

AValiação DA BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA DE LODOS DE ESGOTO PROVENIENTES DE REATORES ANAERÓBIOS SEQUENCIAIS

Luciana de Mattos Moraes¹ e Durval Rodrigues de Paula Junior²

¹ *Profª. Dra. do Curso de Tecnologia em Agronegócios da FATEC-ITAPETININGA*

² *Prof. Associado da Faculdade de Engenharia Agrícola/UNICAMP*
lummoraes@hotmail.com, durval@agr.unicamp.br

Resumo

Neste trabalho foi desenvolvida uma metodologia para avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lodos de esgoto, utilizando testes de bancada, por meio do monitoramento da produção do biogás. Os testes que tiveram duração de 15 dias, foram realizados em frascos, sob temperatura controlada e agitação constante, monitorando-se a cada 2 dias, a pressão interna do frasco e a composição do biogás. A biodegradabilidade anaeróbia foi quantificada por meio da determinação da taxa específica máxima de produção de CH₄ (K_{CH₄}) e CO₂ (K_{CO₂}), as quais representam os “coeficientes de biodegradabilidade intrínseca”. Os resultados obtidos refletiram o comportamento dos reatores anaeróbios sequenciais (Sistema B) operados em escala real com tempos de detenção hidráulicos (TDHs) de 30, 20 e 10 dias, indicando que a metodologia desenvolvida permitiu a estimativa de “coeficientes de biodegradabilidade anaeróbia intrínseca” por meio de testes simplificados de bancada com boa reprodutibilidade.

1. Introdução

A crescente demanda da sociedade pela manutenção das condições ambientais tem exigido, das autoridades e das empresas públicas e privadas, atividades capazes de compatibilizar o desenvolvimento às limitações dos recursos naturais. Dentre esses recursos, os hídricos, que até a geração passada eram considerados fartos, tornaram-se limitantes e comprometidos, em virtude do alto índice de poluição das águas em algumas regiões, necessitando, portanto de rápida recuperação. Nessas condições, há que se tratar os esgotos, os principais poluidores dos mananciais hídricos [1].

Entretanto, o aumento populacional, aliado ao número de Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) e à melhoria da eficiência do tratamento de esgotos, implicam diretamente no aumento da produção do principal subproduto dessas estações: o lodo ou biossólido, como também é conhecido.

O lodo possui, em sua composição, matéria orgânica, macro e micronutrientes necessários aos vegetais, o que torna possível o seu uso na agricultura como condicionador do solo e/ou como fertilizante. Entretanto, o lodo pode apresentar também em sua composição metais pesados e organismos patogênicos ao homem.

A disposição final adequada do lodo é uma etapa problemática no processo operacional de uma estação de tratamento de esgotos e que normalmente tem sido negligenciada. O custo das unidades de tratamento do lodo pode representar um terço do investimento total de uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) [2] ou 50% do orçamento operacional de um sistema de tratamento [1].

Basicamente três aspectos do lodo precisam ser considerados para sua disposição ou uso seguro: o nível de estabilização da matéria orgânica, a quantidade de metais pesados e o grau de patogenicidade [3].

A importância da digestão anaeróbia como processo de tratamento de resíduos orgânicos cresceu de forma extraordinária nas últimas décadas, principalmente por apresentar balanço energético mais favorável que os processos aeróbios convencionais. Os digestores anaeróbios têm sido largamente aplicados para o tratamento de resíduos sólidos, incluindo culturas agrícolas, dejetos de animais, lodos de estações de tratamento de esgotos e de lixo urbano [4]. É uma maneira eficiente de tratar quantidades consideráveis de resíduos, reduzindo o seu poder poluente e os riscos sanitários advindos dos mesmos [5].

O conceito de biodegradabilidade pode ter várias conotações, especialmente quando se trata de processos ambientais [3]. Geralmente o termo biodegradabilidade é utilizado para se representar a tendência ou susceptibilidade de transformação de determinados substratos, substâncias ou compostos por microrganismos.

O conhecimento dos parâmetros cinéticos é de extrema importância para a modelação do processo bioquímico, pois permite avaliar as velocidades de utilização de substrato e de crescimento de biomassa, nas condições estabelecidas [6].

