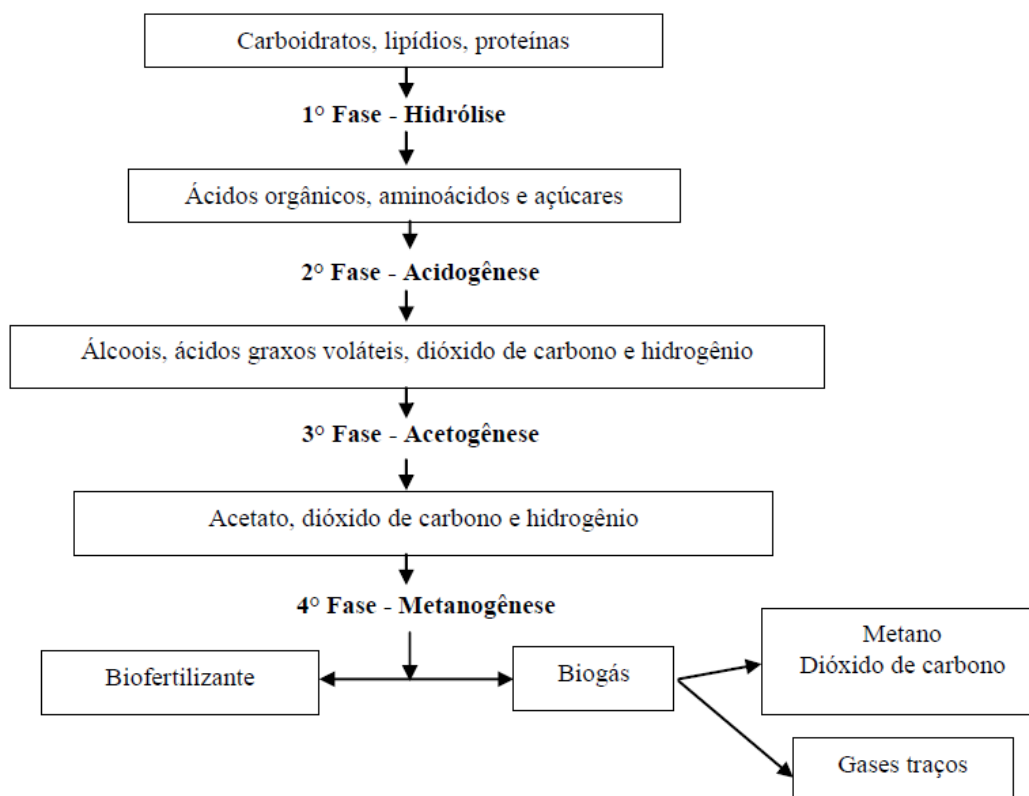


Figura 1. Etapas do processo de digestão anaeróbia / *Stages of the anaerobic digestion process.* Fuente: adaptado de Van Haandel & Lettinga, 1994; Chernicharo, 1997; Verma, 2002; Gerardi, 2003; Appels *et al.*, 2011

A primeira etapa é conhecida como hidrólise, que consiste na quebra de moléculas como lipídios, proteínas e carboidratos em seus monômeros, sendo ácidos orgânicos, aminoácidos e açúcares de cadeia curta. Esta transformação ocorre para facilitar a degradação destas moléculas pelos micro-organismos e este processo só ocorre

devido à presença de enzimas extracelulares (Fonseca & Teixeira, 2007). Estas enzimas extracelulares são liberadas pelas bactérias anaeróbias e anaeróbias facultativas formadoras de ácido e pertencem ao gênero *Clostridium*, *Citrobacter*, *Enterobacter* e *Escherichia* (Schmidell, 2007).

O que ocorre de fato na fase I do processo de biodigestão é que as bactérias anaeróbias e anaeróbias facultativas quebram, por meio de enzimas, as moléculas mais complexas em moléculas mais simples em proveito próprio. Enquanto que, os outros micro-organismos se adaptaram a utilizar os seus produtos e subprodutos.

Na acidogênese os produtos originados da hidrólise são metabolizados pelas células bacterianas, onde são excretados álcoois, ácidos graxos voláteis, dióxido de carbono e hidrogênio (Al Seadi *et al.*, 2008). Após, estes subprodutos são metabolizados por bactérias homoacetogênicas e sintróficas, e esta fase é chamada de acetogênese, o produtos desta fermentação são o acetato, dióxido de carbono e hidrogênio (Zhang *et al.*, 2014).

A última etapa deste processo é a metanogênese, onde as bactérias e arqueas metanogênicas metabolizam os produtos para formar metano e dióxido de carbono, e cerca de 70 % do metano produzido é oriundo dos ácidos acéticos formados em etapas anteriores. O restante é oriundo da reação redox de hidrogênio e dióxido de carbono (Jain *et al.*, 2015). Essas classes de bactérias e arqueas metanogênicas degradam apenas um número limitado de substrato com poucos átomos de carbono, que podem ser chamados de acetato, metanol, metilaminas, formiato e hidrogênio. Devido a esta característica, pode-se considerar essa etapa como sendo a limitante do processo (Fonseca & Teixeira, 2007).

Os micro-organismos metanogênicos podem ser divididos em dois grupos de arqueas: hidrogenotróficos e acetotróficos (Demirel & Scherer, 2008; Krause *et al.*, 2008). Os hidrogenotróficos (gêneros *Methanobacterium*, *Methanospirillum* e *Methanobrevibacter*) utilizam apenas o H₂ e o CO₂ para a formação do metano e por consequência a sua atividade é essencial para a eficiência do processo de biodigestão visto que a pressão parcial do hidrogênio é um parâmetro que regula a estabilidade e as variações neste processo (Leite, 2015).

As arqueas metanogênicas pertencem às ordens Methanococcales, Metanopyrales, Metanobacteriales, entre outras. A atuação de cada grupo de arqueas ocorre de forma interdependente e simbiótica (Pinto, 1999).

