

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CAMPUS DE JABOTICABAL**

**CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS VEGETAIS E
ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA EM REATORES
HORIZONTAIS DE LEITO FIXO E ALTA TAXA**

Raissa Cristina da Silva Mazareli

Bióloga

2015

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CAMPUS DE JABOTICABAL**

**CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS VEGETAIS E
ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA EM REATORES
HORIZONTAIS DE LEITO FIXO E ALTA TAXA**

Raissa Cristina da Silva Mazareli

Orientador: Prof. Dr. Roberto Alves de Oliveira

Coorientador: Prof. Dr. Valderi Duarte Leite

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP, Campus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do Título de Mestre em Microbiologia Agropecuária

2015

Mazareli, Raissa Cristina da Silva
M475c Co-digestão anaeróbia de resíduos vegetais e águas residuárias
de suinocultura em reatores horizontais de leito fixo e alta taxa /
Raissa Cristina da Silva Mazareli. -- Jaboticabal, 2015
ix, 91 p. : il. ; 29 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista,
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2015
Orientador: Roberto Alves de Oliveira
Coorientador: Valderi Duarte Leite
Banca examinadora: Leonardo Lucas Madaleno, Valéria Del Nery
Bibliografia

1. Fermentação metanogênica. 2. Resíduos Orgânicos. 3. Biogás.
4. Metano. 5. Remoção Matéria orgânica. 6. Coliformes I. Título. II.
Jaboticabal-Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias.

CDU 628.38:636.4

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação –
Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação - UNESP, Câmpus de Jaboticabal.

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

Raissa Cristina da Silva Mazareli – nascida em Ilha Solteira, no Estado de São Paulo, no dia 09 de agosto de 1989. Graduada em Licenciatura em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP) - Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira - SP, em janeiro de 2013. Possuiu bolsa da Pró-reitoria de Graduação – PROGRAD no ano 2010, na qual desenvolveu projetos de educação ambiental. Iniciou estágio de iniciação científica em microbiologia no ano de 2011 no qual foi bolsista pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq e teve sua atividade encerrada em 2013. No ano de 2012 participou como estagiária de projetos no Laboratório de Fisiologia e metabolismo vegetal da própria instituição. Ministrou aulas de Ciências e Biologia como professora contratada na Rede Estadual de Ensino do Estado São Paulo no município de Ilha Solteira - SP no ano de 2012. Em fevereiro de 2013 iniciou mestrado em Microbiologia Agropecuária, na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, da UNESP câmpus de Jaboticabal - SP.

“A tarefa não é ver aquilo que ninguém viu, mas pensar o que ninguém ainda pensou sobre aquilo que todo mundo vê.”

Arthur Schopenhauer.

Dedico,

Aos meus pais, Jose Luis e Arlete, por todo incentivo, força, dedicação e amor concedido durante minha trajetória acadêmica e pelos ensinamentos concebidos diante de tantas dificuldades. Amo vocês!

A minha irmã Rita, pela amizade, carinho, força e por acreditar no meu potencial.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, ser misericordioso pela oportunidade e sabedoria concedida a mim, permitindo traçar um caminho árduo, porém, gratificante.

Aos meus pais e minha irmã pelo estímulo contínuo para que permanecesse sempre forte para realização dessa etapa.

Ao Prof. Dr. Roberto Alves de Oliveira pela orientação e contribuição na construção do meu conhecimento, além de paciência e grande incentivo ao trabalho.

Ao Prof. Dr. Valderi Duarte Leite, pela coorientação, ensinamentos, dedicação e pelos conselhos sempre bem vindos.

A Prof^a. Dr. Rose Maria Duda, pelas diversas contribuições, ajuda, conselhos, parceria e grande dedicação ao grupo de pesquisa.

À Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (FCAV), UNESP, Campus de Jaboticabal, ao Programa de Pós-graduação em Microbiologia Agropecuária e seus professores pelo aprimoramento profissional.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Rural, em especial ao Ailton, pela convivência, prestações de serviços e amizade, que contribuíram muito para realização deste trabalho.

Aos amigos de laboratório, Daiana, Alejandra, Aureo, Valciney, Isabela e Eduardo, pela imensa contribuição diária em meu trabalho, apoio, parceria e momentos felizes compartilhados, serei eternamente grata a cada um de vocês.

As colegas de república, Mariana, Daiana e Juliana por permitir a boa convivência e serem a minha família em Jaboticabal.

Aos amigos Rô, Aline, Pablo, Paulo, Vitor, Thaisa, Gabriel, Edu Denise e Roberto pelos momentos compartilhados de tanta alegria, além de inúmeras contribuições e eterna amizade.

Aos demais amigos e familiares que acreditaram em mim, e me deram força para que eu continuasse a batalha, rumo ao reconhecimento profissional.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão de bolsa de estudo e auxílio.

Ao Varejão Faturão, pelo fornecimento do resíduo vegetal, tornando possível a realização do experimento.

SUMÁRIO

RESUMO	3
ABSTRACT	4
LISTAS DE ABREVIATURAS	5
LISTA DE TABELAS	6
LISTA DE FIGURAS	8
1. INTRODUÇÃO	10
2. OBJETIVO	13
2.1. Objetivo geral	13
2.2. Objetivos específicos	13
3. REVISÃO DE LITERATURA	14
3.1. Geração de Resíduos	14
3.1.2. Resíduos sólidos vegetais	14
3.1.3. Águas residuárias de suinocultura	16
3.2. Digestão anaeróbia	18
3.2.1. Microbiologia da digestão anaeróbia	22
3.3. Reator anaeróbio Horizontal de alta taxa	25
3.3.1. Meios de suporte para retenção da biomassa microbiana	27
3.4. Co-digestão anaeróbia	27
4. MATERIAL E MÉTODOS	31
4.1 Configuração dos reatores	31
4.2 Condições operacionais do sistema de tratamento	33
4.3 Inóculo e Substrato	34
4.4 Análises físico e químicas	34
4.5. Produção de biogás	35
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	37
5.1. Temperatura	37
5.2 Características do afluente	37
5.3 Efeito do aumento da quantidade de RV e COV na co-digestão anaeróbia	39
5.3.1 pH, AVT, AP, relação AI/AP e nitrogênio amoniacal	39
5.4 Remoções de matéria orgânica	43
5.4.1 DQO total, DQO dissolvida, sólidos suspensos totais e sólidos suspenso voláteis	43

5.5 Produção de CH ₄	47
5.6 Bioestabilização do lodo.....	53
5.7 Nutrientes.....	55
5.7.1 Nitrogênio Total e Fósforo	55
5.7.2 Cálcio, Magnésio, Potássio e Sódio.....	57
5.7.3 Ferro, Zinco, Cobre e Manganês	59
5.8 Coliformes totais e termotolerantes.....	61
5.9. Perfil espacial nos reatores anaeróbios horizontais	64
6. Conclusão	69
7. Referências Bibliográficas	70

CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS VEGETAIS E ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA EM REATORES HORIZONTAIS DE LEITO FIXO E ALTA TAXA

RESUMO – Quatro reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa instalados em série, com alimentação contínua foram utilizados para avaliar a remoção de matéria orgânica, coliformes e nutrientes e também a produção de metano no processo de co-digestão anaeróbia utilizando como substrato diferentes concentrações de resíduo vegetal (tomate e banana) e águas residuárias de suinocultura. Análises físico-químicas foram realizadas nos afluentes e efluentes, afim de verificar a estabilidade do sistema. Os resultados demonstraram eficiência de tamponamento no processo, mantendo pH próximo a 7,0. No primeiro reator (R1) ocorreu a maior produção volumétrica de metano com valor médio de 1,08 L CH₄ (L d⁻¹) com COV de 11 g DQO (Ld)⁻¹. A maior produção específica de metano ocorreu no R1 no começo do ensaio 4 com valor de 0,25 L CH₄ g DQO_{total} removida, equivalente a 88% da DQO_{total} removida foi convertida em metano. Já a produção específica de metano por g DQO_{diss} foi maior com aplicação da COV de 5,5 g DQO (Ld)⁻¹ no primeiro reator. A porcentagem de CH₄ no biogás diminuiu quando houve acréscimo de resíduo vegetal no afluente. O sistema (R1+R2+R3+R4) melhorou a qualidade do afluente com remoções de 99,99% de coliformes totais e termotolerantes, assim como remoções máximas de 95% de DQO_{total}, 86% de DQO dissolvida, 97% de SST e 98% de SSV. No sistema também ocorreram remoções acentuadas de macro e micronutrientes (86, 75, 95, 99, 96, 63 e 83% de P-total, Mg, Zn, Cu, Mn, N total e Fe respectivamente), além da produção de lodo com relação SV/ST para fins de utilização agrícola. Análise do perfil dos reatores demonstrou que para remoção de matéria orgânica e produção de biogás seria necessário somente três reatores, mas para remoções de coliformes o conjunto de quatro reatores foi eficiente na remoção.

Palavras-chave: fermentação metanogênica, resíduos orgânicos, biogás, metano, remoção matéria orgânica, coliformes.

ANAEROBIC CO-DIGESTION OF VEGETABLE AND SWINE WASTEWATER IN HORIZONTAL REACTORS OF FIXED BED AND HIGH RATE

ABSTRACT - Four horizontal fixed bed and high rate reactors were used to evaluate the removal of organic matter, coliforms and nutrients and also the production of methane in anaerobic co-digestion process using as a substrate different concentrations of vegetable waste (tomato and banana) and swine wastewater. Physical and chemical analyzes were performed in the influent and effluent in order to verify system stability. The results showed buffering efficiency in the process, maintaining the pH near 7,0. The first reactor (R1) occurred the maximum volumetric production of methane with average values of 1,08 L CH₄ (Ld⁻¹) with OLR of 11 g DQO (Ld)⁻¹. The biggest specific production of methane occurred at the beginning of the test 4 with 0,25 L CH₄ g total COD removed in the R1, equivalent to 88% of total COD removed was converted to methane. The specific production of methane g dissolved COD was higher with application of OLR of 5,5 g COD (Ld)⁻¹ the first reactor. The CH₄ decreased when there was vegetable waste increase in influent. The system (R1+R2+R3+R4) improved the quality of the influent with removal of 99,99% of total and fecal coliforms as well as maximum removal of 95% of total COD, 86% of dissolved COD, 97% of TSS and 98% of VSS. The system also occurred accentuated removal of macro and micronutrients (86, 75, 95, 99, 96, 63 and 83% of total P, Mg, Zn, Cu, Mn, Fe and total nitrogen respectively), and sludge production with relationship SV/ST for agricultural use. Reactors profile analysis demonstrated removal of the organic matter and production of biogas would need only three reactors, but removal of the coliform of four reactors was effective in removal.