Os dados cinéticos, além de fornecerem informações sobre o crescimento e utilização do substrato por diversas culturas, podem ser úteis para a análise do sistema de tratamento e o aumento de escala dos reatores. Dessa forma, os parâmetros cinéticos e operacionais podem ser equacionados para a verificação das relações existentes entre tais parâmetros e, conseqüentemente, da influência da cinética sobre a operação. Essa análise pode ser obtida por meio de balanços de materiais em reatores bioquímicos utilizados para o tratamento de águas residuárias [7].

A biodegradabilidade anaeróbia de águas residuárias de bovinocultura e suinocultura, em reatores em batelada, com lodos granulados de três procedências foi

avaliada por meio dos seguintes ensaios: (1) efluente de bovinocultura e lodo de abatedouro de aves não adaptado, (2) efluente de suinocultura e lodo de abatedouro de aves não adaptado, (3) efluente de bovinocultura e lodo de abatedouro de aves adaptado, (4) efluente de suinocultura e lodo de abatedouro de aves adaptado, (5) efluente de bovinocultura e lodo de abatedouro de aves adaptado, (6) efluente de suinocultura e lodo de abatedouro de aves adaptado. Por meio de uma metodologia simplificada foi possível avaliar a biodegradabilidade anaeróbia por meio de ensaios realizados em “Shaker”, em temperatura de 35°C, sob agitação a 150 rpm, por 5 minutos a cada 1 hora. Foram testados modelos cinéticos do tipo Monod, Ordem Zero, Primeira e Segunda Ordem e verificou-se que o modelo de Primeira Ordem foi o que melhor se ajustou para os seis ensaios realizados. A constante de velocidade de Primeira Ordem (k_1) foi estimada para os ensaios 1, 2, 3, 4, 5 e 6, resultando: $2,51 \times 10^{-2}$, $2,49 \times 10^{-2}$, $1,90 \times 10^{-2}$, $3,09 \times 10^{-2}$, $2,54 \times 10^{-2}$, $4,09 \times 10^{-2} \cdot h^{-1}$, respectivamente [8].

2. Material e métodos

O projeto intitulado Estabilização de Lodos de Estações de Tratamento de Esgotos utilizando Reatores Anaeróbios Seqüenciais (RAS), parte integrante do Projeto Nacional de Saneamento Básico (PROSAB), em seu terceiro Edital, Tema 4, e realizado pela Faculdade de Engenharia Agrícola da UNICAMP, propôs a implantação e avaliação de três sistemas de reatores anaeróbios de fluxo ascendente. O primeiro sistema (A), era constituído de cinco reatores anaeróbios seqüenciais (RAS) com volumes de 1.000L cada um, com recirculação do sobrenadante do quinto para o primeiro reator. O segundo sistema (B) também era um sistema RAS, com configuração semelhante à do sistema A, diferenciando-se do anterior por possuir um mecanismo de mistura promovido por misturadores lentos instalados em cada um dos reatores. Finalmente, o terceiro sistema (C), era constituído por um reator anaeróbio de câmara única, com capacidade de 5.000 L, dotado também de um misturador mecânico para homogeneizar o seu conteúdo. Os sistemas foram avaliados por cerca de 450 dias compreendendo as etapas de partida, de transição, e operação com TDHs de 30, 20 e 10 dias.

De forma a permitir avaliações e interpretações detalhadas sobre o processo anaeróbio que ocorreu nos vários reatores anaeróbios que compuseram os sistemas B e C, estudados no âmbito do Projeto da UNICAMP no PROSAB, propôs-se, o desenvolvimento de metodologia para a realização de testes de biodegradabilidade, descritos a seguir.

