

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

ESTUDO DA FASE HIDROLÍTICA NO PROCESSO DE CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS

Paula Mikacia Umbelino Silva'
Valderi Duarte Leite'
Israel Nunes Henrique²
Gracielle Rodrigues Dantas'
*Elaine Gurjão de Oliveira'
Larissa Barreto Barbosa'

STUDY OF THE HYDROLYTIC PHASE IN THE ANAEROBIC CODIGESTION PROCESS OF ORGANIC SOLID WASTE

Recibido el 12 de enero de 2017; Aceptado el 6 de noviembre de 2017

Abstract

Anaerobic digestion is a technological alternative widely used in the treatment of solid organic residues that can be fermented, with the goal of generating methane gas as a final product, and is considered a promising source of renewable energy. In this work, the anaerobic codigestion process of vegetable solid waste (RSV) plus anaerobic sanitary sewage sludge (LAES) was investigated in the proportion of 80 and 20% (percentage by weight) in the hydrolytic phase. The total solids concentration of the substrate (SVR + ASS) was 4%, using an anaerobic batch reactor (RAB), with a unit volume of 20 liters and monitored in ambient temperature conditions in three different phase. From the total COD mass fed to the reactor, the percentages of the total COD hydrolyzed mass were 26.3, 22.2 and 13.1% respectively in the first, second and third phase, thereby increasing the COD mass of the filtrate. The relationships established between the masses of the filtered COD and the volatile fatty acids ranged from 2.8 to 0.86, and the magnitude of the higher ratios were found in the "in natura" substrate mass. In relation to the mass of the nitrogenous material, it was observed a reduction of 89% of the mass of organic nitrogen present in the substrate, associated to the ammonification process and consequently expressive increase of the mass of ammoniacal nitrogen, and it can be observed that the hydrolysis efficiency of the mass of nitrogenous material was much more expressive than that of the mass of carbonaceous material.

Keywords: codigestion, batch reactor, anaerobic sewage sludge, vegetable waste.

¹ Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, Brasil.

² Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas – ICTA, Universidade Federal do Oeste do Pará, Brasil.

*Autor correspondente: Universidade Estadual da Paraíba. Rua Baraúnas, n 351- Bairro Universitário, Campina Grande, Paraíba. CEP 58429500. Brasil. Email: elaine_gurjao@hotmail.com

Resumo

A digestão anaeróbia é uma alternativa tecnológica bastante utilizada no tratamento dos resíduos sólidos orgânicos passíveis de fermentação, haja vista gerar como produto final o gás metano, sendo considerada uma fonte promissora de energia renovável. Neste trabalho foi investigada à fase hidrolítica no processo de codigestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais (RSV) mais lodo anaeróbio de esgoto sanitário (LAES), na proporção de 80 e 20% (percentagem em peso). A concentração de sólidos totais do substrato (RSV + LAES) foi de 4%, sendo utilizado um reator anaeróbio de batelada (RAB), com volume unitário de 20 litros e monitorado em condições de temperatura ambiente em três diferentes etapas. Pode-se constatar que da massa de DQO total alimentada ao reator, os percentuais de massa de DQO total hidrolisada foram 26.3, 22.2 e 13.1% respectivamente na primeira, segunda e terceira etapa, aumentando conseqüentemente a massa de DQO filtrada. As relações estabelecidas entre as massas da DQO filtrada e dos ácidos graxos voláteis variaram de 2.8 a 0.86, sendo que a magnitude das maiores relações foram encontradas na massa do substrato “*in natura*”. Em relação a massa do material nitrogenado, foi constatada redução de 89% da massa de nitrogênio orgânico presente no substrato, associado ao processo de amonificação e conseqüentemente expressivo acréscimo percentual da massa de nitrogênio amoniacal, podendo ser constatada que a eficiência da hidrólise da massa de material nitrogenado foi bem mais expressiva do que a da massa de material carbonáceo.

Palavras chave: codigestão anaeróbia, lodo anaeróbio de esgoto, reator de batelada, resíduos vegetais.

Introdução

A codigestão anaeróbia é uma alternativa tecnológica de tratamento de resíduos orgânicos putrescíveis em que diferentes resíduos com percentual significativo de ser fermentado são pré-tratados e tratados em conjunto (Agdag e Sponza, 2007). O processo de codigestão anaeróbia é de preferência utilizado para melhorar o rendimento da digestão anaeróbica de resíduos sólidos orgânicos devido aos seus inúmeros benefícios. A diluição de compostos tóxicos, o aumento da carga de matéria orgânica biodegradável, a melhoria no equilíbrio de nutrientes, o efeito sinérgico de microrganismos e o maior rendimento de biogás, são os benefícios potenciais conseguidos em um processo de codigestão (Leite *et al.*, 2014). A proporção entre os resíduos a serem usados na codigestão anaeróbia é um fator primordial para o melhor aproveitamento e estabilidade do processo. A codigestão anaeróbia utiliza simultaneamente diferentes tipos de resíduos no processo de digestão e tem como principal objetivo aumentar a produção de biogás (Belle *et al.*, 2015; Yao *et al.*, 2014; Linke *et al.*, 2013). Segundo Xie *et al.*, (2011) e Sosnowski (2003), a codigestão anaeróbia pode aumentar a produção de biogás, melhorar a capacidade de tamponamento do sistema, favorecendo o desempenho das *Archaeas* metanogênicas, diminuir a inibição por potenciais elementos tóxicos e proporcionar relação C/N adequada para o processo.

Hidrólise pode ser conceituada como um processo químico em que ocorre a quebra de uma molécula por água. Tal processo pode ser observado tanto em compostos orgânicos como em compostos inorgânicos. No campo da microbiologia, a hidrólise está associada diretamente ao processo de biodegradação de materiais particulados complexos em materiais dissolvidos de

estruturas mais simples com capacidade de atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas. O processo de conversão de materiais particulados complexos em materiais dissolvidos é realizado através da ação de exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas (Bouallagui et al., 2005)

No processo de digestão anaeróbia de resíduos orgânicos de estruturas complexas e de presença significativa de material particulado, a hidrólise é sempre lenta, haja vista existirem vários fatores que podem contribuir negativamente com a taxa de hidrólise do substrato. Dentre estes fatores, pode-se destacar a temperatura de operação do reator, tempo de detenção do substrato no reator, composição química do substrato, pH do meio, concentração de nitrogênio amoniacal e granulometria das partículas do substrato (Zhangh *et al.*, 2006).