Keywords - methanogenic fermentation, organic waste, biogas, methane, removal of organic matter, coliforms.

LISTAS DE ABREVIATURAS

Al - Alcalinidade intermediária

AP - Alcalinidade parcial

ARS – água residuária de suinocultura

AT - Alcalinidade total

AVT - Ácidos voláteis totais

COV - carga orgânica volumétrica

CV - Coeficiente de variação

DQO - Demanda química de oxigênio

DQO_{diss} - Demanda química de oxigênio dissolvida

N am.- nitrogênio amoniacal

NK- nitrogênio Kjehdal

P-total - fósforo total

pH - potencial hidrogeniônico

RV – Resíduo vegetal

ST - Sólidos totais

STV - Sólidos totais voláteis

SST - Sólidos suspensos totais

SSV - Sólidos suspensos voláteis

TDH - Tempo de detenção hidráulica

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Valores do diâmetro, comprimento, volume total e útil, tempo de detenção hidráulica (TDH) e velocidade de escoamento horizontal do líquido (v) nos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa.	33
Tabela 2. Concentração (%) em volume do substrato, temperatura e carga orgânica volumétrica (COV) para os ensaios (1, 2, 3 e 4) no processo de co-digestão anaeróbia.	33
Tabela 3. Exames e determinações, frequência e fontes das metodologias utilizadas nas amostras do afluente e efluente dos reatores anaeróbios horizontais de alta taxa.	35
Tabela 4. Valores médios das características do substrato (afluente) utilizado para alimentação dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa nos diferentes ensaios.	38
Tabela 5. Valores médios de pH, ácidos voláteis totais (AVT), alcalinidade parcial (AP), relação entre a alcalinidade intermediária e parcial (AI/AP) e nitrogênio amoniacal (N am.) nos efluentes dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa (R1, R2, R3 e R4), instalados em série, durante os ensaios 1 a 4.	40
Tabela 6. Valores médios de DQO _{total} , DQO _{diss} , SST e SSV no efluente dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa (R1, R2, R3 e R4) nos diferentes ensaios e seus respectivos coeficientes de variação.	43
Tabela 7. Valores médios das eficiências de remoção de DQO total e dissolvida, sólidos suspensos totais (SST) e voláteis (SSV) e seus respectivos coeficientes de variação (c.v) nos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e fluxo contínuo (R1, R2, R3 e R4) instalados em série, durante os ensaios 1 ao 4.	44
Tabela 8. Valores médios da produção volumétrica e específica de metano, e conteúdo de CH ₄ % no biogás nos diferentes ensaios em reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa.	48
Tabela 9. Valores médios e coeficiente de variação (c.v.) das concentrações e remoções do sistema (R1, R2, R3 e R4) de nitrogênio Kjeldahl (NTK) e fósforo total (P-total) durante a operação dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa nos ensaios 1, 2, 3 e 4.	56
Tabela 10. Valores médios e coeficiente de variação (c.v.) das concentrações e remoções do sistema (R1, R2, R3 e R4) de cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K) e sódio (Na) durante a operação dos reatores	

anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa instalados em série nos ensaios 1, 2, 3 e 4.	58
Tabela 11. Valores médios e coeficiente de variação (c.v %) das concentrações e remoções no sistema (R1, R2, R3 e R4) de ferro (Fe), zinco (Zn), manganês (Mn) e cobre (Cu) durante a operação dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa nos ensaios 1, 2, 3 e 4.	60
Tabela 12. Valores médios de número mais provável (NMP 100 ml) ⁻¹ de coliformes totais e termotolerantes nos afluentes e efluentes, e suas respectivas eficiências de remoção no sistema de tratamento composto por reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa (R1+R2+R3+R4) instalados em série nos ensaios 1, 2, 3 e 4.	62

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Rotas de formação de metano, a partir da digestão de substratos complexos.	19
Figura 2. Foto do sistema de tratamento com os reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa (R1, R2, R3 e R4) e seus respectivos gasômetros.	31
Figura 3. Representação esquemática do sistema de tratamento com os reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa.	32
Figura 4. Fotos do bambu (a) e anéis de polipropileno (Bioring®) (b) utilizados como meio suporte nos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa.	32
Figura 5. Temperaturas máxima, média e mínima do ar observadas na Estação Agroclimatológica da UNESP, Jaboticabal, durante o experimento.	37
Figura 6. Concentração de ácidos voláteis totais (AVT) nos efluentes dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa (R1, R2, R3 e R4), instalados em série, durante os ensaios 1 a 4.	42
Figura 7. Valores médios de DQO_{total} , $DQO_{diss.}$, SST e SSV nos efluentes dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa (R1, R2, R3 e R4), instalados em série, durante os ensaios 1 a 4.	44
Figura 8. Produção volumétrica de CH_4 nos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa (R1, R2 e R3) instalados em série durante os ensaios 1, 2, 3 e 4.	50
Figura 9. Valores médios das concentrações de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) e da relação SV/ST do lodo dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa, durante os ensaios 1 ao 4.	54
Figura 10. Valores de DQO_{total} e $DQO_{diss.}$ no afluente (1), pontos de coleta (2, 3, 4, 5 e 6) e efluente (7) dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa, em série, no ensaio 4.	65
Figura 11. Eficiências de remoção de DQO_{total} e $DQO_{diss.}$ Versus comprimento/diâmetro (L/D) dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa, no ensaio 4.	66

- Figura 12. Valores de SST e SSV no afluente (1), pontos de coleta (2, 3, 4, 5 e 6) e efluente (7) dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa, em série, no ensaio 4.....66
- Figura 13. Valores de pH Versus comprimento/diâmetro (L/D) dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa, no ensaio 4.67
- Figura 14. Valores de AT, AP e AI/AP Versus comprimento/diâmetro (L/D) dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa, no ensaio 4.68
- Figura 15. Valores de AVT Versus comprimento/diâmetro (L/D) dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa, no ensaio 4.69

1. INTRODUÇÃO

O aumento da demanda mundial por alimentos e seus subprodutos é decorrente do crescimento populacional humano, resultando na geração de resíduos sólidos orgânicos. A intensificação da criação de animais em sistema de confinamento, resulta na produção de grande volume de águas residuárias em pequenas extensões (ABOUELENIEN et al., 2014). No setor agrícola, cerca de 822 milhões de toneladas/ano de resíduos orgânicos do processamento de frutas e vegetais são gerados no mundo (SANTOS et al., 2013) e 50% do que é gerado torna-se resíduo. Izidoro et al. (2008) relatou perdas na produção de banana de 60 % e de tomate de 43 a 100 % (ALMEIDA et al., 2012). Como consequência do acúmulo de resíduos sólidos orgânicos em aterros sanitários, líquidos percolados e gases causadores do efeito estufa são produzidos em virtude da elevada concentração de matéria orgânica e umidade oriunda desse tipo de resíduo (LIN et al., 2011). Uma das causas do aquecimento global é consequente dos gases de efeito estufa gerados por atividade antrópica e os impactos negativos podem ser reduzidos através do aumento da exploração de fontes de energia renováveis (DI MARIA et al., 2015).

Devido a demanda e ao aumento do preço de combustíveis fósseis, a biomassa vegetal tem sido utilizada para sua conversão em energia renovável através alternativas sustentáveis (MAHDY et al. 2015). Os resíduos sólidos de frutas e vegetais são considerados resíduos de fácil biodegradação, essa característica facilita o processo de acidificação acarretando acumulação de ácidos graxos voláteis e consequentemente queda do pH, inibindo a atividade das arqueias metanogênicas (BOUALLAGUI et al., 2009). O excesso de amônia também pode inibir o consórcio microbiano necessário para a produção de metano (NIELSEN e ANGELIDAKI, 2008).

A digestão anaeróbia é uma alternativa tecnológica eficiente para o tratamento de águas residuárias, resíduos agropecuários, resíduos do processamento de alimentos, restos de frutas e vegetais assim como para a estabilização de lodo (APPLES et al., 2011; WAN et al., 2011). As vantagens são a produção de energia renovável na forma de biogás, reciclagem agrícola da matéria orgânica e dos nutrientes remanescentes no efluente dos reatores

anaeróbios (ZHANG et al., 2012). Apesar das vantagens, as remoções de patógenos e nutrientes na digestão anaeróbia são baixas, necessitando de pós-tratamento para alcançar boa eficiência (MALAMIS et al. 2014). De modo geral a digestão anaeróbia ocorre mediante baixas aplicações de carga orgânica volumétrica (COV), sugerindo que a COV pode ser aumentada pela co-digestão com outros substratos biodegradáveis (BOLZONELLA et al., 2006). O aumento da COV no processo de co-digestão de resíduos de alimentos com resíduos de frutas e vegetais em um digestor de lodo propiciou aumento da produção de biogás de até 100%, além da redução de gases causadores do efeito estufa decorrente da recuperação energética (Liu et al., 2012). Portanto, o processo de co-digestão anaeróbia utilizando esterco de animais e resíduos vegetais tem sido estudado no intuito de manter um pH ótimo e uma relação C/N adequada, além de diminuir a inibição pela amônia livre e aumentar o rendimento de biogás (XIE et al. (2011).