Os ensaios foram elaborados com frascos (reator) de 280 mL de volume total, preenchidos com proporções de substrato (amostras dos pontos avaliados) e água, de forma a manter uma concentração final de sólidos voláteis (SV) em torno de $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Nos frascos com lodo foram também adicionadas: (a) solução de nutrientes/tampão ($10 \text{ mL} \cdot \text{L}^{-1}$), (b) solução de traços de metais – micronutrientes ($1 \text{ mL} \cdot \text{L}^{-1}$). Borbulhou-se N_2

puro no meio durante 5 minutos, com o intuito de expulsar os gases contidos no “headspace”. Os frascos foram vedados com tampa de borracha, lacrados e levados à incubadora nas condições de agitação de 150 rpm e temperatura de 35°C. A cada 2 dias foram realizadas determinações das medidas da pressão interna dos frascos seguidas da purga do biogás. Após esse procedimento efetuava-se a coleta de uma amostra do biogás produzido no frasco para análise cromatográfica das concentrações molares de CH_4 e CO_2 no interior do frasco, visando avaliar a taxa específica de produção desses gases. Com o intuito de expulsar os gases contidos no “headspace”, buscando eliminar a produção residual de biogás que compunha o “headspace”, borbulhou-se novamente N_2 puro no meio durante 5 minutos.

A realização desses ensaios possibilitou a obtenção de dados do perfil da concentração molar de CH_4 e CO_2 em função do tempo, ilustrados na Figura 1.

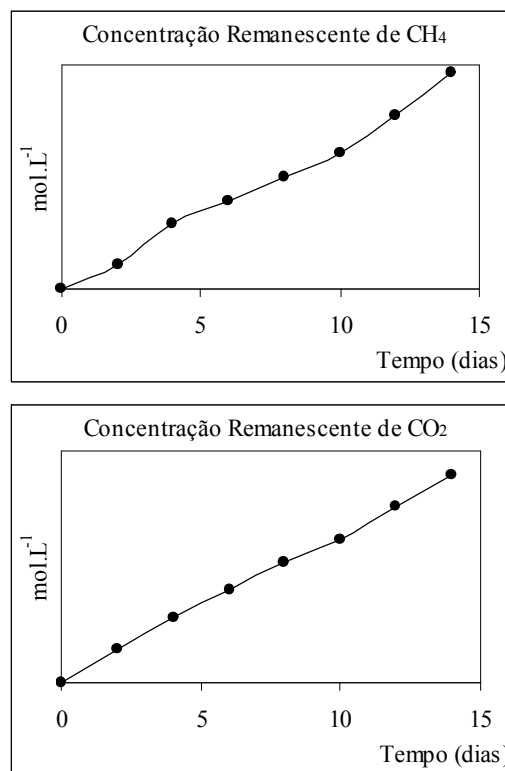


Figura 1. Concentrações remanescentes de CH_4 e CO_2 durante o ensaio.

Uma vez que, ao se realizar a purga do biogás formado tem-se o equilíbrio da pressão interna do frasco com a pressão atmosférica, ocorrendo perda de número de mols de biogás, o valor determinado pela cromatografia representa a concentração molar remanescente no frasco (C_2), tornando-se necessária uma correção desses valores, considerando-se os valores perdidos durante a purga do biogás. Considerando-se o biogás como um gás ideal ($PV = nRT$), e admitindo a hipótese que as frações molares de CH_4 e CO_2 não se alterem no biogás, antes e depois da purga, tem-se:

$$PV = nRT \quad (1)$$

em que:

P = pressão, [mmHg];

V = volume, [L];

n = número de mols, [n];

R = constante universal dos gases, [J.mol⁻¹.K⁻¹]

T = temperatura, [°K].

Como $C = \frac{n}{V}$, partindo-se da Equação 1 tem-se:

$$\frac{n}{V} = \frac{P}{RT} \quad (2)$$

Ou seja:

$$C = \frac{P}{RT} \quad (3)$$

Ou ainda:

$$RT = \frac{P}{C} \quad (4)$$

Como RT são constantes antes e após a purga, temos:

$$\frac{P_1}{C_1} = \frac{P_2}{C_2} \quad (5)$$

em que:

P₁ = pressão interna do frasco antes da purga, [mmHg];

C₁ = concentração molar do gás antes da purga, [mol.L⁻¹];

P₂ = pressão interna do frasco depois da purga, [mmHg] e,

C₂ = concentração molar do gás depois da purga, [mol.L⁻¹].