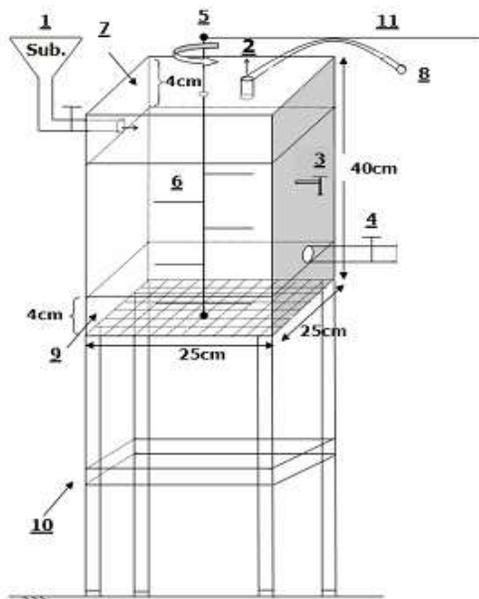
A degradação de substâncias em sua forma particulada, tais como proteínas, lipídios e carboidratos, na prática do processo de digestão anaeróbia de resíduos orgânicos, seguem sempre cinética de primeira ordem, razão pela qual no início do processo de biodigestão, quando suas concentrações são ainda elevadas, pode-se considerar que não há mudança significativa da taxa de remoção global. Nesta etapa, a reação se aproxima de uma cinética de ordem zero. A proporção que o substrato começa a ser consumido, a taxa de utilização do substrato tende a decrescer e quando a concentração do substrato tende a um valor mínimo, a taxa de utilização passa a ser limitada pela pouca disponibilidade de substrato no meio. Nestas condições, a cinética ocorre como um processo de primeira ordem. Pelo fato da digestão anaeróbia ser um processo complexo e acompanhado de vários estágios, a cinética do estágio mais lento governará a cinética geral de conversão do substrato (Pinto, 2006).

A realização desse trabalho objetivou avaliar o desempenho da fase hidrolítica do processo de codigestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais (RSV) mais lodo anaeróbio de esgoto sanitário (LAES), em condições de temperatura ambiente e concentração de sólidos totais de 40g/L em reator anaeróbio de batelada. Tais condições foram estabelecidas em estudo prévio realizado por Silva (2009). Segundo o autor, uma concentração de sólidos totais de 40g/L favorece o processo de bioestabilização da fração orgânica dos resíduos sólidos.

Material e Métodos

Para realização da parte experimental deste trabalho foi projetado, construído, instalado e monitorado um reator anaeróbio em batelada nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES) da Universidade Estadual da Paraíba, localizada no bairro do Tambor na cidade de Campina Grande, PB, na região Nordeste do Brasil. O reator foi construído de placas de vidro de oito milímetros de espessura, com dimensões de 40 x 25 x 25 cm (altura, largura e comprimento respectivamente) e assentado em uma estrutura metálica regulável. Os fundamentos que nortearam a construção do reator nesta configuração

geométrica estão associados a eficiência do processo de agitação da massa do substrato, da possibilidade de acúmulo de uma pequena fração de resíduo parcialmente bioestabilizado, que foi utilizado como inóculo nas fases subsequentes e da otimização da alimentação e do descarte dos resíduos parcialmente bioestabilizados, após o período de monitoração. Do volume total do reator, 20L foram destinados para a zona de reação e 5L para o head-space e da zona de reação do reator, algo em torno 3.5L foram reservados para armazenamento de parte do material parcialmente bioestabilizado. Na Figura 1 apresenta-se o desenho esquemático do reator anaeróbio em batelada.



No reator foram instalados os seguintes dispositivos, assim discriminados:

- 1- Ponto de alimentação;
- 2- Coleta de biogás para análise;
- 3- Torneira para coleta do substrato a ser analisado;
- 4- Torneira para esvaziamento do reator;
- 5- Agitador do tipo paletas;
- 6- Paletas;
- 7- Volume destinado ao armazenamento do biogás (*head-space*);
- 8- Mangueira reservada para posterior coleta do biogás;
- 9- Reservatório para armazenamento de inóculo;
- 10- Estrutura suporte do reator;
- 11- Sistema de polias conectadas a agitadores e correias.

Figura 1. Desenho esquemático do reator anaeróbio em batelada.

O reator anaeróbio foi alimentado em regime de batelada, com substrato constituído por onze tipos diferentes de resíduos sólidos vegetais (RSV) mais lodo anaeróbio de esgoto sanitário (LAES), na proporção de 80% de RSV mais 20% de LAES (percentagem em peso).

Os RSV utilizados na preparação do substrato para a alimentação do reator eram restos de frutas e verduras e foram coletados na EMPASA da cidade de Campina Grande - PB. Após coletados, os RSV foram transportados para o laboratório de análise de resíduos sólidos da EXTRABES, submetidos a caracterização física, triturados, peneirados em malha de 2.00 mm, realizado o ajuste da concentração de sólidos totais para 40.0 g/L e em seguida procedida a caracterização química.

O lodo anaeróbico de esgoto sanitário (LAES) foi coletado em reator UASB tratando esgoto doméstico e submetido também ao ajuste da concentração de sólidos totais de 40.0 g/L e em seguida realizada a caracterização química. Definida as concentrações de sólidos totais dos dois tipos de resíduos e conhecida as características químicas básicas dos RSV e do LAES, foi realizada a preparação do substrato.