Na co-digestão de grama, estrume de vaca e resíduos de frutas e vegetais, Ganesh et al. (2013) obtiveram máxima produção volumétrica de metano de $0,94 \text{ L CH}_4 (\text{Ld})^{-1}$, com COV de $7,5 \text{ kg SV} (\text{Ld})^{-1}$, no conjunto de reatores de mistura completa operados em batelada a 35°C . Produções volumétricas superiores foram relatadas por Fonoll et al. (2015) na co-digestão de banana com lodo de esgoto em reatores semí-contínuos de tanque agitado com um volume total de 2,5 L, TDH de 20 dias e submetidos a temperatura de 37°C . Constataram produção volumétrica $1,15 \text{ LCH}_4 (\text{Ld})^{-1}$ no R1 e $0,38 \text{ LCH}_4 (\text{Ld})^{-1}$ no R2 com COV de 3,0 e $1,2 \text{ g SV} (\text{Ld})^{-1}$ no R1 e R2 respectivamente. Os autores ainda relataram produção específica de metano de $0,30 \text{ LCH}_4/\text{g SV g}^{-1}$ além da diminuição da alcalinidade total de 2000 para 1100 mg L^{-1} . Na mistura de 80% resíduos sólidos vegetais e 20% de lodo de esgoto (percentagem em peso), em reator anaeróbio em batelada e tempo de retenção de sólidos de 270 dias e COV de $285,7 \text{ g DQO} (\text{Ld})^{-1}$, Leite et al. (2014) no processo de co-digestão relataram taxa de produção específica de gás metano de $0,25 \text{ LCH}_4 (\text{g DQOr})^{-1}$.

Desenvolvidos para o tratamento anaeróbio de efluentes líquidos, os reatores de alta taxa são caracterizados pela capacidade em reter grandes quantidades de biomassa microbiana, permitir a aplicação de baixos TDH e elevadas COV, o que difere dos sistemas de tratamento convencionais

(RODGERS et al., 2008). O reator anaeróbio horizontal de leito fixo e fluxo contínuo tem demonstrado grande eficiência na produção de biogás e remoção de matéria orgânica utilizando diferentes efluentes (OLIVEIRA E BRUNO, 2013; SAVAN et al. 2012) além de permitir escoamento horizontal que se aproxima ao pistonado (ZAIAT, 1997). Arhoun et al. (2013) avaliaram a influência de uma alimentação descontínua (uma vez por dia) e pseudocontínua e aumento da COV. Embora o rendimento de biogás mantevesse constante, houve melhoria da porcentagem de CH₄ com aumento da COV. A alimentação pseudocontínua permitiu tratar quase o dobro de resíduo por dia quando comparado a descontínua.

No entanto, não há informações disponíveis na literatura acerca da utilização do reator anaeróbio horizontal de leito fixo e alta taxa no processo de co-digestão nem da associação de resíduos sólidos vegetais e águas residuárias de suinocultura, visto que a co-digestão tem sido realizada em reatores bateladas. Portanto, o objetivo do trabalho foi avaliar o desempenho dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa quanto a produção de metano, remoção de matéria orgânica e coliformes totais e termotolerantes, frente a diferentes proporções de resíduos vegetais e COV no processo de co-digestão.

2. OBJETIVO

2.1. Objetivo geral

Verificar o desempenho dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa quanto a remoção de matéria orgânica, nutrientes e coliformes no processo de co-digestão anaeróbia, além de quantificar e qualificar a produção de CH₄ utilizando como substrato diferentes concentrações de resíduo vegetal (tomate e banana) e águas residuárias de suinocultura.

2.2. Objetivos específicos

- ✓ Avaliar o desempenho de reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa instalados em série, quanto a remoção de matéria orgânica;
- ✓ Avaliar o desempenho de reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa instalados em série, quanto a remoção de macro e micronutrientes;
- ✓ Verificar se o resíduo vegetal influencia na redução de coliformes no afluente e efluentes, além de avaliar o desempenho de reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa instalados em série, quanto a remoção destes coliformes;
- ✓ Realizar análise comparativa da produção de metano para as diferentes condições experimentais;
- ✓ Avaliar a ampliação ou redução da escala do reator através de modelo matemático simples;

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. Geração de Resíduos

3.1.2. Resíduos sólidos vegetais

Os alimentos de origem vegetal como frutas, legumes e vegetais desempenham um importante papel na alimentação humana (SALUNKE, 1991), o que justifica a alta produção e comercialização desses alimentos. Os resíduos frutihortícolas são gerados em grandes quantidades nos atacados de frutas e verduras, feiras e supermercados, exercendo influência significativa na quantidade de matéria orgânica presente no lixo urbano (LASTELLA et al., 2002).

Em toda cadeia produtiva de alimentos de origem vegetal, ocorre perdas significativas. Segundo Resende (1979) vários fatores são responsáveis pela perda de alimentos, dentre eles experiência administrativa, práticas de colheita, métodos de embalagem e manuseio no varejo. De acordo com Fehr e Romão (2001) as perdas chegam a 185 g/pessoa/dia na etapa de comercialização, e a 19 g/pessoa/dia na etapa de consumo, para um total de 204 g/pessoa/dia de frutas e hortaliças jogadas fora. Em uma cidade de 400.000 habitantes, tal situação significa perdas de 90 toneladas por dia de alimentos que vão da fazenda ao aterro sem servir sua finalidade que é o consumo humano.

A banana (*Musa spp*) é cultivada na maioria dos países tropicais e é considerada uma das frutas mais consumidas no mundo. Segundo a FAO (2013) a produção mundial e brasileira de banana foi cerca de 106 e 6 milhões (t) respectivamente. Produtos perecíveis e com maiores taxas de perda, como frutas e hortaliças, apresentam margens totais de comercialização relativamente maiores que produtos menos perecíveis, como cereais e grãos (Brant, 1980). Essa questão é relevante se tratando do cultivo da banana.

Dada à fragilidade e à alta perecibilidade da banana, os índices de perdas são significativos. Segundo Silva (2003) e Mascarenhas (1999) a perda média é de 40% entre a plantação e a comercialização. O Instituto de Economia Agrária do Estado de São Paulo (IEA) indicam perdas de até 60% (IZIDORO, et al. 2008). Já Souza et al. (1995) avaliou as perdas em diferentes etapas da cadeia produtiva da banana no Brasil e indicou que mais de 5%

ocorre na produção, mais 2% na embalagem, entre 6 a 10% no atacado, 10 a 15% no varejo e 5 a 8% no consumidor.

Mediante esses dados, vê-se que há grandes perdas no processo de produção/comercialização da banana, gerando assim grande quantidade de resíduos vegetais. Portanto, a banana vem sendo utilizada de diversas maneiras afim de minimizar a geração de resíduos, dentre elas, está o uso sustentável através de tratamento anaeróbio para produção de biogás.

Menezes (2012) caracterizou quimicamente o resíduo de banana e verificou valores de 87 % de umidade; 122 g L⁻¹ de sólidos totais (ST); 97 g L⁻¹ de sólidos totais voláteis (STV); 25 g L⁻¹ sólidos totais fixos (STF); 1,4 g L⁻¹ de nitrogênio total kjeldahl (NTK); 0,14 g L⁻¹ de nitrogênio amoniacal (N-NH₄); 67 g L⁻¹ de DQO; pH 3,81; 4,15 g L⁻¹ de ácidos graxos voláteis (AGV) e uma relação C/N de 38 g L⁻¹.

Considerada uma das hortaliças mais cultivadas no mundo, o tomate teve sua produção duplicada nos últimos 20 anos devido ao aumento do consumo. A produção mundial e brasileira foi em média de 127 e 3 milhões (t) respectivamente (FAO, 2013).

As perdas de tomate, durante ou após o cultivo geram grandes quantidades de resíduos que são descartados sem finalidade e conseqüentemente obtêm um destino inapropriado, acarretando no acúmulo em aterros sanitários. Perdas na fase de pós-colheita para produtos com mais durabilidade (grãos e cereais) situam-se na faixa de 5 a 30 %, enquanto que para produtos hortícolas, como o tomate esse número se encontra entre 15 e 100 % (CHITARRA; CHITARRA, 2005). Segundo Almeida et al. (2012) as perdas de tomate são de 43 a 100 %, ressaltando a problemática do descarte desses resíduos no ambiente. Diante disso, uma das alternativas para reduzir o volume de resíduos ocasionado por essas perdas é a utilização desse produto como alimento de reatores no processo de digestão anaeróbia com aproveitamento de energia na forma de biogás.

Menezes (2012) e Viriato (2013) caracterizaram quimicamente o resíduo de tomate e verificou valores de 97% de umidade; 27 g L⁻¹ de sólidos totais (ST); 17 g L⁻¹ de sólidos totais voláteis (STV); 10 g L⁻¹ de sólidos totais fixos (STF); 1,26 e 0,84 g L⁻¹ de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e nitrogênio amoniacal; 24 g L⁻¹ de DQO; pH na faixa de 5,0; 5,45 g L⁻¹ de ácidos graxos

voláteis (AVT) e uma relação C/N de 7,6. Outros trabalhos como o de Borguini e Silva (2005), que caracterizaram quimicamente o tomate, relataram valores de pH de 4,4 e 4,7 g L⁻¹ de sólidos solúveis totais. Já Silva (2009) obteve valores de pH de 4,08 e 79 g L⁻¹ de DQO.

3.1.3. Águas residuárias de suinocultura

A Suinocultura é uma das atividades da agropecuária mais difundida e produzida no mundo, isso se dá pelo fato da carne suína ser a fonte de proteína animal mais consumida na maioria dos países, representando quase metade do consumo e da produção de carnes no mundo.

Segundo a Associação Brasileira de Proteína Animal (ABPA) a produção mundial de suínos foi de 107 milhões (t). No Brasil, no 3º trimestre de 2014 foram abatidas cerca de 9 milhões de cabeças de suínos, representando aumentos de 5 % em relação ao trimestre imediatamente anterior e de 3 % na comparação com o mesmo período de 2013 (IBGE, 2014).