DIFERENTES TIPOS DE SISTEMAS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA

Conforme Marchi *et al.* (2013) os sistemas de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos podem ser classificados pelas seguintes categorias:

- Teor de sólidos totais contidos na massa do reator (ST).
- Estágio único ou múltiplo.
- Alimentação contínua ou batelada.
- Faixa de temperatura mesofílica ou termofílica.

Em relação ao teor de sólidos totais, os reatores são classificados como sistemas com baixo teor de sólidos (BTS), ou via úmida, quando têm ST abaixo de 15 %, como médio teor de sólidos quando ST está entre 15 % e 20 %, e alto teor de sólidos (ATS) quando ST está na faixa de 22 % a 40 %, também chamados de via seca (Verma, 2002).

Os sistemas com baixo teor de sólidos utilizam um grande volume de água, resultando num maior volume do reator e altos custos de tratamento do efluente, que requer drenagem ao fim do processo. Enquanto que, os sistemas com alto teor de sólidos são mais robustos e têm altas taxas de carga orgânica, mas requerem equipamentos mais caros (Tchobanoglous *et al.*, 1993; Marchi *et al.*, 2013).

Reatores de único estágio normalmente são empregados no processo de biodigestão de baixa carga. A degradação da matéria orgânica do substrato, o adensamento, e a formação de sobrenadante sucedem em um único reator (Malina Jr. & Pohland, 1992). No entanto, existem também os reatores de um único estágio e alta carga de sólidos que surgiram para estabelecer um contato maior da biomassa no fundo do digestor com todo o seu volume útil. O objetivo deste segundo tipo de reator era justamente aumentar a eficiência de degradação da matéria orgânica (Abbasi *et al.*, 2012).

Em geral, reatores do tipo de mistura completa (Continuous Stirred Tank Reactor, CSTR) são empregados com esta finalidade.

Diversas são as características dos digestores anaeróbios de alta carga de sólido e único estágio, entre elas: a carga de aplicação de sólidos, a existência de misturadores mecânicos ou recirculação do biogás e presença de sistema de aquecimento para o controle de temperatura reacional (Tchobanoglous *et al.*, 2014). Os reatores de estágio único utilizam somente um reator para as fases de acidogênese e metanogênese, enquanto os de estágio múltiplo separam os reatores de acordo com os diferentes estágios da digestão anaeróbia (Marchi *et al.*, 2013).

A partir da década de 70 começou-se a pensar na separação das fases da digestão anaeróbia em dois estágios sucessivos: na primeira fase, hidrolítica e fermentativa, e na segunda fase, metanogênica. A separação por estágios tem por objetivo melhorar a digestão dando maior flexibilidade aos micro-organismos envolvidos em cada fase do processo da digestão anaeróbia. Conforme Leite (2015), fisicamente, o sistema é composto por dois reatores que operam em série onde o efluente da primeira fase hidrolítica-fermentativo serve de substrato para o digestor metanogênico. A fase I é aquecida para maximizar as reações das bactérias hidrolíticas e acidogênicas, enquanto que na fase II é facultado o uso de misturadores e dispositivos de aquecimento devido às reações exotérmicas naturais derivadas da formação do metano (Mata-Alvarez, 2003).

Outro sistema de digestão anaeróbia está relacionado ao regime de alimentação. Os reatores com operação e alimentação em batelada são mais utilizados que os de alimentação contínua. No regime contínuo o fluxo de alimentação é constantemente carregado e descarregado. O digestor do tipo batelada é tecnicamente mais simples, barato e robusto, mas requer uma maior área de implantação e é menos estável, correndo ainda o risco de uma sedimentação de material no fundo do reator inibir a biodigestão (Marchi *et al.*, 2013).

Por fim, os sistemas de digestão anaeróbia podem ser classificados em função da operação por temperatura, tendo-se as seguintes faixas: mesofílica, entre 35 °C e 40 °C; e termofílica, entre 50 °C e 60 °C. Tradicionalmente, as estações de tratamento de digestão anaeróbia operavam na faixa mesofílica, dada a dificuldade de controlar a

temperatura do digestor em faixas elevadas. Porém, a tecnologia agora está consolidada e, apesar de ser mais cara e menos estável que a mesofílica, tem como vantagens a remoção de patógenos, menor tempo de retenção hidráulico e maior produção de biogás (Appels *et al.*, 2011; Marchi *et al.*, 2013).

Tchobanoglous *et al.* (2014) ressaltam a possibilidade de desenvolvimento do processo de digestão anaeróbia com fases de temperatura diversas. De acordo com Leite (2015), este tipo de sistema consiste no uso de digestores de dois estágios no qual cada reator funciona com uma temperatura operacional diferente do outro. Conforme Oles *et al.* (1997), esta tecnologia é denominada digestão anaeróbia com fases de temperatura (Temperature-Phase Anaerobic Digestion, TPAD) nos Estados Unidos e sistemas de estabilização anaeróbia termofílicos / mesofílicos (Anaerobic Stabilization Thermophilic / Mesophilic System, ASTM) na Europa. É importante lembrar que devido à falta de disponibilidade de grandes volumes de inóculos termofílicos, um processo de adaptação da biomassa mesofílica para condição termofílica se torna conveniente para o início do processo de funcionamento do reator (Ortega *et al.*, 2008; Sun *et al.*, 2015). Gerardi (2003) salienta que, geralmente, esses sistemas são a combinação do processo de digestão anaeróbia mesofílica e termofílica no primeiro e segundo estágios respectivamente, no entanto, diversas configurações podem ser estabelecidas.

Existem vários modelos de biodigestores, sendo que cada um deles é adequado aos diferentes tipos de resíduos utilizados e ao modo de operação, conforme as categorias discutidas anteriormente. De acordo com Lucas Júnior *et al.* (2009), os tipos de biodigestores mais utilizados são: os biodigestores indianos, os biodigestores chineses, os biodigestores de fluxo tubular e os biodigestores tipo batelada.