Para realização dos ajustes das concentrações de sólidos totais desejadas dos RSV, do LAES e do substrato, foi aplicada a Equação 2.

$$V_{Esgoto} = \left(\frac{M_{R(BS)}}{\%ST_{DES}} \right) - \left(\frac{M_{R(BS)}}{\%ST_{DET}} \right) \quad \text{Equação (2)}$$

Sendo:

$M_{R(BS)}$: Massa do resíduo em base seca (kg);

$\%ST_{DET}$: Percentagem de sólidos totais determinada (%);

$\%ST_{DES}$: Percentagem de sólidos totais desejada (%);

V_{Esgoto} : Volume de esgoto a ser adicionado (L).

A massa de resíduo em base seca foi determinada aplicando-se a Equação 3.

$$M_{R(BS)} = M_{R(BU)} \times \%ST_{DET} \quad \text{Equação (3)}$$

Sendo:

$M_{R(BS)}$: Massa do resíduo em base seca (kg);

$M_{R(BU)}$: Massa do resíduo em base úmida (kg);

$M_{R(UC)}$: Massa do resíduo com umidade corrigida (kg);

M_{ESGOTO} : Massa de esgoto necessária (kg);

C_{ST} : Concentração de sólidos totais (%);

$C_{ST(D)}$: Concentração de sólidos totais desejada (%).

A alimentação do reator foi realizada em três fases, cada fase com duração de 65 dias. As massas de substrato alimentadas ao reator corresponderam a 20.625 kg, 21.875 kg e 20.312 kg nas fases 1, 2, 3 respectivamente. Com relação a temperatura, o reator foi operado em temperatura ambiente, variando entre 29.6 °C (fase 1), 24.5 °C (fase 2) e 26.7 °C (fase 3).

O substrato na zona de reação do reator foi mantido sob agitação mecânica, a uma velocidade de 75 rpm, em períodos alternados de tempo. A rotação era aplicada a um eixo central metálico, constituído por cinco paletas com dimensões de 2.0 x 10.0cm (comprimento x largura) e instalado na zona central do reator. O sistema de agitação era acionado por um motor elétrico de 0.5 Hp – 380 V e era ligado/desligado por um temporizador, programado para cada período de 3.5 horas o sistema era agitado por 30 min.

O monitoramento do reator consistiu na quantificação diária do volume de biogás produzido e armazenado no *head-space* e da temperatura ambiente na área em torno do reator. As determinações analíticas dos parâmetros químicos foram realizadas de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012), levando-se em consideração alguns ajustes analíticos padrões.

Resultados e Discussão

Na Tabela 1 são apresentados os dados dos parâmetros químicos advindos da caracterização dos substratos alimentados ao reator e da massa de resíduos parcialmente bioestabilizada descarregada do reator.

Tabela 1. Características químicas dos substratos alimentados ao reator e da massa de resíduos parcialmente bioestabilizados.

Parâmetros	ETAPAS					
	1ª		2ª		3ª	
	Substrato	RPB	Substrato	RPB	Substrato	RPB
TU%	95.95	95.50	95.96	96.37	95.94	96.6
ST (g/L)	40.05	35.00	40.04	36.36	40.06	35.98
STV (g/L)	32.26	28.2	32.03	29.19	32.4	28.97
STF (g/L)	7.78	6.8	8.01	7.17	7.66	7.01
COD (g/L)	17.92	15.66	17.79	16.21	18	16.09
pH	6.7	5.8	7.91	5.61	7.3	5.58
Al Parcial (gCaCO ₃ /L)	1.55	0.69	7.1	0	6.10	0
Al. Intermediária (gCaCO ₃ /L)	5.13	7.66	3.595	8.925	1.78	7.41
AT (gCaCO ₃ /L)	6.69	8.36	10.69	8.92	7.89	7.41
AGV (gH _{Ac} /L)	6.64	8.39	4.69	11.52	4.43	11.27
AGV/AT	0.99	1.00	0.43	1.29	0.56	1.52
DQO _{Total} (g/L)	37.93	26.16	38.31	28.51	37.97	30.07
DQO _{Filtrada} (g/L)	10.35	20.23	13.33	21.47	17.98	23.87
NTK (g/L)	1.51	0.95	1.46	0.49	0.81	0.36
N-NH ₄ ⁺ (g/L)	0.12	0.29	0.22	0.46	0.12	0.32
N-Orgânico (g/L)	1.38	0.66	1.23	0.03	0.66	0.04
Relação C/N	11.85	16.43	12.15	32.60	22.16	44.14

RPB: resíduo parcialmente bioestabilizado.

Analisando-se os dados apresentados da Tabela 1, pode-se verificar que os substratos utilizados para alimentação do reator nas três etapas do trabalho experimental apresentaram concentrações de DQO_{total} igual a 37.9, 38.3 e 37.9 g/L, e concentrações de sólidos totais de 40.0

g/L, respectivamente para a 1ª, 2ª e 3ª etapa. Percebe-se que os valores de DQO_{total} e ST estiveram bem próximos, haja vista o representativo percentual de matéria orgânica fermentável presente nos RSV.

Pode-se observar que o carbono orgânico dissolvido (COD) presente no substrato atingiu as magnitudes de 17.9 (1ª etapa), 17.8 (2ª etapa) e 18 g/L (3ª etapa), propiciando redução nos resíduos bioestabilizados nos percentuais de 12.5, 8.9 e 11.1% nas etapas 1, 2 e 3 respectivamente.

Quanto às concentrações de NTK nos substratos, as magnitudes quantificadas foram de 1.5, 1.4 e 0.8 g/L, e para os resíduos parcialmente bioestabilizados, foram quantificadas as concentrações de 0.9, 0.4 e 0.3 g/L. Em relação as concentrações de nitrogênio amoniacal no substrato, foram quantificadas as magnitudes de 0.1, 0.2 e 0.1 g/L e nos resíduos parcialmente bioestabilizados as concentrações quantificadas foram de 0.2, 0.4 e 0.3 g/L, apontando para expressivos percentuais de hidrólise da fração do nitrogênio orgânico. Pode-se constatar que mesmo tratando-se de resíduos com elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, não foi percebido sinais de toxicidade no processo de codigestão anaeróbia, haja vista o pH dos substratos se encontrar próximo da neutralidade, fazendo com que a forma de $N-NH_4^+$ ficasse predominantemente na forma ionizada (NH_4^+), sendo menos tóxica que a forma não ionizada (NH_3).