O avanço das pesquisas com melhoramento genético, nutrição e manejo substituiu ao longo da história, os sistemas criatórios ao ar livre por sistemas de confinamento e alta densidade animal (DEMORIL, et al., 2012). Grande parte dos sistemas de produções de suínos propiciam elevada produção de dejetos líquidos, constituídos por fezes, urina, água dos bebedouros, resíduos de alimentos, pelos, poeiras e outros materiais decorrentes do processo criatório (DIESEL et. al., 2002). De acordo com Belli Filho (1995), o volume produzido depende muito do manejo aplicado, como tipo da criação, construções, alimentação e distribuição de água.

Os sistemas de confinamento não encontram equilíbrio entre a quantidade e qualidade dos resíduos gerados, fazendo com que estas atividades tenham elevado potencial poluidor para o solo, água e ar.

As águas residuárias de suinocultura são caracterizadas por conterem altas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, principalmente nitrogênio, fósforo, cobre e zinco. A preocupação com o Cu e Zn consiste na utilização de altas dosagens destes minerais nas rações dos suínos, com a função promotora de crescimento e controle da diarreia, já que cerca de 70% do total consumido desses nutrientes são excretados na forma de fezes e urina

(MIRANDA, 2009). Além disso, a presença de patógenos nestas águas, tais como coliformes e ovos de helmintos acarretam ainda mais em problemas sanitários. Portanto, de acordo com Ribas et al. (2004) diante do saneamento rural deficitário e do perfil econômico nacional, há necessidade de sistemas de tratamentos sustentáveis de baixo custo e implantação, operação e fácil manuseio para solucionar tais problemas.

No tratamento anaeróbio de água residuária de suinocultura com 124,1 g L⁻¹ DQO; 64,4 g L⁻¹ DQO solúvel, 65,6 g L⁻¹ ST e 47,8 g L⁻¹ de SV em reatores bateladas de 4 L, mantido sobre temperatura de 35°C e pH neutro, inoculado com 30% de lodo com 27,7 g DQO (Ld)⁻¹ e um TDH de 90 dias, resultou na remoção máxima de 70% de DQO_{total} e produção de metano de 64 LCH₄ (Ld)⁻¹ (HWANG, K. et. al, 2010).

Urbinati et al. (2013) avaliaram o efeito do tempo de detenção hidráulica (TDH) e da carga orgânica volumétrica (COV) no desempenho de reatores UASB, em dois estágios, tratando águas residuárias de suinocultura. O sistema foi constituído por dois reatores UASB em escala-piloto, instalados em série, com volumes de 908 e 188 L, para o primeiro e segundo estágios (R1 e R2), respectivamente. Os TDH, aplicados no sistema de tratamento anaeróbio, em dois estágios (R1 + R2), foram de 19,3; 29,0 e 57,9 h. As COVs aplicadas no R1 variaram de 5,5 a 40,1 kg DQO_{total} (m³ d)⁻¹. As eficiências médias de remoção de DQO_{total} e sólidos suspensos totais (SST) variaram, respectivamente, de 66,3 a 88,2% e de 62,5 a 89,3% no R1, e de 85,5 a 95,5% e de 76,4 a 96,1% (no sistema R1 + R2). A produção volumétrica de metano no sistema R1 + R2 variou de 0,295 a 0,721 m³ CH₄ (m³ reator d)⁻¹. Portanto, verificaram que as COVs aplicadas não foram limitantes para a obtenção de altas eficiências de remoção de DQO_{total} e SST e produção de metano e que a inclusão do reator UASB no segundo estágio contribuiu para o aumento das eficiências de remoção de DQO_{total} e SST, quando o sistema de tratamento foi submetido aos menores TDHs e maiores COVs.

Um reator UASB em escala laboratorial com 1,0 m de comprimento, 0,2 m de diâmetro interno com um volume útil de 18 L foi inoculado com 6 L de lodo granular provindo do tratamento de águas residuárias de cervejaria. O reator foi construído para tratar água residuária de suinocultura com DQO de 3.000-6.000 mg L⁻¹. Durante o período de partida do reator, o efluente bruto foi

diluído a diferentes concentrações com água destilada. O tempo de retenção hidráulica (TDH) foi de 3,0 dias e a temperatura durante a operação do reator situou-se na faixa de 30-35°C. O reator UASB apresentou aumento na taxa de remoção de DQO de até 90% nos primeiros 36 dias e uma produção de metano de 9,5 LCH₄ (Ld)⁻¹ para afluente com DQO de 3500 mg L⁻¹. Após a partida do reator com DQO afluente de 3.000-6.000 mg L⁻¹ foi alcançado remoções de DQO de 90-95% e produção de metano de 9,5-13,2 LCH₄ (Ld)⁻¹ (LI et al., 2010).

3.2. Digestão anaeróbia

O gás metano (CH₄) é o segundo gás mais abundante causador do efeito estufa e é responsável por 14% das emissões globais. Diversas são as fontes responsáveis pela emissão do gás metano que incluem a produção de combustíveis fósseis, como carvão, petróleo e gás natural, no tratamento de águas residuárias, queimadas e através de aterros sanitários. Contudo, o metano é projetado como fonte de energia para o futuro, uma vez que é o componente principal do gás natural. Assim, é importante o desenvolvimento de tecnologias que otimizem a produção e a utilização desse gás (SU e YU, 2015).

O processo de digestão anaeróbia é dependente de reações enzimáticas para conversão de compostos orgânicos complexos a metano. Apenas em condições anaeróbias a produção biológica de metano é possível.

Para a completa digestão de compostos complexos em metano, há formações de ácidos intermediários, tais como o fórmico, butírico e principalmente o acético e o propiônico (Figura 1).

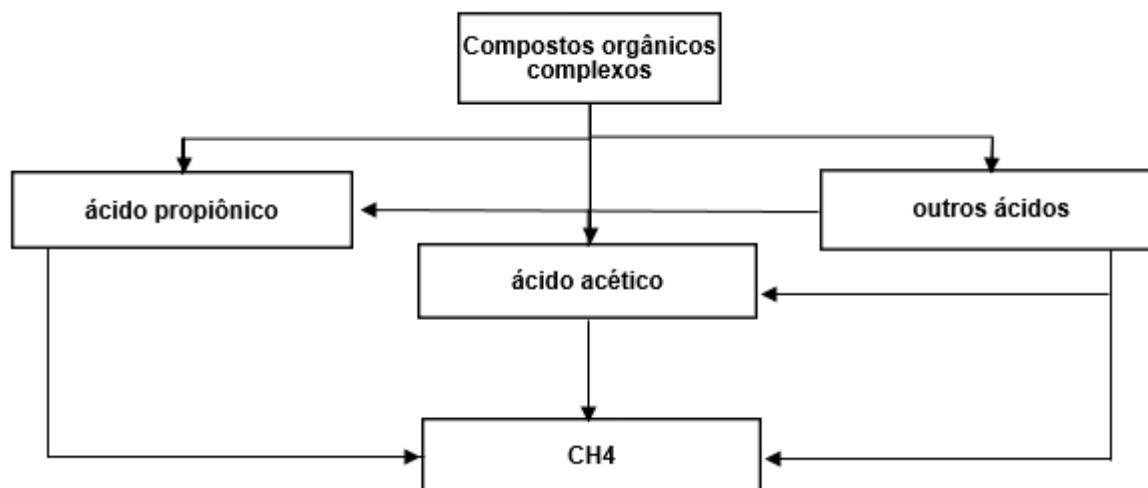
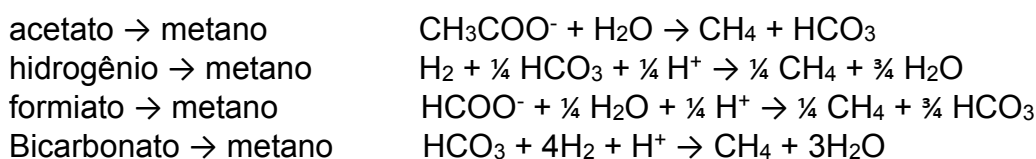


Figura 1. Rotas de formação de metano, a partir da digestão de substratos complexos.

No processo de digestão anaeróbia a participação de consórcio de microrganismos acidogênicos, acetogênicos e metanogênicos são importantes para ocorrência das seguintes reações (CHERNICHARO, 1997).



A produção biológica de metano é um processo complexo e influenciado por diversos fatores, dentre estes: inóculo, substrato, carga orgânica volumétrica (COV), tempo de detenção hidráulica (TDH), pH e temperatura.

Inóculo. A degradação adequada dos compostos orgânicos complexos por processo biológico depende muito da manutenção do ambiente favorável para o crescimento de microrganismos, assim como, o controle de materiais possivelmente tóxicos. Assim, a fim de alcançar bom rendimento na produção de metano, é necessário propiciar o desenvolvimento de grande quantidade de biomassa microbiana com elevada atividade (CHERNICHARO, 1997).

Estudos vem se desenvolvendo no intuito de manipular alguns parâmetros em relação ao tipo ou concentração do inóculo para otimizar a produção de biogás, que podem ser realizados através do teste de atividade metanogênica específica (AME). Liu et al. (2009) estudaram diferentes concentrações de sólidos totais (ST%) e voláteis (SV%) de lodo termofílico e mesofílico em reatores bateladas utilizando resíduos de alimentos e resíduos

verdes, e o conteúdo de metano no biogás foi de até 60,8% com COV de 20 g SV (Ld)⁻¹.

Elbeshbishy et al. (2012) utilizaram três tipos de inóculos provindos de diferentes digestores no tratamento de esgoto sanitário e também o método de incubação ou não do lodo no tratamento de resíduos alimentares e lodo primário em digestores de mistura completa com retenção de sólidos. O tratamento foi proposto para verificar a interferência do tipo, tratamento e concentração do lodo no processo de biodegradação de resíduos e produção de biogás. Verificaram que a concentração de 0,25; 0,5 e 1,0 g DQO_{substrato}/g SSV_{inóculo} e o tipo de inóculo provindo de diferentes digestores, podem interferir nos resultados de pesquisa quanto a degradação do substrato e produção de biogás.

Substrato. Diversos resíduos orgânicos têm sido utilizados nos processos de digestão anaeróbia tais como, águas residuárias domésticas, industriais e agropecuárias (DAREIOTI e KORNAROS, 2015; KOUAIE et al., 2014; DUDA e OLIVEIRA, 2011), resíduos de alimentação (ARIUNBAATA ET AL., 2014) e resíduos de frutas e vegetais (GARCIA-PEÑA, 2011).