PRINCIPAIS FATORES QUE INTERFEREM NA DIGESTÃO ANAERÓBIA

A digestão anaeróbia sofre interferências de fatores do ambiente sendo necessário controlá-los para que os micro-organismos envolvidos no processo de degradação não sejam prejudicados, garantindo um bom funcionamento do sistema.

Na literatura podem ser encontrados muitos fatores que podem interferir no processo de biodigestão. Para Al Seadi *et al.* (2008), os principais parâmetros intervenientes no processo da digestão anaeróbia são: a temperatura, o pH, a concentração de ácidos graxos voláteis, a concentração de amônia e a disponibilidade de nutrientes. Já os principais parâmetros operacionais dos digestores são a carga orgânica e o tempo de detenção hidráulica (TDH). Na sequência foram apresentados os fatores interferentes considerados mais influentes no processo de biodigestão.

Composição, tamanho, concentração e toxicidade do resíduo

A composição dos resíduos é um fator influente na digestão anaeróbia (Pinto, 1999). Quanto maior a sua heterogeneidade mais difícil pode se tornar o controle do processo de biodigestão (Mayer, 2013). Por outro lado, ainda são poucos os trabalhos que tem explorado o efeito da heterogeneidade dos resíduos utilizados como o real efeito do tamanho das partículas dos resíduos orgânicos na produção de biogás.

Conforme Raposo *et al.* (2012), a maioria dos resultados, até então, relataram que o rendimento de metano era inversamente proporcional ao tamanho da partícula, no entanto, alguns resultados trazem que quaisquer efeitos significativos sobre a cinética dos micro-organismos afetam a produção de metano. Esse autor indica um tamanho de partícula menor ou igual a 10 mm.

Além disso, deve-se ter cuidado com a questão da toxicidade, principalmente, com os micro-organismos metanogênicos uma vez que são mais sensíveis e são os responsáveis pela produção de metano. A toxicidade pode ser provocada por altas concentrações de amônia, algumas bactérias também podem ser sensíveis a alguns materiais orgânicos, especialmente os sintéticos, como detergentes não biodegradáveis e aqueles à base de cloro (Raposo *et al.*, 2012). Além dos fatores relatados, Jain *et al.* (2015) chama a atenção para alguns materiais que podem afetar a digestão anaeróbia como a palha, pedaços de madeira, areia, vidro, metais ou componentes poliméricos como plásticos.

Diante disso, o fator substrato tem importância no processo de digestão anaeróbia. A composição, o tamanho das partículas, a concentração e a toxicidade do resíduo

precisam ser levadas em consideração para desenvolver um adequado funcionamento do processo.

A partida da digestão anaeróbia tem influência da inoculação reduzindo de forma significativa o início da metanização. Porém, deve-se ter bastante cuidado uma vez que não existe uma receita que possa ser aplicada para todos os casos em relação ao tipo e a quantidade de inóculo (Obaja *et al.*, 2003).

O inóculo corresponde a uma determinada concentração de micro-organismos capazes de acelerar o processo de fermentação. Desta forma, a vantagem da inoculação é reduzir o tempo de partida e alcançar mais depressa o período de estabilização do funcionamento do biodigestor com produção normal de biogás (Granzotto, 2016). De acordo com Leite *et al.* (2009), geralmente, os inóculos utilizados são lodos de estações de tratamento de esgotos ou alguns materiais de origem animal, como esterco bovino e outros.

Para um inóculo definido, a produção de metano de um substrato orgânico está diretamente relacionada com o grau de solubilização, enquanto que, a taxa de degradação dependerá da etapa mais limitante do processo de digestão anaeróbia. A influência do inóculo sobre o processo de biodigestão é dependente dos fatores: relação origem/fonte, da concentração, da atividade, da pré-incubação, da relação aclimatação / adaptação e do armazenamento (Raposo *et al.*, 2012).

Desta forma, é preciso avaliar cada particularidade. É importante encontrar uma fonte de micro-organismo capaz de realizar o processo de digestão anaeróbia, que consiga oferecer a estabilização da matéria orgânica, que produza biofertilizante e biogás e que, faça isso em um menor tempo possível. O que se indica como situação ideal seria uma fonte de inóculo proveniente das mesmas condições em que se pretende trabalhar, ou seja, a mesma fonte de efluente.

Temperatura

A temperatura é um dos principais fatores no processo de digestão anaeróbia porque atua diretamente na decomposição dos resíduos e na cinética das reações, em função

disso têm sido amplamente estudada por pesquisadores. É vasta a diversidade de material orgânico com potencial de produzir biogás e biofertilizante e, por conta disso, não se tem uma faixa única de temperatura a ser trabalhada. Até porque no processo de digestão anaeróbia as bactérias atuam em três faixas: a psicrófila, a mesófila e a termófila. Em função disso, sugere-se a proposta de Gerardi (2003) que aponta como faixa psicrófila ótima de 5 a 25 °C, a faixa mesófila ótima de 30 a 35 °C e a faixa termófila de 50 a 60 °C. Entende-se que, nem sempre, é possível trabalhar com a faixa ótima sugerida e isso não chega a ser um problema. Porém, de acordo com Dors (2006), é extremamente importante operar o processo de biodigestão sem significativas variações na temperatura uma vez que os micro-organismos mais sensíveis, aqueles formadores de metano, podem ser gravemente afetados.