Assim:

$$C_1 = C_2 \cdot \frac{P_1}{P_2} \quad (6)$$

Como após a purga a pressão interna do frasco é igual a pressão atmosférica, tem-se:

$$C_1 = C_2 \cdot \frac{P_1}{P_{atm}} \quad (7)$$

A concentração molar perdida com a purga (C_p) pode ser calculada por:

$$C_p = C_1 - C_2 \quad (8)$$

Assim a concentração molar real (C_{real}) corrigida para cada tempo pode ser obtida pela concentração antes da purga (C₁) adicionada das perdas acumuladas (PrA) conforme mostrado nas Equações 9 e 10.

$$Pr A = \sum_{i=1}^n C_{1,i} \quad (9)$$

$$C_{real} = C_1 + Pr A \quad (10)$$

A tabela I apresenta a planilha de cálculo elaborada para auxiliar na determinação da concentração real de CH₄ ou CO₂, ilustradas na Figura 2.

Tabela I. Planilha de cálculo utilizada na determinação da concentração real de CH₄ ou CO₂, em que:

		Ponto de Amostragem
Tempo	(dias)	
C ₂	(mol/L)	
P _{atm}	(mmHg)	
P ₂		
FMolar	(%)	
P _{CH4}	(mmHg)	
P _{absoluta}		
C _{real}	(mol/L)	

C₂ = concentração molar do gás depois da purga, [mol.L⁻¹];

P_{atm} = pressão atmosférica, [mmHg];

P₂ = pressão interna do frasco depois da purga, [mmHg];

FMolar = porcentagem de CH₄ ou CO₂ no biogás, [%];

$$P_{CH4} = P_2 \times FMolar_{CH4} \quad \text{ou}$$

$$P_{CO2} = P_2 \times FMolar_{CO2}, \text{ [mmHg];}$$

$$P_{absoluta} = P_{CH4} + P_{atm} \quad \text{ou}$$

$$P_{absoluta} = P_{CO2} + P_{atm}, \text{ [mmHg];}$$

C_{real} = concentração molar real do gás, [mol.L⁻¹].

A avaliação da “biodegradabilidade intrínseca” das amostras de lodo foi quantificada por meio da determinação da taxa específica máxima de produção de CH₄ (K_{CH4}) e da taxa específica máxima de produção de CO₂ (K_{CO2}), as quais representam os “coeficientes de biodegradabilidade intrínseca” e foram obtidos por meio da aplicação de modelos matemáticos ajustados aos perfis de concentração molar de CH₄ e CO₂ em função do tempo [9]. A determinação do K_{CH4} foi realizada por meio das Equações 11 e 12, ilustradas a seguir.

$$K = \frac{k \cdot V}{1/16 \cdot M} \quad (11)$$

em que:

K = taxa específica máxima de produção de CH₄, [gCH₄.gSV⁻¹.dia⁻¹];

k = concentração molar de CH₄, [molCH₄.dia⁻¹.L⁻¹];

V = volume do headspace, [L] e,

M = massa do lodo, [gSV].

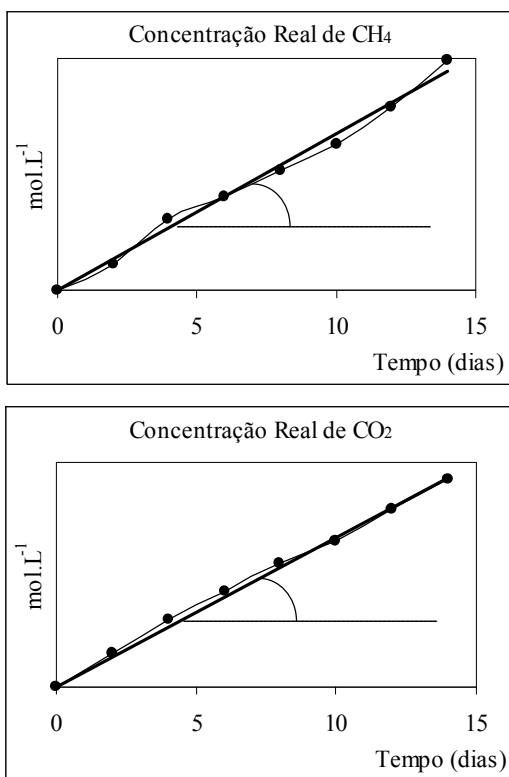


Figura 2. Concentrações reais de CH₄ e CO₂ durante o ensaio.