Devido à grande disponibilidade de resíduos orgânicos, estes resíduos têm sido usados para o aproveitamento energético, além de resolver o problema de descarte. A importância de estudos utilizando diversos substratos e diferentes concentrações é relevante, pois tem sido demonstrado que proporções apropriadas dos substratos pode aumentar a capacidade da produção de metano, visto que concentrações muito elevadas inibem ou limitam a sua produção (KOCH et al., 2015; MOTTE et al., 2013; ELBESHISHY et al., 2012). Urbinati et al. (2013) relataram maior produção de metano 0,812 m³ CH₄ (m³ d)⁻¹ com COV de 20,7 kg COD_{total} (m³ d)⁻¹ tratando água residuária de suinocultura em reatores UASB, enquanto que Santana e Oliveira (2005), obtiveram produção máxima de 1,130 m³ CH₄ (m³ d)⁻¹ com COV de 14,4 COD_{total} (m³ d)⁻¹, também em reatores UASB.

Carga orgânica volumétrica e tempo de detenção hidráulica (TDH). A utilização de alta taxa de carregamento orgânico (COV) e baixo tempo de detenção hidráulica (TDH) pode inibir a atividade dos microrganismos metanogênicos (KOSKINEM et al., 2007). Diante disso, tem se estudado o efeito de diferentes TDH na digestão anaeróbia (DAREIOTI e KORNAROS,

2015; DAREIOTI e KORNAROS, 2014). O problema da utilização de baixos TDH é a remoção da biomassa microbiana do sistema antes que tenha tempo para multiplicar, ou seja, antes do tempo de residência celular adequado. De acordo com Lettinga et al. (1996), o tempo de residência celular mínimo, para um reator metanogênico, é cerca de 3,3 dias, por isso, torna-se importante a análise do tempo de duplicação celular em relação a sistemas com ou sem mecanismos de retenção da biomassa.

Alvarez e Liden (2008) verificaram redução na produção de metano de 0,34 para 0,12 m³ kg⁻¹ SV adicionado com aumento da carga orgânica volumétrica de 0,49 a 3,80 kg SV (m³d)⁻¹ e diminuição do TDH de 70 para 10 dias. Ao contrário de Ganesh et al. (2013) que verificaram aumento da produção de metano com aumento da carga orgânica de 1,5 a 7,5 kg SV (m³d)⁻¹.

Temperatura. Os microrganismos não possuem a capacidade de controlar sua temperatura interna, sendo dependentes da temperatura externa, ou seja, da temperatura ambiente. Os efeitos da temperatura externa nos microrganismos, sejam estes metanogênicos ou não, são importantes na multiplicação dos microrganismos, nas reações enzimáticas e na dissociação de compostos.

O aumento da temperatura normalmente melhora a capacidade dos microrganismos produtores de metano durante a digestão anaeróbia. Porém a temperatura em níveis elevados poderia reduzir a atividade das metanogênicas. Dessa forma, diversas faixas de temperaturas tem sido relatadas como sendo ótimas para a produção de metano (COURAS et al., 2014; YOO et al. 2014, PAGES-DIAZ et al., 2013; KHEMKHAO et al., 2012 e EL-MASHAD et al., 2004).

Couras et al (2014) avaliou o desempenho de reatores UASB contínuo e intermitente no tratamento de águas residuárias de laticínios com COV de 12 g DQO (Ld)⁻¹ submetidos a choques de temperatura, de 35 a 55°C. O choque conduziu ao aumento na produção de biogás, porém o conteúdo de metano (%) diminuiu em ambos os sistemas, de 67 a 52% no reator contínuo e de 75 a 67% no reator intermitente. Também resultou na perda de microrganismos do grupo *Syntrophomonadaceae* no reator intermitente, porém após a retomada para a faixa mesófila, os microrganismos voltaram a multiplicar-se.

pH. O pH também é um parâmetro que influencia na atividade dos microrganismos produtores de metano. Tem sido demonstrado que a faixa adequada de pH, aumenta a capacidade de produção de metano pelas arqueias metanogênicas, e pH muito abaixo ou acima do ótimo, pode causar distúrbios no sistema (HU et al., 2014; KUN WANG et al., 2014; JUNG et al., 2000). Wang (2014) verificou aumento da concentração de DQO dissolvida com pH 4, sugerindo que em condições ácidas promovem a hidrólise de resíduos alimentares, facilitando a conversão da DQO em metano.

Na faixa de pH neutro facilita o início da metanogênese, embora possa ocorrer estabilidade na produção de metano em uma faixa mais ampla de pH (6,0 e 8,0). Valores de pH abaixo de 5,7 tem sido relatados como inibidores, resultando na queda de produção de metano, por afetar o metabolismo das arqueias metanogênicas (STALEY et al. 2011). Segundo Wang et al. (2014) o que as condições ácidas contribuem para a etapa de hidrólise e acidificação das macromoléculas e SSV dos resíduos.

3.2.1. Microbiologia da digestão anaeróbia

O processo de produção de biogás a partir de microrganismos vem se tornando atrativo para o fornecimento de metano para fins energéticos. No entanto, a identificação e dinâmica dos microrganismos envolvidos nas vias da digestão anaeróbia (DA) são muitas vezes esquecidos pela complexidade da ecologia microbiana. Portanto, para maximizar a produção de metano, é preciso entender as interações microbianas complexas de cada via de modo que as condições ambientais possam ser modificadas para aumentar o crescimento e atividade metabólica (SUPAPHOL et al. 2011).

A diversidade microbiana envolvida na digestão anaeróbia e sua resposta a diferentes condições ambientais tem sido estudada (DEMIREL e SCHERER, 2008). Portanto, espécies de bactérias e arqueias tem sido relatadas como sendo indispensáveis para a produção de metano, dentre estas, as pertencentes ao gênero *Bacillus*, *Symbiobacterium*, *Methanosaeta*, *Methanosarcina*, *Lactobacillus* e *Clostridium* (JANG et al., 2014; JANG et al., 2013; ROS et al., 2013; GARCIA-PEÑA et al., 2011), porém, poucos estudos relatam a dinâmica da comunidade durante as diferentes fases do processo de

DA (hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese) ou relacionam a diversidade microbiana à função metabólica. A relação entre diversidade e função permite modificar geneticamente a comunidade microbiana para aumentar ou suprir uma determinada via DA.

Dessa forma, a busca por consórcios de microrganismos ideias nos processos DA tem sido foco de pesquisas. Análises das sequências bacterianas DGGE mostrou que membros do filo Firmicutes, Actinobacteria e o β , γ e as classes de δ de Proteobacteria estavam envolvidos na co-digestão dos resíduos sólidos urbanos (RSU), resíduos de frutas e vegetais (FVW) e de matéria orgânica presente em solos (NSW) (SUPAPHOL et al. 2011). A prevalência destes filos durante todo o processo de DA reflete a capacidade para metabolizar uma variedade de substratos, incluindo proteínas, lipídeos, lignina, celulose, açúcares e aminoácidos devido a capacidade de produzir celulases, lipases, proteases e outras enzimas extracelulares (Leven et al., 2007), sugerindo que estes filos estão envolvidos na hidrólise e acidogênese.

A presença de microrganismos do filo Psychrobacter estão associados a ambientes com altas concentrações de frutose e outros dissacarídeos (Romanenko et al., 2002), portanto, esse grupo tem sido relatado em digestores que utilizam como substrato resíduos de frutas, que contém altas concentrações de frutose (SUPAPHOL et al. 2011). Segundo Ueda et al. (2004), o aumento da atividade de Symbiobacterium está associada ao aumento das atividades proteolíticas de Bacillus, que por sua vez está relacionada a fase hidrolítica, pois seu metabolismo faz uso de glucose, glicerol e aminoácidos.

A fase hidrolítica também tem sido associada a presença de Bactérias como Peptoniphilus e Comamonas, onde os níveis de DQO e SST são maiores. Já as Anaerovorax, Bacillus, e Symbiobacterium foram associados com os níveis mais elevados de SSV. Fases com baixas concentrações de SST e DQO (acidogênese) faz com que a estrutura da comunidade microbiana mude, favorecendo a multiplicação de bactérias do gênero Arcobacter e Thiobacillus. Há também os grupos de bactérias que estão presentes durante todo o processo de DA, tais como: Shewanella, Clostridium, Brevibacterium, Streptomyces, e Nocardioides (SUPAPHOL et al. 2011)

Na acidogênese, onde os valores de pH são baixos (5-6) (Zhang et al., 2008) é comum a presença de *Lactobacillus* que converte a lactose em lactato (Wang et al., 2005, Zhang et al., 2008) e peptonas em butirato (EZAKI et al., 2001). Portanto, substratos compostos por resíduos alimentares, resíduos de frutas e vegetais no qual contém altas concentrações de açúcares solúveis, lípidos e proteínas são alvos de bactérias acidogênicas (Wang et al., 2005, Zhang et al., 2008).

Microrganismos da família *Methanobacteriaceae* tem se mostrado tolerantes a ácidos e preferem altas concentrações de SST e DQO (SUPAPHOL et al. 2011). A capacidade de *Methanosarcina* spp. de crescer em agregados e formar aglomerados de células resulta na tolerância a concentrações elevadas de agentes iônicos tóxicos (CALLI et al., 2005).

As arqueias também podem estar presentes durante todas as etapas da DA, porém sua prevalência é na fase metanogênica. *Methanobrevibacter* é dominante na metanogênese. *Methanosaeta* tem sido relatada em todas as etapas da DA, mas com preferência em condições com pH neutro e com elevada relação C:N, típico da fase metanogênica. A presença de *Methanobacteriaceae*, *Methanobrevibacter* e *Methanothermobacter thermotrophicus* representam as metanogênicas hidrogenotróficas (produzem metano a partir de formiato, H₂ e CO₂) contribuindo para a produção de biogás (IKE et al., 2010).