A utilização de diferentes faixas de temperatura interfere diretamente nas etapas da digestão anaeróbia, pois influenciam o metabolismo bacteriano, na atividade enzimática, nos equilíbrios químicos em meio líquido e na solubilidade de substratos, principalmente os lipídios. Estudos comprovam que o uso de temperatura termófila pode inibir a metanogênese, pois há uma maior degradação de proteínas e com isso maior liberação de amoníaco e ácidos graxos livres no meio líquido, além de afetar a estrutura dos micro-organismos (Borowski, 2015). Outros estudos com resíduo alimentar, foram avaliados a diferentes temperaturas (30 °C, 40 °C, 50 °C e 60 °C) através do tratamento por digestão anaeróbia e a conclusão foi que a temperatura de 50 °C obteve maior produção de biogás e também maior eficiência da biodegradação (Deeparanraj *et al.*, 2015).

pH e Alcalinidade

Não existe uma faixa de pH específica, conforme observado na literatura. Para Liu *et al.* (2008), as bactérias e arqueas metanogênicas são mais sensíveis à variação de pH, sendo que a faixa ótima para digestão anaeróbia varia de 6,5 a 7,6. Enquanto que Andreoli *et al.* (2003) afirmam que em pH abaixo de 6,0 e acima de 8,0 a produção de metano é severamente limitada. Raposo *et al.* (2012) diz que quando o pH apresenta acidez elevada a ponto de prejudicar o metabolismo dos micro-organismos é necessário ajustar a alimentação e/ou o conteúdo do biodigestor.

Existe uma relação direta entre o pH com a alcalinidade, no entanto alcalinidade elevada não é sinônimo de pH elevado (Schmidell, 2007). A alcalinidade informa sobre possíveis desequilíbrios na sequência de reações da digestão anaeróbia, pois o acúmulo de ácidos graxos voláteis causam um decréscimo na alcalinidade antes mesmo de afetar o pH. Este é um fator muito importante para ser controlado, sendo capaz de identificar problemas no processo antes mesmo de influenciar na flora microbiana e produção de biogás (Gerardi, 2003). Mayer (2013) diz que concentrações de alcalinidade em torno de 2500 a 5000 mg CaCO₃ L⁻¹ fornecem uma maior capacidade de tamponamento. Enquanto que Raposo *et al.* (2012) realizaram estudo de biodigestão em sistema batelada e sugeriram a utilização de concentrações em torno de 2500 mg CaCO₃ L⁻¹. Por outro lado, Gerardi (2003) sugere como sendo a faixa ótima para alcalinidade entre 1500 a 3000 mg L⁻¹ de CaCO₃.

Teor de umidade

No geral, os RSU possuem um teor de umidade que varia com alguns fatores como a composição do resíduo, as condições em que são armazenados, as práticas de coleta, entre outros. Conforme Lopes *et al.* (2002), a fração orgânica putrescível apresenta teor de umidade em torno de 80%. De acordo com Khalid *et al.* (2011), a maior taxa de produção de metano da fração orgânica dos RSU ocorre entre 60% a 80% do teor de umidade. Além disso, Picanço *et al.* (2004) salientam que a umidade contribui para o metabolismo dos micro-organismos, pois favorece a assimilação de substrato e nutrientes necessários, sendo responsável pelo transporte de enzimas e pela solubilização dos principais nutrientes. Conforme Kiehl (1985), saturando-se uma massa orgânica com água, não restando espaço para o ar, ocorre o favorecimento do ambiente anaeróbio.

Relação carbono/ nitrogênio (C/N)

A relação C/N exerce forte influência no desempenho da digestão anaeróbia, pois está relacionada ao balanço correto da disponibilidade de material orgânico e inorgânico (Rao & Singh, 2004; Kumar *et al.*, 2010; Zeshan & Visvanathan, 2012; Zhong *et al.*, 2013).

Sendo que a maioria dos estudos recomendam o uso da relação C/N na faixa de 20/1 a 30/1 e citam a relação 25/1 como a ideal (Li *et al.*, 2011; Puyuelo *et al.*, 2011).

Conforme Sharma *et al.* (1997), a relação C/N representa um índice muito bom do nível de maturidade do material orgânico e afeta significativamente o crescimento microbiológico. O carbono e o nitrogênio são os alimentos das bactérias anaeróbias pelo fato de que o carbono é usado para produzir energia e o nitrogênio para formação da estrutura celular desses micro-organismos (Jain *et al.*, 2015).

Tempo de retenção hidráulica (TRH) ou Tempo de detenção hidráulica (TDH)

O tempo de retenção hidráulico (TRH), também conhecido como tempo de detenção hidráulico (TDH), é importante para a eficiência do processo de digestão anaeróbia. O tempo de retenção hidráulica está relacionado com a estabilidade do lodo digerido, e este tempo pode variar com a aplicação de diferentes tecnologias, temperatura do processo, composição dos resíduos, e até mesmo, do produto a ser gerado. De acordo com Deublein & Steinhauser (2008), o TRH indicado para digestão anaeróbia operando em condições termofílicas é de 10 dias, enquanto que a operação em condições mesofílicas é de 30 dias. Para esses autores, no geral, a biodegradação dos resíduos aumenta com o aumento do TRH e o volume da biomassa diminui.

O tempo de detenção hidráulica é relacionado com o tempo de residência da vazão de alimentação dentro do biorreator. Este fator pode influenciar o tipo de produto que está sendo gerado durante a fermentação, pois a velocidade específica máxima de crescimento das bactérias metanogênicas (0,0167 h⁻¹) é inferior do que a velocidade específica máxima de crescimento das bactérias acidogênicas (0,083 h⁻¹) (Akutsu *et al.*, 2009). O não cuidado com este fator pode acarretar na lavagem do reator, eliminando os micro-organismos produtores de metano. Além disso, este fator também é importante para que ocorra a degradação da matéria orgânica, pois em TDH muito curtos o resultado é uma sobre carga de matéria orgânica no reator (Chen *et al.*, 2001).

RESULTADOS ENCONTRADOS NA LITERATURA

Na Tabela 1 seguem alguns dados com a utilização do resíduo orgânico no processo de digestão anaeróbia e os principais fatores interferentes nesse processo.