Nas três etapas do trabalho experimental, o pH apresentou variações de 5.4 a 7.9 unidades, esta faixa de valor de pH (mesmo após o ajuste com bicarbonato de sódio) está associada as características ácidas apresentadas pelos RSV. Esta mesma característica foi observada por Silva *et al.*, (2013) e por Luna *et al.*, (2008), quando trataram substratos (RSV+ LAES) em reator anaeróbio compartimentado com homogeneização e biodigestor anaeróbio compartimentado sem homogeneização, respectivamente.

Os comportamentos das variações temporais das magnitudes do pH advindo do processo de monitoração do reator nas três diferentes etapas, são apresentados na Figura 2. Analisando as linhas das tendências apresentadas, constata-se que houve redução das magnitudes do pH em todas as etapas do trabalho. Nas massas dos substratos aplicadas para alimentação do reator, as magnitudes do pH variaram de 6.7 a 7.9, com desvio padrão igual a 0.6. Esta variação esteve associada diretamente aos tipos de resíduos sólidos vegetais que foram utilizadas para preparação dos substratos, haja vista não ter sido possível coletar os mesmos tipos de resíduos nas três diferentes épocas de coleta. Nas massas de resíduos parcialmente bioestabilizadas descarregadas do reator após o período de monitoração, as magnitudes do pH variaram de 5.5 a 5.8, com desvio padrão igual a 0.15, denotando que não houve variações significativas. As reduções nas magnitudes do pH no processo de codigestão anaeróbia são funções do processo de hidrólise do material particulado presente nas massas dos substratos, que gerou subprodutos com características ácidas, que são basicamente ácidos orgânicos fracos.

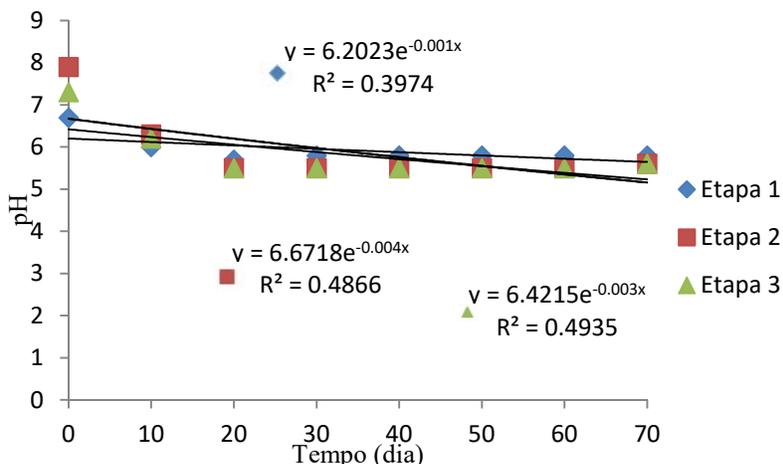


Figura 2. Perfis das variações temporais do pH das massas de resíduos em processo de hidrólise.

Felizola et al., (2006) trabalhando com substratos com estas mesmas características, constataram redução de pH na massa dos resíduos parcialmente bioestabilizadas na primeira fase (hidrólise) do processo de codigestão anaeróbia. A redução da magnitude do pH em reatores anaeróbios tratando resíduos orgânicos, em especial resíduos orgânicos com elevadas concentrações de sólidos totais, está associada a hidrólise de compostos orgânicos de elevadas cadeias carbônicas e a formação dos denominados ácidos graxos voláteis, que são compostos químicos constituídos em média por seis átomos de carbono.

Na Figura 3, são apresentados os comportamentos das variações temporais das concentrações dos ácidos graxos voláteis (AGV) advindas do processo de hidrólise do material particulado presente nas massas de substratos nas três diferentes etapas do trabalho experimental.

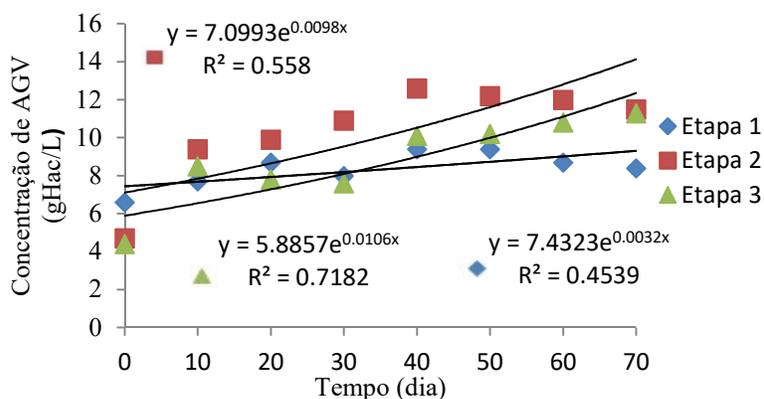


Figura 3. Perfis dos comportamentos das variações temporais das concentrações do ácidos graxos voláteis.

Na 1ª etapa do trabalho, o aumento da concentração de ácidos graxos voláteis foi de 34.0% nos primeiros 50 dias de monitoração. Entre o intervalo de tempo de 50 a 70 dias não foi constatada aumento da concentração de ácidos graxos voláteis nesta etapa do trabalho, provavelmente pela presença mais significativa de material particulado de difícil biodegradação. Na 2ª etapa, o aumento da concentração de ácidos graxos voláteis foi de 143.5%, atingindo o pico máximo aos 40 dias de monitoração e tendência de redução após os 50 dias. Nesta etapa, aos 40 dias de monitoração a concentração de ácidos graxos voláteis alcançou o patamar de 12.66 gH_{AC}/L, sendo reduzida para 11.5 gH_{AC}/L aos 70 dias. Na 3ª etapa do trabalho a concentração de ácidos graxos voláteis atingiu o percentual de 154.4% e não foi alcançado o patamar de estabilização da concentração de AGV hidrolisado, conforme pode ser observado nas linhas de tendências apresentadas na Figura 3. No substrato utilizado para alimentação do reator nesta etapa do trabalho, 52% correspondia a material orgânico de natureza particulado.