A predominância de *Methanosaeta* sobre *Methanosarcina* foi relatada por Supaphol et al. (2011) em consequência da baixa concentração de acetato disponível no meio. Geralmente, *Methanosarcina* tem maior taxa de crescimento e menor afinidade ao acetato (McMAHON et al., 2001; LEVEN et al., 2007), o que favorece a multiplicação de *Methanosaeta* pela sua maior afinidade ao acetato. Portanto, concentrações mais elevadas de acetato no meio favorece o crescimento de *Methanosarcina*, enquanto menor concentrações favorece o crescimento da *Methanosaeta* (CONKLIN et al., 2006).

De acordo com Garcia et al. (2009), a *Methanosarcina* pode produzir metano a partir de acetato, metanol, monometilamina, dimetilamina, trimetilamina, H₂, CO₂, e CO, isto é, são consideradas metanogênicas

acetoclásticas e hidrogenotróficas, além disso, tem sido relatado a capacidade desses microrganismos na oxidação de etilo (LOVLEY e FERRY, 1985).

Estudos, como o de Guo et al. (2014) demonstraram mudanças na comunidade microbiana com aumento da COV, principalmente na etapa metanogênica devido ao desequilíbrio entre a rápida hidrólise/acidogênese e a lenta metanogênese das quais as comunidades microbianas estão envolvidas. Este fato também está relacionado a acumulação de AVT e conseqüentemente redução na produção de metano. Por isso, a importância de pesquisas que relacionem parâmetros que influenciam a DA com o metabolismo e comunidade microbiana.

3.3. Reator anaeróbio Horizontal de alta taxa

Há diversos tipos de reatores existentes para a produção de biogás, que apresentam diferentes propriedades e configurações. O desempenho de reatores tem sido alvo de estudos quanto a degradação de diferentes substratos. Foram desenvolvidos os sistemas de alta taxa, que são caracterizados pela capacidade de retenção da biomassa microbiana em grandes quantidades e também de elevada atividade, permite aplicação de baixos tempos de detenção hidráulica (TDH) e carga orgânica volumétrica (COV). Os principais tipos de sistemas de alta taxa são: os reatores anaeróbios de leito expandido e leito fluidificado, de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), os anaeróbios de leito fixo e os filtros anaeróbios. Assim, no intuito de melhorar o resultado final do processo de digestão anaeróbia e melhorar a produção de biogás, vem se desenvolvendo e aperfeiçoando tecnologias para o tratamento de águas residuárias (KUCZMAN et al., 2007).

Seguindo essa tendência, uma nova configuração de reator anaeróbio foi desenvolvido em 1996, por Zaiat, no qual o objetivo inicial foi obter modelos que fossem úteis para simulação de desempenho, otimização do processo e aumento de escala. Portanto as principais características do reator anaeróbio horizontal de leito fixo foram projetadas para o tratamento de águas residuárias; obtenção de um regime próximo ao escoamento pistonado e desenvolvimento de modelos matemáticos mais simples para análise e aumento de escala (ZAIAT, 2003).

No tratamento de água residuária de indústria de papel, mantendo um TDH de 9,2 horas e temperatura ambiente ($\sim 23^{\circ}\text{C}$), e COV de 5,0 g DQO ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$), Forest et al. (1995) obtiveram remoções de 82 % de DQO. Posteriormente, o reator foi avaliado para tratamento de águas residuárias sintéticas simples, à base de glicose (ZAIAT et al., 1997), e complexas (SARTI et al., 2001), além de estudos com esgoto sanitário (ZAIAT et al., 2000).

Em 1997, Damianovic avaliou o desempenho do reator anaeróbio horizontal no tratamento de água residuária contendo pentaclorofenol e relatou o grande potencial do reator para tratamento de tóxicos. A partir daí, seguiram-se novos trabalhos enfocando o tratamento de fenóis (BOLÑANOS et al., 2001) e BTEX (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos) (NARDI et al., 2000). Santos (2009) avaliou o desempenho de um sistema combinado anaeróbio/aeróbio para o tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios horizontais com manta de lodo (RAHML) e leito fixo, com concentrações médias de sólidos suspensos totais (SST) de 18624, 11395, 6690 e 21705 mg L^{-1} . Os tempos de detenção hidráulica (TDH) e as cargas orgânicas volumétricas (COV) aplicadas no RAHML foram de 12, 10, 8 e 8 h e 52,6; 60,9; 64,8 e 123,2 g DQO (Ld^{-1}), respectivamente. As máximas eficiências de remoção de DQO_{total} e SST no conjunto de reatores anaeróbios horizontais, em série, foram de 96,7 e 98,7 %, mas diminuíram para 78,8 e 85,6 % com o aumento da COV para 123,2 g DQO (Ld^{-1}). A maior produção de metano foi de 0,925 L CH_4 (Ld^{-1}).

O desempenho do reator anaeróbio horizontal de leito fixo também foi avaliado por Colin et al. (2007) para o tratamento de águas residuárias da produção de amido de mandioca, com valores médios de DQO_{total} de 5100 mg L^{-1} , SST de 1280 mg L^{-1} e SSV de 1250 mg L^{-1} . O reator foi operado com COV máxima de 11,8 g DQO (Ld^{-1}), com diminuição do TDH de 43,2 a 9,5 h, a temperatura ambiente. O reator atingiu remoções de 87 % de DQO_{total} com a COV máxima e produção específica de biogás de 0,36 $\text{L (g DQO}_{\text{removida}})^{-1}$.

Há necessidade de novos estudos utilizando este tipo de reator e novos substratos, por exemplo, não há informações disponíveis na literatura utilizando este tipo de reator no processo de co-digestão de resíduos sólidos vegetais e água residuária de suinocultura.

3.3.1. Meios de suporte para retenção da biomassa microbiana

O tipo e a forma dos meios de suporte utilizados para a retenção da biomassa microbiana, podem melhorar o desempenho do reator e diminuir o fenômeno de inibição. Entretanto, a formação do biofilme além de depender das características do meio de suporte, depende também das características dos microrganismos e vazão do afluente (KURODA et al. 1998).

As características que influenciam a adesão dos microrganismos ao meio de suporte incluem o volume dos poros, área e aspereza do material, energia livre e carga, além de pH e fatores hidrodinâmicos. Existem diversos materiais empregados como meio de suporte em reatores anaeróbios de leito fixo para produção de metano, tais como anéis de bambu (DUDA, 2011; SANTOS, 2009; COLIN et al., 2007), anéis plásticos de eletroduto conjugado (SANTOS, 2009; DUDA, 2011), anéis de bucha (SANTOS, 2009), anéis de polietileno (HABOUZIT et al. 2011); espuma de poliuretano (Fia et al., 2012) e brita (Fia et al., 2012).

No tratamento anaeróbio de água residuária do processamento de café, em três reatores anaeróbios de leito fixo e fluxo ascendente foram utilizados como meios de suporte: cinzas de alto-forno, espuma de poliuretano e brita com porosidades de 53, 95 e 48%, respectivamente. Avaliou-se, o aumento da concentração de matéria orgânica representada pela DQO do afluente (978; 2401 e 4545 mg L⁻¹), mantendo TDH de 1,3 dias. Para máxima concentração de DQO aplicada, o reator preenchido com espuma apresentou remoções de 80% (amostras não filtradas) e 83% (amostras filtradas) e seu desempenho atribui-se a porosidade da espuma, promovendo maior retenção de biomassa (FIA, et al., 2012).

3.4. Co-digestão anaeróbia

A co-digestão anaeróbia utiliza simultaneamente diferentes tipos de resíduos no processo de digestão e tem como principal objetivo melhorar a produção de biogás (BELLE et al., 2015; YAO et al., 2014 e LINKE et al., 2013). Segundo Xie et al. (2011) e Sosnowski (2003) a co-digestão anaeróbia pode aumentar o rendimento de biogás, melhorar a capacidade de

tamponamento do sistema para as arqueias metanogênicas, diminuir a inibição por potenciais tóxicos e proporcionar relação C/N adequada para o processo.

A proporção entre os substratos a serem usados na co-digestão anaeróbia é um fator primordial para melhor aproveitamento e estabilidade do processo. YAO et al. (2014) estudaram diferentes concentrações de substrato e inóculo na co-digestão de resíduos vegetais e esterco bovino em digestores em batelada e relataram o aumento da produção de metano de $141,2 \text{ LCH}_4 (\text{kgSV})^{-1}$ para $186,8 \text{ LCH}_4 (\text{kg SV})^{-1}$ aumentando a concentração do substrato de 17% para 35% baseado em peso seco. As condições ideais para o processo foram de 35% de substrato e 30% de inóculo, que rendeu produção de metano de $170,8 \text{ L CH}_4 (\text{kg SV})^{-1}$.

Na co-digestão anaeróbica de frutas e vegetais (FVW) e águas residuárias de abatedouro (AW), Bouallagui e Cannaoun (2009) utilizou reatores anaeróbios em batelada sequencial (ASBR) para estudar os efeitos do TDH e temperatura no processo de digestão. Houve aumento na produção de biogás em decorrência do equilíbrio de nutrientes fornecidos pelos diferentes substratos utilizados como substrato. A produção de biogás aumentou com diminuição do TDH, de 1,5 para $2,53 (\text{Ld})^{-1}$ nos reatores mesofílicos. No entanto, no TDH houve decréscimo da produção de biogás nos reatores termofílicos no processo de digestão de AW e AW+FVW devido à grande quantidade de amônia livre e alta COV de 0,42 a $2,56 \text{ g SV } (\text{Ld})^{-1}$. As máximas produções específicas de metano para os diferentes processos de digestão foram 0,56; 0,61 e $0,85 \text{ LCH}_4 (\text{g SV})^{-1}$ removidos para digestores no tratamento de AW, FVW e AW+FVW, respectivamente.