Tipos de resíduos	Biorreator / Capacidade	Temp. (°C)	pH	Alcalinidade	Umidade (%)	C/N	TRH (d)	Inóculo	Biogás	CH ₄ (%)	Referência
Fração orgânica RSU	Batelada 3,25 L	25	7,8	2200 mg.L ⁻¹	85	9,6	240	15 % ^a	0,661 m ³ .kg ⁻¹ TSV	70	Rao <i>et al.</i> (2000)
Alimentar de uma cantina	Híbrido sólido-líquido (HASL) 5,4 L	35	7,1 7,6	-	-	-	36	1,0 L ^b	-	71	Wang <i>et al.</i> (2005)
Restaurante comercial	0,5 L	50	7,57	-	70	14,8	Após 28	150 mL ^c	435 mL.g ⁻¹ VS	73,1	Zhang (2007)
Restaurante universitário	Batelada 1,1 L	55	7,5	0,26 g.kg ⁻¹	72	48,4	30-60	25 % ^d	78,9 mL.d ⁻¹	-	Forster-Carneiro <i>et al.</i> (2007)
Fração orgânica RSU	Batelada / 0,5 L	35	7,8	5000 mg.L ⁻¹	84	11,1	Após 28	e	478 mL.g ⁻¹ VS	70	Lee <i>et al.</i> (2009)
Alimentares	Batelada / 0,5 L	35	7,1	-	-	-	30	100 mL ^f	657 L.kg ⁻¹ VS	54	El-Mashad & Zang (2010)
Mistura (32 % resíduo Alimentar + 68 % esterco bovino)	Batelada / 0,5 L	35	7,2	-	-	-	30	100 mL ^g	455 L.kg ⁻¹ VS	62	El-Mashad & Zang (2010)
Mistura (48 % resíduo alimentar + 52 % esterco bovino)	Batelada / 0,5 L	35	7,2	-	-	-	30	100 mL ^h	531 L.kg ⁻¹ VS	59	El-Mashad & Zang (2010)

Tabela 1. Tipos de resíduos e fatores que interferem no processo de biodigestão / *Types of waste and factors interfering in the biodigestion process*

(Origens dos inóculos: a - esterco bovino; b - reator UASB; c - lodo de água residual; d, e - lodo; f, g - lodo RSU; h - biodigestor de laboratório RSU)

Através dos dados obtidos da literatura, na Tabela 1, foi possível perceber a eficiência do processo de digestão anaeróbia tanto em condições mesofílicas quanto termofílicas para o tratamento de resíduo orgânico. Para tanto, o controle do processo é fundamental. Os dados dos fatores interferentes observados seguem o recomendado pelos autores Metcalf & Eddy (1991) e Al Seadi *et al.* (2008).

O pH em todos os casos manteve-se próximo a neutralidade condição considerada ideal para os autores Gerardi (2003) e Liu *et al.* (2008). Os valores encontrados pelos autores da Tabela 1 para alcalinidade estão de acordo com os trabalhos realizados por Gerardi (2003), Ren & Wang (2004) e Mayer (2013).

O teor de umidade, Tabela 1, acima de 70 % facilita o processo de biodigestão uma vez que proporciona mobilidade aos micro-organismos. Os autores Kiehl (1985), Picanço *et al.* (2004), Khalid *et al.* (2011) e Reis (2012) tratam, em seus trabalhos, da importância do teor de umidade no processo revisado neste artigo.

Quanto à relação C/N não foram encontrados, nos trabalhos analisados, valores muito próximos ao recomendado para que ocorra a digestão anaeróbia que é de 30/1 de acordo com os autores Fry (1975) e Meynell (1976). Muito menos próximo à relação considerada como a ideal que é a 25/1 para o processo de biodigestão (Li *et al.*, 2011; Puyuelo *et al.*, 2011). Os valores da relação C/N observados variaram de 9,6 a 48,4.

Em relação ao tempo de retenção hidráulico variou conforme o sistema de operação adotado para cada trabalho, mesofílico ou termofílico. Das pesquisas observadas, Tabela 1, a maioria preferiu trabalhar em meio mesofílico com temperatura de 35 °C. Essa temperatura tem sido considerada por Kaparaju & Rintala (2003), Omer & Fadalla (2003), Alvarez, Villca & Lidén (2006) e Sant'Anna Junior (2013) como a temperatura que tem conduzido aos melhores resultados para o processo de digestão anaeróbia.

O inóculo foi utilizado em todos os trabalhos analisados. Mesmo que o tipo de inóculo não tenha sido igual e nas mesmas concentrações os trabalhos concluíram que foi importante a sua utilização para diminuir o tempo do início de produção do biogás. Obaja *et al.* (2003) recomenda o uso da inoculação uma vez que seu uso reduz significativamente o início da metanização.

Em relação ao tamanho das partículas dos resíduos orgânicos ainda são escassos os trabalhos na literatura. Entre os estudos da Tabela 1 somente dois consideraram este fator nos seus trabalhos. Wang *et al.* (2005) e Forster-Carneiro *et al.* (2007) foram os autores que abordaram este fator utilizando um tamanho de partícula de 6 mm e 2 mm, respectivamente. Esses valores condizem com o indicado por Raposo *et al.* (2012) que recomendam um tamanho de partícula menor que 10 mm.

Quanto à porcentagem de metano a maioria dos trabalhos observados atingiram valores acima de 70 % com boa produção de biogás. Conforme Jain *et al.* (2015), trazem como sendo normal a geração de metano entre 60 % a 70 % no tratamento por digestão

anaeróbia. No entanto, como podem ser visualizados, na Tabela 1, os valores entre 50 % a 60 % não prejudicaram a produção de biogás.

Dentre os trabalhos analisados na Tabela 1, com resíduo orgânico de RSU, mais especificamente com as frações de resíduo alimentar, podem ser levantadas algumas tendências:

A primeira delas é a consolidação do uso do inóculo a fim de reduzir o tempo de aclimatação dos micro-organismos no processo de digestão anaeróbio e, com isso, obter a produção de biogás de forma mais rápida. Uma vez que o foco da biodigestão é a produção de biogás.

A segunda tendência que se pode levantar é a de que nos últimos estudos observa-se que o resíduo alimentar tem sido usado na biodigestão com algum outro tipo de resíduo, como o resíduo animal de esterco bovino. Essas misturas de substratos têm sido consideradas em função da heterogeneidade dos resíduos alimentares e da disponibilidade dos resíduos animais. Além disso, sempre que incorporado resíduo animal estão sendo adicionados micro-organismos que facilitam o processo de biodigestão, reduzem a matéria orgânica e aumentam a produção de biogás.