Silva *et al.*, (2013) ressalta que o acúmulo de ácidos graxos voláteis em reatores anaeróbios poderá reduzir a produção de biogás, indicando desbalanceamento do processo em relação à produção e consumo de ácidos graxos voláteis.

Na Figura 4 são apresentadas as linhas de tendências das relações estabelecidas entre as concentrações de ácidos graxos (AGV) e da alcalinidade total (AT).

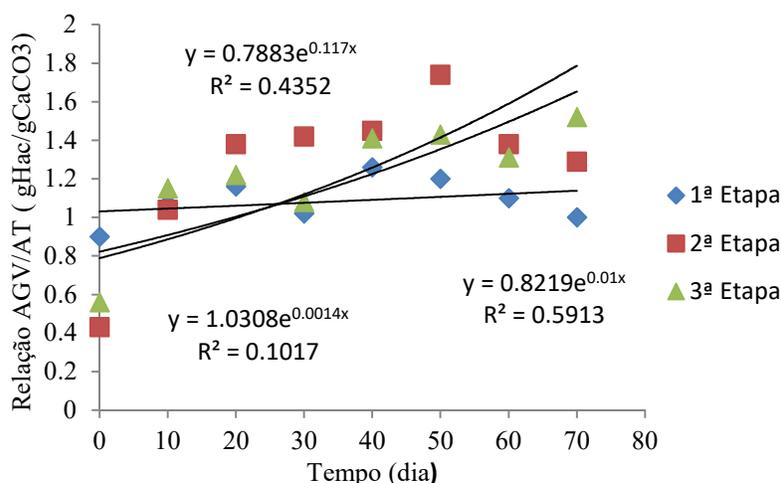


Figura 4. Perfis das relações estabelecidas entre as concentrações de AGV e AT.

Pode-se perceber que as magnitudes das relações estabelecidas entre as concentrações de AGV/AT alcançaram patamares superiores aos teoricamente recomendados, que deve ser em torno de 0.3 a 0.5 gH_{AC}/gCaCO₃. Segundo Chernicharo (2007) a relação AGV/AT deverá ser inferior ou igual a 0.3 gH_{AC}/CaCO₃, haja vista a necessidade de estabelecimento do equilíbrio entre as

fases do processo anaeróbio. Em trabalhos realizados por Leite *et al.*, (2004), estudando o processo de codigestão de RSV mais LAES, as relações estabelecidas entre as concentrações de AGV/AT alcançaram patamares variando de 0.5 a 0.6 gH_{AC}/gAT e não foi percebida influência negativa no processo, razão pela qual não houve redução das magnitudes do pH e do percentual de gás metano no biogás produzido, o que justifica o equilíbrio nas quatro principais etapas do processo anaeróbio. Na 1ª etapa deste trabalho as relações AGV/AT variaram de 0.9 a 1.26 com desvio padrão igual a 0.14. Observa-se que houve acréscimo das relações das concentrações de AGV/AT até o quadragésimo dia de monitoração, com tendência de redução no período compreendido entre 50 a 70 dias. Com relação a 2ª etapa, as relações estabelecidas entre as concentrações de AGV/AT variaram de 0.43 a 1.74 gH_{AC}/gCaCO₃ com desvio padrão igual a 0.48. Nesta etapa, o maior índice da relação AGV/AT foi alcançado no dia 50, apresentando tendência de redução bastante significativa, chegando a atingir a relação de 1.3 gH_{AC}/gCaCO₃ aos 70 dias de monitoração. Na 3ª etapa as relações das concentrações dos AGV/AT variaram de 0.56 a 1.52 com desvio padrão igual a 0.39. A maior relação AGV/AT foi alcançado aos 70 dias, sendo a única etapa que não apresentou até o final do período de monitoração tendência de redução dos índices das relações d entre as concentrações dos ácidos graxos voláteis e alcalinidade total.

Na Figura 5 são apresentados os perfis dos comportamentos das variações temporais das concentrações da demanda química de oxigênio total (DQO_{total}), estabelecidos ao longo do período de monitoramento.

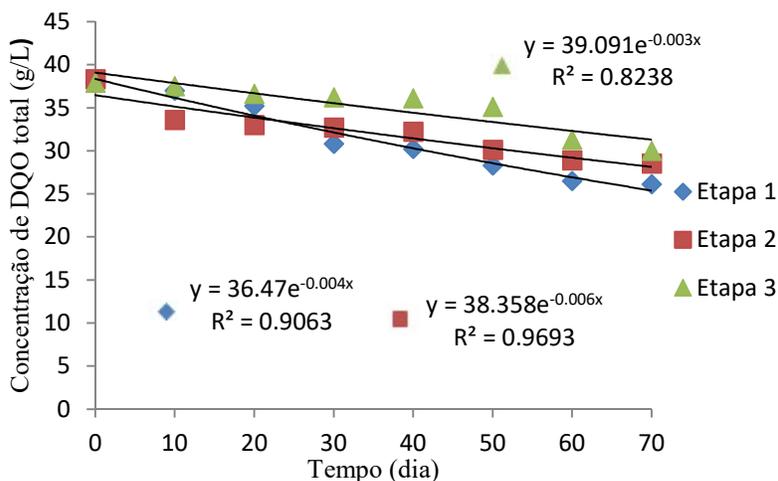


Figura 5. Perfis dos comportamentos das variações temporais das concentrações da DQO_{total}.