Riaño et al. (2011) estudaram o potencial de produção de metano na co-digestão anaeróbia de dejetos de suínos (WS) com água residuária na produção de vinho (WW) em digestores semi-contínuos sob condições mesófilas. Os autores relataram maior produção específica de metano de $27 \text{ ml CH}_4 \text{ g DQO } (\text{Ld})^{-1}$ quando utilizaram apenas dejetos de suíno, enquanto que na co-digestão com 10, 25 e 40% de WW as produções específicas de metano foram de 49, 87 e $107 \text{ ml CH}_4 \text{ g DQO } (\text{Ld})^{-1}$. Além de aumentar a produção de metano, a co-digestão com 40% de WW melhorou a eficiência de remoção de $\text{DQO}_{\text{total}}$, DQO solúvel e SSV até 52, 132 e 61% respectivamente, em comparação com WS. Também afim de investigar a influência da mistura de

diferentes composições do substrato na produção de metano, Kock et al. (2015) relataram a co-digestão de lodo bruto e resíduos alimentares e relataram o aumento da produção de metano além da aceleração da degradação do substrato com o aumento de resíduos alimentares. Sugeriram uma relação de até 35% de SV dos resíduos alimentares como ideal na co-digestão destes tipos de resíduos.

Na digestão anaeróbia de resíduos vegetais com baixa concentração de sólidos em reator compartimentado, Silva et al. (2013) utilizaram como substrato uma massa de resíduos que foi constituída por dez diferentes tipos de resíduos vegetais, coletados em centrais de abastecimento. As concentrações médias de sólidos totais e de sólidos totais voláteis da massa de resíduos alimentada ao reator foram de 66,1 e 40,3 (g L⁻¹), atingindo-se eficiência de remoção de 20,2% e 41,9%, respectivamente. A eficiência de bioestabilização da massa de DQO foi de 54,1% propiciando taxa de produção de metano de 0,13 LCH₄ g DQO (Ld)⁻¹ adicionada.

O aumento gradual da COV de 1,5 a 7,5 g SV (Ld)⁻¹ na co-digestão de grama, esterco bovino e resíduos de frutas e vegetais em reator de alta taxa proporcionou aumento da produção volumétrica de metano de 0,35 a 1,42 L CH₄ (Ld)⁻¹. Porém houve redução de 20% da produção específica de metano com aumento da COV mínima para a máxima. Portanto a fase de hidrólise e acidogênese foi afetada pela alta COV que dificultou a conversão de matéria orgânica a metano (GANESH, et al. 2013). Na co-digestão de resíduos de frutas e vegetais com resíduos de carne realizado por Garcia-Peña et al. (2011) em digestores anaeróbios com SV de 134,8 (g/Kg_{resíduos}), resultou na melhora do desempenho do processo de digestão. Quando o sistema atingiu estabilidade, a produção de metano foi de 0,25 m³ (kg/ST) e a composição foi de 55% de CH₄ e a remoção da matéria orgânica (DQO_{total}) foi de 65% com TDH de 30 dias.

Na digestão anaeróbia da mistura de 80% resíduos sólidos vegetais mais 20% lodo de esgoto (percentagem em peso), em reator anaeróbio em batelada, com tempo de retenção de sólidos de 270 dias e COV de 285,7 g DQO (Ld)⁻¹, Leite et al. (2014) relataram taxa de produção média de gás metano de 0,25 L CH₄ (g DQO) removida. Esses dados permitiu verificar a eficiência dos reatores anaeróbios horizontais de fluxo contínuo na conversão

de matéria orgânica a metano com TDH bem menores quando comparados aos biodigestores, e aplicação altas COV.

A alta salinidade e teores de gordura de resíduos de cozinha (KW) inibe o efeito da digestão anaeróbica no sistema de duas fases. Yang et al. (2013) estudaram o efeito de inibição causado pela salinização e concentrações de gordura, além de analisar o efeito de diferentes proporções de resíduos de frutas e vegetais e diferentes TDH (5, 10, 15 e 20 dias) nos ensaios, em reatores com separação de fases, um acidogênico e outro metanogênico. Portanto, tratou-se de uma co-digestão anaeróbia de resíduos alimentares (KW) e resíduos de frutas e vegetais (FVW). Quatro ensaios foram realizados com diferentes proporções de massa entre KW e FVW (25-75, 50-50, 75-25, e 100-0% m/m). Considerando a taxa de biodegradação e o grau de acidificação, o sistema com 25% (KW) teve o melhor desempenho durante a fase acidogênica. Quando comparado ao sistema 50% de KW, houve um melhor desempenho quanto a estabilidade do processo e maior degradação de KW quando comparado ao sistema com 25% KW. Quanto a produção de metano, a proporção de 50% de KW obteve maiores produções diárias de metano, pois forneceu concentrações adequadas de nutrientes as arqueias metanogênicas. Essa proporção também reduziu o impacto negativo provocada pelas elevadas concentrações de salinidade e gordura. Portanto, a co-digestão de KW e FVW no processo de digestão anaeróbia bifásico foi viável.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Configuração dos reatores

O sistema experimental foi constituído de um reservatório para armazenar o afluente e por quatro reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa, construídos conforme descrito por ZAIAT et al. (1996), em escala piloto e instalados em série (Figura 2 e 3). Para constituir o leito fixo para a imobilização da biomassa, o R1, R2 e R3 foram totalmente preenchidos com anéis de bambu com área superficial específica de $92,5 \text{ m}^2$ e índice de vazios de 75%, com comprimento e diâmetro médios de 0,046 e 0,025 m, respectivamente. O R4 foi totalmente preenchido com anéis de polipropileno (Bioring®) com área superficial específica de 101 m^2 e índice de vazios de 82,5%, com comprimento e diâmetro médio de 0,09 m (Figura 4).



Figura 2. Foto do sistema de tratamento com os reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa (R1, R2, R3 e R4) e seus respectivos gasômetros.

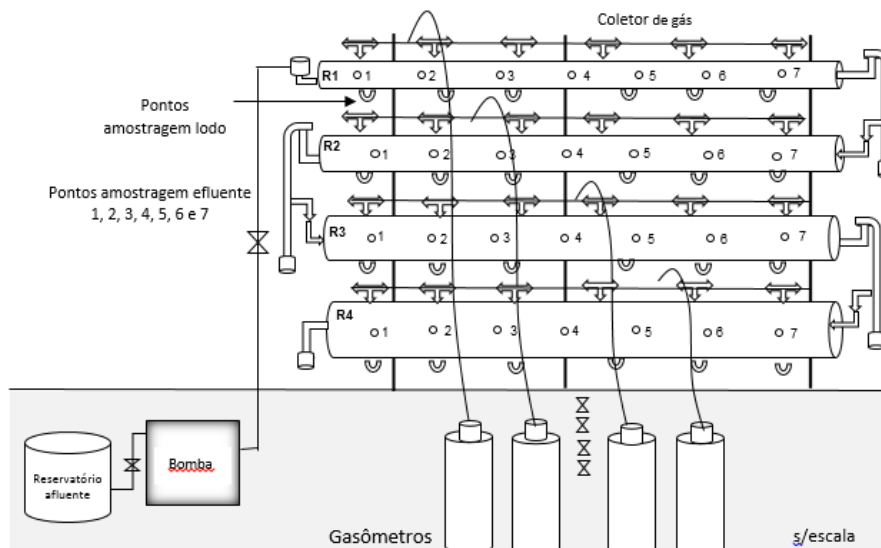


Figura 3. Representação esquemática do sistema de tratamento com os reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa.



Figura 4. Fotos do bambu (a) e anéis de polipropileno (Bioring®) (b) utilizados como meio suporte nos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa.

Seis saídas de biogás foram acopladas e interligadas na parte superior de cada reator. A monitorização do volume de biogás produzido foi realizada diariamente com gasômetros de fibra de vidro, conforme descrito por URBINATI et al. (2013). Os reatores possuem registros ao longo de seu comprimento: sete nas laterais para a coleta de amostras de efluentes, e seis na parte inferior para a coleta de lodo. Os diâmetros, comprimentos, volumes totais e úteis, TDH e velocidades de escoamento horizontal do líquido (v) nos reatores estão descritos na Tabela 1. Nos primeiros reatores da série foram utilizados menores diâmetros e volumes, conseqüentemente, os TDH foram menores e (v) mais altas visando intensificar a acidificação e hidrólise dos compostos orgânicos contidos nos afluentes.

Tabela 1. Valores do diâmetro, comprimento, volume total e útil, tempo de detenção hidráulica (TDH) e velocidade de escoamento horizontal do líquido (v) nos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa.

Reatores	Diâmetro (m)	Comprimento (m)	Volume total (L)	Volume útil (L)	TDH (d)	v (m d ⁻¹)
R1	0,10	6,0	47,10	35,30	2,0	3,0
R2	0,15	6,0	105,90	79,42	4,5	1,3
R3	0,20	6,0	152,60	125,8	6,5	0,9
R4	0,25	6,0	188,40	155,50	8,0	0,7

4.2 Condições operacionais do sistema de tratamento

O experimento foi realizado no ano de 2014 e constituiu-se de 4 ensaios com duração de 65, 53, 46 e 67 dias cada, num total de 231 dias de operação com alimentação contínua do conjunto de reatores (Tabela 2), o final de cada ensaio se deu à medida que houve estabilização da produção de biogás. A partida dos reatores ocorreu com afluente constituído de 100% de água residuária de suinocultura (ARS), equivalente ao ensaio 1. Nos ensaios 2 a 4 houve aumento gradativo da adição de resíduos vegetais (RV) conforme descrito na Tabela 2.

Os valores da DQO do afluente (ARS e ARS+RV) divididos pelo TDH resultaram nos valores médios da COV aplicada no R1 descritos na Tabela 2.

Os reatores foram mantidos sem controle de temperatura durante todos os ensaios. As temperaturas médias diárias do ar no entorno dos reatores foram extraídas do conjunto de dados pertencente ao acervo da Estação Meteorológica do Departamento de Ciências Exatas da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinária de Jaboticabal, Brasil, e estão descritas na Tabela 2.

Tabela 2. Concentração (%) em volume do substrato, temperatura e carga orgânica volumétrica (COV) para os ensaios (1, 2, 3 e 4) no processo de co-digestão anaeróbia.