O terceiro ponto que se notou, através dos estudos da Tabela 1, é em relação ao tipo de biorreator utilizado como sendo o sistema em batelada, com baixo volume, o mais utilizado nas pesquisas. A temperatura termofílica próxima dos 35 °C é a mais trabalhada. O que se observa em relação a esses parâmetros como sendo uma tendência de uso. Tendo como finalidade facilitar o desenvolvimento desses trabalhos sob o ponto de vista de pesquisa em escala de laboratório. Quando o uso é em escala piloto, com volumes de reatores bem maiores, para o tipo de resíduo dos estudos analisados a tendência tem sido em utilizar biorreatores com múltiplos estágios e, em sistema contínuo de alimentação. Ou seja, os biorreatores são alimentados diariamente tendo um primeiro reator destinado a primeira fase mais ácida, sendo trabalhado em meio termofílico. Enquanto, a segunda fase é trabalhada com um reator em meio mesofílico. Essa separação em estágios ou fases tem por finalidade obter um melhor funcionamento do processo de biodigestão tentando seguir as etapas que naturalmente ocorrem num

do processo de digestão anaeróbia. Desta forma, têm-se obtido melhores resultados na produção de biogás.

CONCLUSÃO

Diante dos dados observados neste estudo, foi possível verificar que a digestão anaeróbia é uma boa alternativa para o descarte da fração orgânica presente nos resíduos sólidos urbanos com a finalidade energética. Mesmo que o processo de biodigestão não seja uma tecnologia nova foi possível observar que é fundamental conhecer os fatores que mais influenciam e os seus comportamentos. Observou-se, também, que em função da heterogeneidade dos resíduos orgânicos somada aos fatores que interferem no processo e na operação da biodigestão o controle adequado do sistema resulta um bom percentual de metano.

REFERÊNCIAS

Abbasi, T., Tauseef, S. M. and Abbase, S. A. (2012). Brief History of Anaerobic Digestion and "Biogas". Volume 2. En T. Abbasi, S. M. Tauseef y S. A. Abbase, *Biogas Energy* (pp. 11-23). Springer, Dordrecht Heidelberg.

https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4614-1040-9_2

Akutsu, Y., Lee, D-Y. and Li, Y-Y. (2009). Hydrogen production potentials and fermentative characteristics of various substrates with different heat pretreated natural microflora. *International Journal of Hydrogen Energy*, 34(13), 5365-5372.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0360319909006338>

Al Seadi, T., Rutz, D., Prassl, H., Köttner, M., Finsterwalder, T., Volk, S. and Janssen, R. (2008). *Biogas handbook. Biogas for Eastern Europe project*. University of Southern Denmark. <https://doi.org/10.1533/9780857097415>

Alvarez, R., Villca, S. and Lidén, G. (2006). Biogas production from llama and cow manure at high altitude. *Biomass and Bioenergy*, 30, 66-75.

<https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2005.10.001>

Andreoli, C. V., Ferreira, A. C. y Chernicharo, C. A. (2003). *Secagem e higienização de lodos com aproveitamento do biogás*. Em S. T. Cassini (Coord.), *Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás* (pp. 121-165). ABES.

<http://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/ProsabStulio.pdf>

Appels, L., Assche, A. V., Willems, K., Degreè, J., Impe, J. V. and Dewil, R. (2011). Peracetic acid oxidation as an alternative pre treatment for the anaerobic digestion of as waste activated sludge. *Bioresource Technology*, (102), 4124-4130.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.12.070>

Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE). (2012). *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil*. <https://abrelpe.org.br/panorama/>

20

Borowski, S. (2015). Temperature-phased anaerobic digestion of the hydromechanically separated organic fraction os municipal solid waste with sewage sludge. *International Biodeterioration & Biodegradation*, (105), 106-113.

<https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.08.022>

Brasil. (2010). Política Nacional dos Resíduos Sólidos, Lei 12.305.

https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm

Buttol, P., Masoni, P., Bonoli, A., Goldoni, S., Belladonna, V. and Cavazzuti, C. (2007). LCA of integrated MSW management systems: Case study of the Bologna District.

Waste Management, 27(8), 1059-1070. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.02.010>

Caramelo, A. D. (2010). *Uso da fração orgânica de lixo urbano como substrato de biodigestor e como matéria-prima para a formação de mudas de quaresmeira (Tibouchina granulosa) com duas lâminas de irrigação* [Dissertação de Mestrado]. Universidade Estadual Paulista. <https://repositorio.unesp.br/items/c264d7be-5da6-48e6-a5c5-52b455c4e77b>

Chen, C-C., Lin, C-Y. and Chang, J-S. (2001). Kinetics of hydrogen production with continuous anaerobic cultures utilizing sucrose as the limiting substrate. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 57(1-2), 56-64. <https://doi.org/10.1007/s002530100747>

Chernicharo, C. A. L. (1997). *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: biodigestores anaeróbios*. Volume 5. Universidade Federal de Minas Gerais.

Cherubini, F., Bargigli, S. and Ulgiati, S. (2009). Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration. *Energy*, 34(12), 2116-2123. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2008.08.023>

21

Coelho, S. T., Silva, O. C., Varkulya, A. Jr., Avellar, L. H. N. y Ferling, F. F. (2001). *Estado da arte do biogás. Relatório de acompanhamento*. Centro Nacional de Referência em Biomassa.