As concentrações da DQO_{total} na 1ª etapa do trabalho variaram de 26.1 a 37.9 gO₂/L com percentual de redução de 31.0%, propiciado pelo processo de hidrólise da massa de DQO_{total},

sendo convertida em massa de $DQO_{filtrada}$. No substrato utilizado para alimentação do reator, a concentração da DQO_{total} era de $37.9 \text{ gO}_2/\text{L}$ e foi reduzida progressivamente para concentração de $26.1 \text{ gO}_2/\text{L}$ aos 70 dias de monitoração. Foi nesta etapa que o modelo exponencial ajustado apresentou maior coeficiente de determinação ($R^2 = 0.96$), com constante de hidrólise (K_h) variando de 5.4×10^{-4} a $2.6 \times 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$. Na 2ª etapa as concentrações da DQO_{total} variaram de 28.5 a $37.8 \text{ gO}_2/\text{L}$ com percentual de redução igual a 25.5%. No substrato utilizado para alimentação do reator, a concentração da DQO_{total} era de $37.8 \text{ gO}_2/\text{L}$ e foi reduzida progressivamente para concentração de $28.5 \text{ gO}_2/\text{L}$ aos 70 dias de monitoração. Nesta etapa, o modelo exponencial ajustado apresentou coeficiente de determinação igual a 0.90, com constante de hidrólise (K_h) variando de 2.4×10^{-4} a $1.1 \times 10^{-2} \text{ dia}^{-1}$. Em relação a 3ª etapa, as concentrações de DQO_{total} variaram de 30.0 a $39.9 \text{ gO}_2/\text{L}$, com percentual de redução de 29.8%. No substrato a concentração de DQO_{total} era de $39.9 \text{ gO}_2/\text{L}$ e foi sendo reduzida progressivamente para $30.0 \text{ gO}_2/\text{L}$ aos 70 dias de monitoração. Foi nesta etapa do trabalho que o modelo exponencial ajustado apresentou coeficiente de determinação igual a 0.82, com constante de hidrólise variando de 4.2×10^{-6} a $2.6 \times 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$.

Na Figura 6, são apresentados os comportamentos das variações temporais das concentrações da $DQO_{filtrada}$ quantificadas ao longo do período de monitoração.

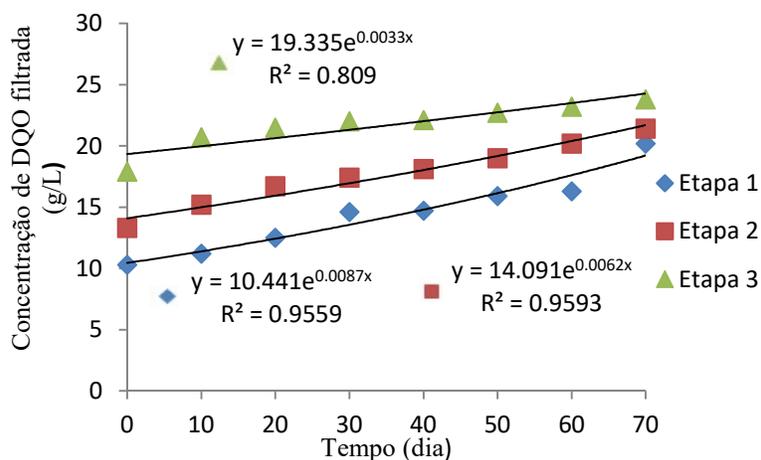


Figura 6. Perfis dos comportamentos das variações temporais das concentrações da $DQO_{filtrada}$.

No substrato utilizado para alimentação do reator na 1ª etapa do trabalho, a relação $DQO_{filtrada}/DQO_{total}$ foi de 0.3 e as concentrações da $DQO_{filtrada}$ variaram de 10.3 a $20.2 \text{ gO}_2/\text{L}$, propiciando um acréscimo de 93.1%. Analisando o comportamento do modelo cinético estabelecido, pode ser constatado que aos 70 dias de monitoração não foi alcançada a estabilização da hidrólise do material particulado. Na 2ª etapa, a relação da $DQO_{filtrada}/DQO_{total}$ foi

de 0.34 e as concentrações da $DQO_{filtrada}$ variaram de 13.3 a 21.4 gO_2/L , propiciando acréscimo de 60.9%. Neste trabalho, a maior relação $DQO_{filtrada}/DQO_{total}$ foi identificada na 3ª etapa, com magnitude igual a 0.90. As concentrações de $DQO_{filtrada}$ variaram de 17.9 a 23.8 gO_2/L , com percentual de acréscimo de apenas 32.96%. Portanto, o aumento da massa da $DQO_{filtrada}$ nas três diferentes etapas do trabalho foi inversamente proporcional a massa da $DQO_{particulada}$ contida nos substratos.

Na Figura 7 são apresentadas as tendências das relações $DQO_{filtrada}/DQO_{particulada}$ das três diferentes etapas do trabalho ao longo do período de monitoração.

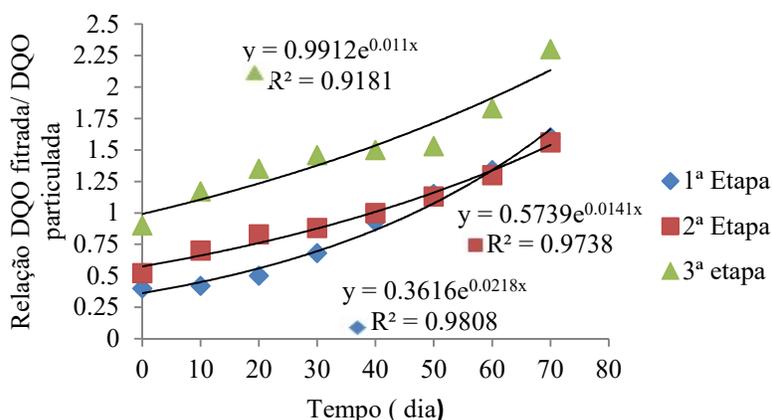


Figura 7. Perfis das variações temporais das relações $DQO_{filtrada}/DQO_{particulada}$.