$$k = \frac{dC_{CH_4}}{dt} \quad (12)$$

em que:

k = concentração molar de CH₄, [molCH₄.dia⁻¹.L⁻¹]

e,

dC_{CH₄}/dt = derivada da curva do perfil da concentração de metano (C_{CH₄}) em função do tempo (t).}}

O ajuste linear foi o que, de maneira geral, representou melhor o conjunto de dados obtidos nos ensaios e por isso foi também utilizado na determinação do K_{CO₂}, conforme ilustrado nas Equações 13 e 14.

$$K = \frac{k \cdot V}{1/44 \cdot M} \quad (13)$$

em que:

K = taxa específica máxima de produção de CO₂, [gCO₂.gSV⁻¹.dia⁻¹];

k = concentração molar de CO₂, [molCO₂.dia⁻¹.L⁻¹];

V = volume do headspace, [L] e,

M = massa do lodo, [gSV].

$$k = \frac{dC_{CO_2}}{dt} \quad (14)$$

em que:

k = concentração molar de CO₂, [molCO₂.dia⁻¹.L⁻¹]

e,

dC_{CO₂}/dt = derivada da curva do perfil da concentração de metano (C_{CO₂}) em função do tempo (t).}}

3. Resultados e discussão

As Tabelas II e III apresentam de forma resumida os valores de K_{CH₄} e K_{CO₂} visando uma discussão mais objetiva dos resultados.

Tabela II - Valores da taxa máxima específica de produção de CH₄ (K_{CH₄}) para as amostras de lodo dos Sistemas B e C, avaliados no PROSAB, para TDHs de 30, 20 e 10 dias.

TDH	Sistema	CH ₄	
		Entrada	Saída
30	B	0	43,4x10 ⁻⁷
	C	0	7,03x10 ⁻⁷
20	B	0	-
	C	0	0
10	B	0	24,7x10 ⁻⁷
	C	0	0

Tabela III - Valores da taxa máxima específica de produção de CO₂ (K_{CO₂}) para as amostras de lodo dos Sistemas B e C, avaliados no PROSAB, para TDHs de 30, 20 e 10 dias.

TDH	Sistema	CO ₂	
		Entrada	Saída
30	B	264x10 ⁻⁷	188x10 ⁻⁷
	C	264x10 ⁻⁷	103x10 ⁻⁷
20	B	84,3x10 ⁻⁷	-
	C	84,3x10 ⁻⁷	88,8x10 ⁻⁷
10	B	80,4x10 ⁻⁷	202x10 ⁻⁷
	C	80,4x10 ⁻⁷	568x10 ⁻⁷

Os valores de K_{CH₄} obtidos nos ensaios com amostras de saída do Sistema B para os TDHs de 30 e 10 dias, mostraram-se coerentes com o comportamento observado no Sistema B durante sua avaliação no PROSAB, pois também refletiram sempre um aumento nos valores de K_{CH₄} em relação aos valores obtidos nas amostras da entrada, indicando uma tendência de queda nos valores de K_{CH₄} com as reduções gradativas nos TDHs de 30 dias para 10 dias. Os valores mais altos dos coeficientes de produção de CH₄ das amostras da saída em relação às da entrada indicaram que as amostras de lodo presentes no quinto reator do Sistema B apresentaram biodegradabilidade anaeróbia intrínseca superiores às das amostras “brutas” de lodo com relação à capacidade de produzir CH₄. No entanto os valores de K_{CO₂} obtidos nos testes com amostras de saída do Sistema B não acompanharam esta mesma tendência.