Colazo, A. B., Sánchez, A., Font, X. and Colón, J. (2015). Environmental impact of rejected materials generated in organic fraction of municipal solid waste anaerobic digestion plants: Comparison of wet and dry processes layout. *Waste Management*, (43), 84-97. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.028>

Deeparanraj, B., Sivasubramanian V. and Jayaraj, S. (2015). Kinetic study on the effect of temperature on biogas production using lab scale batch reactor. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, (121), 100-104. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.04.051>

Demirel, B. and Scherer, P. (2008). The roles of acetotrophic and hydrogenotrophic methanogens during anaerobic conversion of biomass to methane: a review. *Environmental Science Biotechnology*, (7), 173-190. <https://doi.org/10.1007/s11157-008-9131-1>

Deublein, D. and Steinhauser, A. (2008) (Eds.). *Biogas from Waste and Renewable Resources: an Introduction*. Weinheim Wiley.
<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/book/10.1002/9783527621705>

Dors, G. (2006). *Hidrólise enzimática e biodigestão de efluentes da indústria de produtos avícolas* [Dissertação de Mestrado]. Universidade Federal do Paraná.
<https://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/88705>

El-Mashad, H. M. and Zhang, R. (2010). Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste. *Bioresource Technology*, (101), 4021-4028.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.01.027>

22

Fonseca, M. M. y Teixeira, J. A. (2007). *Reactores Biológicos. Fundamentos e aplicações*. Libel.

Forster-Cameiro, T., Pérez M., Romero L. I. and Sales, D. (2007). Dry-thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of the municipal solid waste: Focusing on the inoculum sources. *Bioresouce Technology*, (98), 3195-3203.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.008>

Fry, L. J. (1975). *Practical building of methane power plants for rural energy independence*. D. A. Knox.

Gerardi, M. H. (2003). *The Microbiology of Anaerobic Digesters*. John Wiley & Sons.
<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/book/10.1002/0471468967>

Granzotto, F. (2016). *Uso de biodigestor anaeróbio no tratamento de residuo orgánico de restaurante* [Dissertação de Mestrado]. Universidade Federal de Santa Maria.

<https://repositorio.ufsm.br/handle/1/8809>

Jain, S., Jain, S., Wolf, I. T., Lee, J. and Tong, Y. W. (2015). A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, (52), 142-154. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.091>

Kaparaju, P. L. N. and Rintala, J. A. (2003). Effects of temperature on post-methanation of degassed dairy cow manure in a farm scale biogas concept. *Environmental Technology*, 24(10), 1315-1321. <https://doi.org/10.1080/09593330309385674>

Khalid, A., Arshad, M., Anjum, M., Mahmood, T. and Dawson, L. (2011). The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Management*, 31(8), 1737-1744.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.03.021>

Kiehl, E. J. (1985). *Fertilizantes orgânicos*. Editora Agronômica Ceres.

Krause, L., Diaz, N. N., Edwards, R. A., Gartemann, K. H., Krömeke, H., Neuweiger, H., Pühler, A., Runte, K. J., Schlüter, A., Stoye, J., Szczepanowski, R., Tauch, A. and Goesmann, A. (2008). Taxonomic composition and gene content of a methane-producing microbial community isolated from a biogas reactor. *Journal of Biotechnology*, 136, 91-101. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2008.06.003>

Kumar, M., Ou, Y. L. and Lin, J. G. (2010). Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio. *Waste Management*, (30), 602-609.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.11.023>

Lee, D. H., Behera, S. K., Kim, J. W. and Park, H. S. (2009). Methane production potential of leachate generated from Korean food waste recycling facilities: A lab-scale study. *Waste Management*, 29, 876-882. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.06.033>

Leite, V. D., Lopes, W. S., Sousa, J. T., Prasad, S. y Silva, A. S. (2009). Tratamento anaeróbico de resíduos sólidos orgânicos com alta e baixa concentração de sólidos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 13(2), 190-196. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662009000200013>

Leite, W. R. M. (2015). *Digestão anaeróbia em temperaturas mesofílica e termofílica de lodo de ETE usando reatores de estágio único e dois estágios* [Tese de Doutorado] Universidade Federal de Santa Catarina. <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/160735>

Li, Y., Park, S. Y. and Zhu, J. 2011. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(1), 821-826. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2010.07.042>

Lino, F. A. M. y Ismail, K. A. R. (2012). Analysis of the potential of municipal solid waste in Brazil. *Environmental Development*, 4(1), 105-113. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2012.08.005>

Lins, C. M. M., Nóbrega, C. C., Lins, E. A. M., Silva, F. M. S., Nogueira, G. A. B., Jucá, J. F. T., Beltrão, K. G. Q. B. y Alves, M. C. M. (2008). *Resíduos Sólidos: projeto, operação e monitoramento de aterros sanitários: guia do profissional em treinamento: nível 2*. ReCESA.

Liu, C. F., Yuan, X. Z., Zeng, G. M., Li, W. W. and Li, J. (2008). Prediction of methane yield at optimum pH for anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Bioresource Technology*, (99), 882-888. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.013>

Lopes, W. S., Leite, V. D., Sousa, J. T., Júnior, G. B. A., Silva, A.S. y Sousa, M. A. (2002). Influência da Umidade na Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos. XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, México.

Lucas Júnior, J., Souza, C.F. y Lopes, J. D. S. (2009). *Construção e operação de biodigestores*. CPT, Viçosa.

Malina, JR. J and Pohland, F. G. (1992). *Design of anaerobic processes for treatment of industrial and municipal waste*. Volume 7. CRC Press.

Marchi, M. E. V., Breassiani, P. A. y Barbosa, P. M. (2013). *Digestão anaeróbia de resíduos orgânicos para cozinha industrial dos restaurantes latife* [Monografia]. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

Mata-Alvarez, J. (2003). Fundamentals of the anaerobic digestion process. En J. Mata-Alvarez (Ed.), *Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes* (pp. 1-20). IWA Publishing Press.

Mayer, M. C. (2013). *Estudo da influência de diferentes inóculos no tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos* [Dissertação de Mestrado]. Universidade Estadual da Paraíba. <https://tede.bc.uepb.edu.br/jspui/bitstream/tede/1859/1/PDF%20-%20Mateus%20Cunha%20Mayer.pdf>

Metcalf y Eddy, Inc. (1991). *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. McGraw-Hill.

Meynell, P. J. (1976). *Methane: planning a digester*. Serie 2. SD Pris Press.