Analisando as linhas de tendências da Figura 7, pode ser constatado que na 1ª etapa, da massa de substrato alimentado ao reator 760g correspondia a massa de DQO_{total} e que desta massa 220g era de massa de $DQO_{filtrada}$ e 540g de massa de $DQO_{particulada}$. Portanto, nesta etapa do trabalho a relação estabelecida entre $DQO_{filtrada}/DQO_{particulada}$ é igual a 0.4 (40%) e foi nesta etapa que o percentual de massa da $DQO_{filtrada}$ aumentou 91.3% em relação a massa inicial. Na 2ª etapa, a massa de substrato alimentada ao reator foi de 760g, porém a massa de $DQO_{filtrada}$ foi de 260g e a massa de $DQO_{particulada}$ de 500g, estabelecendo relação de $DQO_{filtrada}/DQO_{particulada}$ igual a 0.52 (52%), propiciando um percentual da massa de $DQO_{filtrada}$ de 60.9%. A maior relação da $DQO_{filtrada}/DQO_{particulada}$ foi constatada na etapa 3, alcançando o percentual de 90%, sendo a etapa em que foi identificado o menor percentual de geração de massa de $DQO_{filtrada}$.

Fdez.-Guelfo *et al.*, (2011) utilizando composto maturado como inóculo na hidrólise de resíduo sólido orgânico, obtiveram eficiência de geração de massa de $DQO_{filtrada}$ de 51% a 64%, percentuais estes que se encontram dentro dos limites percentuais encontrados neste trabalho que foram de 32.9 a 93.10%.

Ghanimeh *et al.*, (2012) analisando a performance da digestão anaeróbia termofílica de resíduos sólidos orgânicos mais esterco bovino, obtiveram resultados com acréscimo de DQO_{filtrada} de 87% e valores de pico próximos a 20 g/L.

Nopharatana *et al.*, (2007) digerindo anaerobiamente resíduo sólido orgânico em reator agitado em batelada por 40 dias à temperatura de 38°C, sem adição de inóculo, encontraram valores de DQO_{filtrada} variando de 6 g/L na partida a 9 g/L no final do experimento, com eficiência de 33%.

Na Figura 8 são apresentadas as linhas de tendências dos comportamentos das médias das massas de nitrogênio total kjeldahl, nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico em relação as três etapas do trabalho experimental.

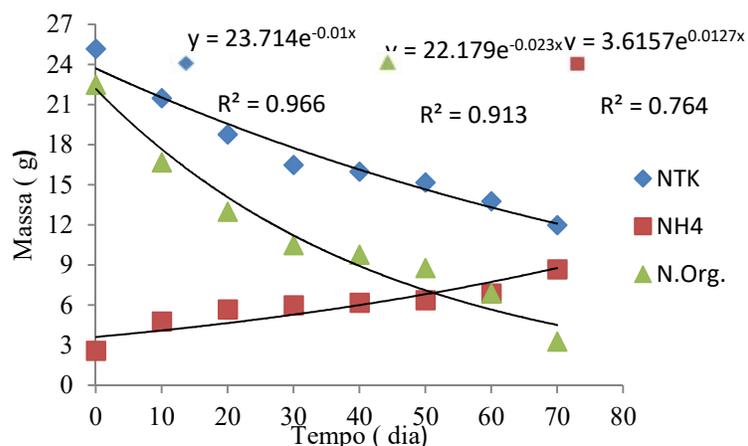


Figura 8. Variação temporal das médias das massas das três diferentes espécies de nitrogênio.

Em relação às massas de NTK, observou-se que houve hidrólise em todas as etapas, sendo que o maior percentual de massa de NTK hidrolisada foi identificada na 2ª etapa, alcançando o percentual de 66.0%. Na 1ª e 3ª etapa, as eficiências de hidrólise da massa de NTK contidas nos substratos foram de 37.0 e 55.5% respectivamente. Não foi estabilizado o processo de hidrólise da massa de NTK aos 70 dias de monitoração do reator em nenhuma etapa do trabalho, porém a intensidade da hidrólise foi mais representativa nos primeiros 30 dias de monitoração em todas as etapas, propiciando concentrações de nitrogênio amoniacal variando de 2.4 g/L no substrato a 5.8 g/L no resíduo parcialmente bioestabilizado na 1ª etapa, de 5.2 g/L no substrato a 9.2 g/L no resíduo parcialmente bioestabilizado na 2ª etapa e de 2.4 g/L no substrato a 6.4g/L no resíduo parcialmente bioestabilizado na 3ª etapa.

O N-NH₄⁺ é gerado na etapa de hidrólise e consumido ao longo de todo o processo anaeróbio pela comunidade microbiana, haja vista o processo de digestão anaeróbia ser fortemente influenciado

pela quantidade de nitrogênio amoniacal formada. A elevação na concentração de N-NH_4^+ pode causar situações de instabilidade no reator, ocasionada pela toxicidade por amônia. Em situações da aplicação do processo anaeróbio em que o pH da massa de resíduo é inferior a 8.0 unidades de pH, praticamente toda a massa de nitrogênio amoniacal se encontra na forma ionizada (NH_4^+) (Leite *et al.*, 2009). Neste trabalho as magnitudes do pH das massas de substrato sempre estiveram no patamar de 8.0, indicando que da massa de nitrogênio amoniacal, 94.7% se encontrava na forma de ionizada.

Conclusão

Analisando os dados advindos do processo de monitoração do reator anaeróbio em batelada tratando substratos constituídos por resíduos vegetais mais lodo anaeróbio de esgoto sanitário, pode-se constatar que:

- O processo de hidrólise do material orgânico particulado propiciou aumento significativo das massas de ácidos graxos voláteis (AGV) em todas as etapas do trabalho. Na primeira etapa o aumento proporcionado da massa de AGV foi de 20.5% e o pico máximo da produção de AGV foi identificado no intervalo de 40 a 50 dias de monitoração. Na 2ª etapa o aumento da massa de AGV foi de 145.6% e o pico máximo da produção de AGV foi identificado aos 40 dias de monitoração do reator. Na 3ª etapa a massa de AGV foi aumentada de 243.8% e o pico máximo de produção AGV foi alcançado aos 60 dias de monitoração do reator.
- A massa de $\text{DQO}_{\text{filtrada}}$ atingiu percentuais de geração advindos do processo de hidrólise de 45.4, 38.4 e 27.7% nas etapas 1, 2 e 3 respectivamente.
- A massa de NTK foi hidrolisada ao longo do período de monitoração do reator, atingindo os percentuais de 37.0, 65.7 e 55.5% nas etapas 1, 2 e 3 respectivamente.
- Em se tratando de substratos com relações $\text{DQO}_{\text{particulada}}/\text{DQO}_{\text{total}}$ variando de 0.52 a 0.71, o processo de hidrólise da massa do material orgânico particulado não foi estabilizado em um período de 70 dias, denotando baixos percentuais de hidrólise em todas as etapas do trabalho, o que limita a utilização destes tipos de resíduos para aproveitamento energético.
- Pode ser constatado o processo de codigestão anaeróbia de RSV mais lodo anaeróbio de esgoto sanitário, poderá ser em um futuro próximo uma alternativa sustentável no campo social, econômico e ambiental para o tratamento destes resíduos, porém frente a constituição química dos resíduos sólidos vegetais, a fase hidrolítica ainda precisa ser estudada, haja vista a necessidade de otimização deste tipo de tecnologia para aplicação em escala real.

Referências Bibliográficas

- Agdag, O.N., Sponza, D.T. (2007) Co-digestion of mixed industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling bioreactors, *J. Hazard Mat.*, **140**, 75-85.
- Apha, American Public Health Association. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2012), 21th ed. Washington, DC: American Public Health Association.

- Belle, A.J., Lansing, S., Mulbry, W., Weil, R.R. (2015) Anaerobic co-digestion of forage radish and dairy manure in complete mix digesters, *Bioresource Technology*, **178**, 230-237.
- Bouallagui, H., Touhami, Y., Cheikh, R.B., Hamdi, M. Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. *Process Biochem.* 40, p. 989 - 995, 2005.
- Chernicharo, C.A.L. (2007) Reatores anaeróbios, UFMG, Belo Horizonte-MG, 245pp.
- Fdez.-Guelfo, L. A., Álvarez-Gallego, C., Sales Márquez, D., Romero Garcia, L. I. (2011) Biological pretreatment applied to industrial organic fraction of municipal solid wastes (OFMSW): Effect on anaerobic digestion, *Chemical Engineering Journal*, **172**, 321-325.
- Felizola, C.S., Leite, V.D., Prasad, S. (2006) Estudo do Processo de Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento do Biogás, *Agropecuária Técnica*, **27**, 53-62.
- Ghanimeh, S., Fadel, M., Saikaly, P. (2012) Mixing effect on thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic fraction of municipal solid waste, *Bioresource Technology*, **117**, 63-71.
- Leite, V.D., Lopes, W.S., Sousa, J.T., Prasad, S. (2004) Tratamento Anaeróbio de Resíduos Orgânicos com Baixa Concentração de Sólidos, *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, **9**(4), 280-284.
- Leite, V.D., Lopes, W.S., Sousa, J.T., Prasad, S., Silva, S.A. (2009) Tratamento Anaeróbio de Resíduos Sólidos Orgânicos com Alta e Baixa Concentração de Sólidos, *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **13**, 190-196.
- Leite, V.D., Sousa, J.T., Lopes, W.S., Henrique, I.N, Barros, A.J. M. (2014) Bioestabilização Anaeróbia de Resíduos Sólidos Orgânicos: aspectos quantitativos, *Revista Tecnológica*, **18**(2), 90-96.
- Linke, B., Muha, I., Wittum, G., Plogsties, V. (2013) Mesophilic anaerobic Co-digestion of cow manure and biogas crops in full scale German biogas plants: A model for calculating the effect of hydraulic retention time and VS crop proportion in the mixture on methane yield from digester and from digestate storage at different temperatures, *Bioresource Technology*, doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.11.137>
- Luna, M. L.D., Leite, V.D., Lopes, W.S., Silva, S.A., Silva, J.V.N. (2008) Tratamento Anaeróbio de Resíduos Sólidos Orgânicos para Pequenas Comunidades, *Agropecuária Técnica*, **29**, 24-34.
- Nopharatana, A., Pullammanappallil, P., Clarke, W. (2007) Kinetics and dynamic modelling of batch anaerobic digestion of municipal solid waste in a stirred reactor. *Waste Management*, **27**, 595-603.
- Pinto, R. O. (2006). *Avaliação da digestão anaeróbia na bioestabilização de resíduos sólidos orgânicos, lodos de tanques sépticos, dejetos suínos e lixiviado*. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, UFSC, 173pp.
- Silva, W. R., Leite, V.D., Sousa J.T., Lopes, W.S., Barros, A.J.M. (2013) Digestão Anaeróbia de Resíduos Vegetais com Baixa Concentração de Sólidos em Reator Compartmentado, *Gaia Scientia*, **7**(1), 42-49.
- Silva, W.R. (2009). *Estudo cinético do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais*. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Química, Universidade Federal da Paraíba, 201pp.
- Sosnowski, P., Wiczorek, A., Ledakowicz, S. (2003) Anaerobic codigestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. *Advances in Environmental Research*, **7**, 609-616
- Xie, S., Lawlor, P.G., Frost, J.P., Hu, Z., Zhan, X. (2011) Effect of pig manure to grass silage ratio on methane production in batch anaerobic codigestion of pig manure and grass silage. *Bioresource Technology*, **102**(10), 5728-5733.
- Yao, Y., Luo, Y., Yang, Y., Sheng, H., Li, X., Li, T., Song, Y., Zhang, H., Chen, S., He, W., He, M., Ren, Y., Gao, J., Wei, Y., An, L. (2014) Water free anaerobic codigestion of vegetable processing waste with cattle slurry for methane production at high total solid content. *Energy*, **74**, 309-313.
- Zhang, J., Sun, K., Wu, M., Zhang, L. (2006) Influence of Temperature on Performance of Anaerobic Digestion of Municipal Solid Waste, *Journal of Environmental Sciences*, **18**(4), 810-815.