Os valores de K_{CH₄} obtidos nos ensaios com amostras de entrada e saída do Sistema C para o TDHs de 30 dias, uma vez que os valores de K_{CH₄} de amostras de entrada foram superiores aos da saída. Para os TDHs de 20 e 10 dias a biodegradabilidade foi nula (K_{CH₄}=0,0) tanto na entrada quanto na saída. Também para os valores da K_{CO₂} os valores da saída foram superiores aos de entrada para os TDHs de 20 e 10 dias, somente para o TDH de 30 dias os valores obtidos na entrada foram superiores aos da saída. Ao se avaliar os valores de K_{CH₄}

ao longo das reduções gradativas nos TDHs de 30 e 10 dias, nota-se que os valores de K_{CH_4} essa relação é direta. No entanto os valores de K_{CO_2} obtidos nos testes com amostras de saída do Sistema C não acompanharam esta mesma tendência de queda gradativa com as reduções de TDHs.

Como pode ser observado na Tabela I os valores de K_{CO_2} obtidos nos testes com as amostras de entrada para os TDHs de 30, 20 e 10 dias apresentaram variação significativa ($264 \times 10^{-7} < K_{CO_2} < 80,4 \times 10^{-7}$) indicando que a variação do lodo gerado nos decantadores e utilizados na alimentação dos sistemas estudados deve acompanhar a variação do esgoto recebido pela ETE-Carioba/Americana; enquanto que os valores de K_{CH_4} obtidos com as amostras de entrada não variaram.

4. Conclusões

As principais conclusões obtidas durante o trabalho foram:

1. A metodologia desenvolvida se mostrou viável e simplificada, permitindo a avaliação da biodegradabilidade anaeróbia intrínseca de lodos de esgoto;
2. O modelo matemático de Ordem Zero foi o modelo que melhor se ajustou ao cálculo dos coeficientes cinéticos representando melhor o conjunto de dados, apresentando valores de R^2 superiores a 90 % em 43 % dos testes; entre 80 e 89 % em 34 % dos testes; e inferior a 80 % em 24 % dos testes;
3. De forma geral, pode-se concluir que a formulação de uma metodologia para a avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lodos por meio da realização de testes de bancada permite estimar valores de “Coeficientes de Biodegradabilidade Anaeróbia de Lodos” por meio do cálculo das taxas máximas específicas de produção de CH_4 e de CO_2 .

Referências Bibliográficas

- [1] Bettiol, W.; Camargo, O.A. **Impacto Ambiental do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 312p., 2000.
- [2] Vesiling, P.A. **Treatment and Disposal of Wastewater Sludges**. EUA: Ann Arbor Science Publishers Inc., 236p., 1974.
- [3] Cassini, S.T. (Coord.). **Digestão de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento de Biogás**. Rio de Janeiro: ABES, 196p, 2003.
- [4] Chernicharo, C.A.L. **Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 246p., 1997.
- [5] Hiils, D.J. **Methane gas production from dairy manure at high solids concentration**. Transactions of the ASAE, Michigan, v.23, n.1, p.122-6, 1980.
- [6] Zaiat, M.; Vieira, L.G.T.; Foresti, E. **Intrinsic Kinetic Parameters of Substrate Utilizations by Immobilized Anaerobic Sludge**. Biotechnology and Bioengineering, v.53, p.220-225, 1997.

- [7] Foresti, E.; Florêncio, L.; VanHaandel, A.; Zaiat, M.; Cavalcanti, P.F.F. **Fundamentos do Tratamento Anaeróbio**. In: CAMPOS, J.R. (Coord.). Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo. Rio de Janeiro: ABES, p. 29-52, 1999.
- [8] Moraes, L.M.; Paula Junior, D.R. **Biodegradabilidade anaeróbia de dejetos da bovinocultura e de suinocultura**. In: Oficina e Seminário Latino Americano de Digestão Anaeróbia, 6, 2000, Recife. Anais... Recife: ABES, 251-254p., 2000.
- [9] Contrera, R.C.; Lapa, K.R.; Rodríguez, J.A.V.; Rodrigues, J.A.D.; Ratusznei, S.M.; Zaiat, M.; Foresti, E. **Ajuste y Validación de Modelos Matemáticos Aplicados a Procesos Anaeróbicos de Tratamiento de Aguas Residuales: Discusión sobre algunas metodologías**. Afinidad (Barcelona), v.64, p. 612-622, 2007.