Monni, S. (2012). From landfilling to waste incineration: Implications on GHG emissions of different actors. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, (8), 82-89.

<https://doi.org/10.1016/j.ijggc.2012.02.003>

Obaja, D., Macé, S., Costa, J., Sans, C. and Mata-Alvarez, J. (2003). Nitrification, denitrification and biological phosphorus removal in piggery waste-water using sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, 87(1), 103-111.

[https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00229-8](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00229-8)

Oles, J., Dichtl, N. and Niehoff, H. H. (1997). Full scale experience of two stage thermophilic mesophilic sludge digestion. *Water Science & Technology*, 36(6), 449-456.

[https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00554-4](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00554-4)

Omer, A. M. and Fadalla, Y. (2003). Biogas technology in Sudan. *Renewable Energy*, (28), 499-507. [https://doi.org/10.1016/S0960-1481\(02\)00053-8](https://doi.org/10.1016/S0960-1481(02)00053-8)

Ortega, L., Barrington, S. and Guiot, S. R. (2008). Thermophilic adaptation of a mesophilic anaerobic sludge for food waste treatment. *Journal of Environmental Management*, 88(3), 517-525. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.03.032>

Pereira Neto, J. T. (1999). *Quanto vale nosso lixo: projeto verde vale*. UNICEF.

Picanço, A. P., Salgado, M. T., Povinelli, J., Souto, G. D. B. y Povinelli, J. (2004). Digestão anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos (RSU) em sistemas de batelada uma e duas fases. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental.

Pinto, P. (1999). *Tecnologia da digestão anaeróbia da vinhaça e desenvolvimento sustentável* [Dissertação de Mestrado]. Universidade Estadual de Campinas.

<https://cetesb.sp.gov.br/biogas/wp-content/uploads/sites/3/2014/01/pinto.pdf>

Puyuelo, B., Ponsá, S., Gea, T. and Sánchez, A. (2011). Determining C/N ratios for typical organic wastes using biodegradable fractions. *Chemosphere*, 85(4), 653-659.

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.07.014>

Rao, M. S. y Singh, S. P. (2004). Bioenergy conversion studies of organic fraction of MSW: kinetic studies and gas yield–organic loading relationships for process optimization. *Bioresource Technology*, (95), 173-185.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.02.013>

Rao, M. S., Singh, S. P., Singh, A. K. and Sodha, M. S. (2000). Bioenergy conversion studies of the organic fraction of MSW: assessment of ultimate bioenergy production potential of municipal garbage. *Applied Energy*, (66), 75-87.

[https://doi.org/10.1016/S0306-2619\(99\)00056-2](https://doi.org/10.1016/S0306-2619(99)00056-2)

Raposo, F., De la Rubia, M. A., Fernández-Cegri, V. and Borja, R. (2012). Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(1), 861-877. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.09.008>

Reis, A. S. (2012). *Tratamento de resíduos sólidos orgânicos em biodigestor anaeróbio*. [Dissertação de Mestrado]. Universidade Federal de Pernambuco.

<https://www.ufpe.br/documents/39810/1355139/AlexsandroSantosReis.pdf/fe045cb1-ddc5-4561-b240-047ed112b4c1>

Ren, N. Q. y Wang, A. J. (2004). The Method and Technology of Anaerobic Digestion. *Chem. Ind., Beijing*.

Sant'Anna Junior, G. L. (2013). *Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações*. Interciência.

Schmidell, W. (2007). *Tratamento biológico de águas residuárias*. Gráfica Paper Print.

Sharma, V. K., Caudatelli, M., Fortuna, F. and Cornacchia, G. (1997). Processing of urban and agro-industrial residues by aerobic composting: Review. *Energy Conversion and Management*, 38(5), 453-478. [https://doi.org/10.1016/S0196-8904\(96\)00068-4](https://doi.org/10.1016/S0196-8904(96)00068-4)

Sun, W., Yu, G., Liu, T., Xue, G. and Gao, P. (2015). From mesophilic to thermophilic digestion: the transitions of anaerobic bacterial, archaeal, and fungal community structures in sludge and manure samples. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 99(23), 1027-1082. <https://doi.org/10.1007/s00253-015-6866-9>

Tchobanoglous, G., Stensel, H. D., Tsuchihashi, R. and Burton, F. L. (rev.), with Abu-Orf, M., Bowden, G. y Pfrang, W. (contrib. authors). (2014). En Metcalf y Eddy, Inc., *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. AECOM, McGraw-Hill.

Tchobanoglous, G., Theisen, H. y Vigil, S. (1993). *Integrated solid waste management: engineering principles and management issues*. McGraw-Hill.

Van Haandel, A. C. y Lettinga, G. (1994). *Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para países de clima quente*. Epgraf.

Verma, S. (2002). *Anaerobic digestion of biodegradable organics in Municipal solid wastes* [Thesis Master]. Columbia University.

28

Wang, J. Y., Zhang, H., Stabnikova, O. and Tay, J. H. (2005). Comparison of lab-scale and pilot-scale hybrid anaerobic solid-liquid systems operated in batch and semi-continuous modes. *Process Biochemistry*, (40), 3580-3586. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2005.03.047>

Zeshan Karthikeyan, O. P. and Visvanathan, C. (2012). Effect of C/N ratio and ammonia-N accumulation in a pilot-scale thermophilic dry anaerobic digester. *Bioresource Technology*, (113), 294-302. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.028>

Zhang, C., Su, H., Baeyens, J. and Tan, T. (2014). Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, (38), 383-392. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.05.038>

Zhang, R., El-Mashad, H.M., Hartman, K., Wang, F., Liu, G., Choate, C. and Gamble, P. (2007). Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, (98), 929-935. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.02.039>

Zhong, W., Chi, L., Luo, Y., Zhang, Z., Zhang, Z. and Mu, W. M. (2013). Enhanced methane production from Taihu Lake blue algae by anaerobic co-digestion with corn straw in continuous feed digesters. *Bioresource Technology*, (134), 264-270. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.02.060>