Ensaio	T _{média} (°C)	ARS (%)	RV (%)	COV no R1 (g DQO _{total} (L d) ⁻¹)
1	22	100	-	5,5
2	19	90	10	4,0
3	20	80	20	5,2
4	24	70	30	11,0

ARS= água residuária de suinocultura, RV= resíduos vegetais, COV = carga orgânica volumétrica

4.3 Inóculo e Substrato

As águas residuárias de suinocultura (ARS) utilizadas como afluentes foram coletadas duas vezes por semana durante todo o experimento em confinamento de suínos nas fases de crescimento e terminação, com lâminas d'água para escoamento dos dejetos, do Setor de Suinocultura da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias/UNESP, Câmpus de Jaboticabal, Brasil. Os dejetos de suínos foram peneirados em malha quadrada de 3 mm.

Os resíduos vegetais (banana e tomate), foram coletados em estabelecimento de comércio de frutas e verduras na cidade de Jaboticabal (SP), Brasil, e submetidos ao processo de trituração em liquidificador industrial e posteriormente peneirados em malha quadrada de 2 mm. O extrato obtido do tomate e banana foi armazenado em freezer devido a necessidade de uso de grandes volumes para a realização dos ensaios. A mistura de água residuária de suinocultura e resíduos vegetais que constituíram o afluente para os ensaios de co-digestão, foi realizada diariamente e suas características estão apresentadas nos resultados e discussão. No resíduo vegetal foi mantida a proporção, em volume, de 70% de extrato do tomate e 30% do extrato da banana.

Os reatores foram inoculados com lodo com ST de 16,0 g L⁻¹ e SV de 12,0 g L⁻¹ proveniente de reatores anaeróbios horizontais de manta de lodo e leito fixo tratando águas residuárias de suinocultura. A quantidade utilizada foi 30% do volume total de cada reator.

4.4 Análises físico e químicas

Na Tabela 3 estão apresentados os exames físicos e determinações de constituintes orgânicos e inorgânicos que foram efetuadas nas amostras coletadas, a frequência de realização e as fontes das metodologias utilizadas.

No final do ensaio 4, foram coletadas amostras do afluente e efluentes em sete pontos equidistantes localizados em cada reator anaeróbio horizontal de leito fixo e alta taxa para a realização do perfil de degradação do afluente (ARS + RV) ao longo dos reatores. As amostras foram coletadas na entrada (ponto 1) e em registros localizados a 150, 225, 300, 375, 450 e 525 cm da entrada (pontos 2, 3, 4, 5, e 6, respectivamente) e na saída (ponto 7) de cada

um dos quatro reatores. Os parâmetros analisados foram DQO_{total} e DQO_{diss} na qual a DQO_{diss} foi obtida do sobrenadante de amostras centrifugadas, pH, alcalinidade parcial, total e intermediária, relação AI/AP, ácidos voláteis totais e sólidos suspensos totais e voláteis.

Tabela 3. Exames e determinações, frequência e fontes das metodologias utilizadas nas amostras do afluente e efluente dos reatores anaeróbios horizontais de alta taxa.

EXAMES E DETERMINAÇÕES	FREQUÊNCIA	REFERÊNCIAS
Afluente e efluentes		
pH	Duas vezes\ semana	APHA; AWWA; WPCF (2005) (Método: 4500 H ⁺ B)
Demanda química de oxigênio total (DQO_{total}); DQO dissolvida (DQO_{diss} .)	Duas vezes\ semana	APHA; AWWA; WPCF (2005), (Método: 5220 – B)
Alcalinidade total (AT), parcial (AP) e intermediária (AI)	Duas vezes\ semana	APHA; AWWA; WPCF (2005), JENKINS <i>et al.</i> (1983)
Sólidos suspensos totais (SST), voláteis (SSV) e fixos (SSF)	Duas vezes\ semana	APHA; AWWA; WPCF (2005), (Métodos: 2540 - C e 2540 – E)
Ácidos voláteis totais (AVT)	Duas vezes\ semana	DILALLO & ALBERTSON (1961)
Nitrogênio amoniacal (N-am.)	Duas vezes/semana	APHA; AWWA; WPCF (2005) (Método semi-micro Kjeldahl)
NK, P, K, Ca, Mg, Na, Cu, Fe, Mn e Zn	Uma vez/semana	(APHA; AWWA 2005) (espectrofotômetro de absorção atômica)
Coliformes totais e termotolerantes	Uma vez/ensaio	APHA; AWWA 2005) (tubos múltiplos)
Lodo		
Sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV)	Quinzenalmente	APHA; AWWA; WPCF (2005) (Método 2540 – B e 2540 – E)
Biogás		
Produção	Diariamente	SANTANA & OLIVEIRA (2005) (Método: Gasômetros)
Composição	Semanal	APHA; AWWA; WPCF (2005) (Método: cromatografia gasosa)

4.5. Produção de biogás

A produção de biogás foi determinada pelo volume de biogás produzido diariamente, medindo-se a temperatura do biogás e o deslocamento vertical dos gasômetros (SANTANA e OLIVEIRA 2005). Para o cálculo da produção de biogás, o volume foi corrigido para as condições normais de temperatura e pressão (CNTP, 0°C e 1 atm), e efetuada por meio da expressão que resulta da combinação das leis de Boyle e Gay-Lussac:

$$\frac{V_0 * P_0}{T_0} = \frac{V_1 * P_1}{T_1}$$

Onde:

V_0 = volume corrigido do biogás;

P_0 = pressão corrigida do biogás (10332,72 mm coluna de água);

T_0 = temperatura corrigida do biogás, em K;

V_1 = volume do biogás nas condições de leitura (área do gasômetro multiplicada pela leitura, sendo as áreas de 0,057 m², para os gasômetros dos reatores R1, R2, R3 e R4 respectivamente);

P_1 = pressão do biogás no gasômetro, em mm de coluna de água (pressão atmosférica do local (9632,43) + pressão interna do gasômetro.

T_1 = temperatura do biogás no instante de leitura, em K.

As análises de composição do biogás foram realizadas semanalmente para determinação dos teores de metano (CH₄). As amostras eram coletadas e posteriormente analisadas em cromatográfico de fase gasosa (APHA, 2005).

Como a pressão atmosférica média de Jaboticabal é de 9632,43 mm coluna de água, resultou na seguinte expressão para a correção do volume de biogás para 0°C e 1 atm.:

$$\mathbf{R1, R2, R3 e R4 \rightarrow V_0 = \frac{V_1}{T_1} 255,51}$$

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Temperatura

Durante o tempo de operação dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa, as temperaturas atingiram média de 22, 19, 20 e 24°C durante os ensaios 1, 2, 3 e 4 respectivamente. O ensaio 1 correspondeu aos meses de março a maio, ensaio 2 de maio a julho, ensaio 3 de julho a setembro e ensaio 4 de setembro a novembro. Na Figura 5 estão apresentados os valores das temperaturas do ar máximas, médias e mínimas no decorrer do experimento.

Os valores médios de temperatura máxima e mínima encontrados durante o experimento foram de 30 e 15°C, respectivamente, predominando a faixa mesófila. Os valores estão acima do limite mínimo da faixa mesofílica, de 20°C segundo (CHERNICHARO, 1997) exceto no ensaio 2, pois os reatores foram operados nos meses de maio a julho, correspondente a estação com baixas temperaturas.

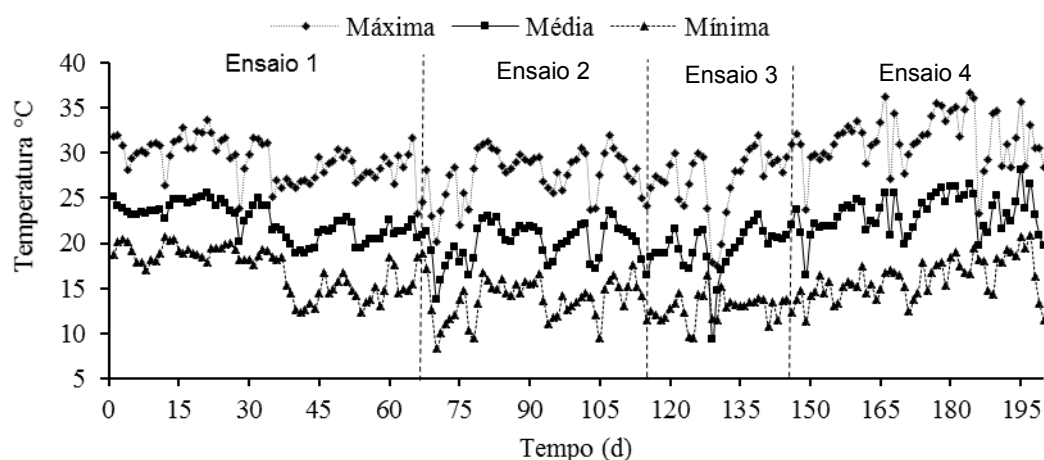


Figura 5. Temperaturas máxima, média e mínima do ar observadas na Estação Agroclimatológica da UNESP, Jaboticabal, durante o experimento.

5.2 Características do afluente

Os afluentes, constituídos de água residuária de suinocultura (ARS) e sua mistura com resíduo vegetal (RV), tiveram valores de pH decrescentes com o aumento da concentração de RV na mistura (Tabela 4).

Tabela 4. Valores médios das características do substrato (afluente) utilizado para alimentação dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa nos diferentes ensaios.

Afluente	Ensaio							
	1	c.v %	2	c.v %	3	c.v %	4	c.v %
DQO (mg L⁻¹)	11187	49	7947	52	10461	20	22106	25
DQO diss (mg L⁻¹)	2281	64	4073	37	4220	26	5627	31
SST (mg L⁻¹)	6370	76	2690	113	1830	85	9560	109
SSV (mg L⁻¹)	5320	74	2280	117	1570	28	8610	99
N am. (mg L⁻¹)	348	47	352	43	481	24	360	50
pH	6,8	3	5,7	13	5,7	8	5,2	3
AVT (mg L⁻¹)	1067	55	1794	37	3120	20	4441	24

O pH das águas residuárias de suinocultura situa-se próximo a neutralidade (URBINATI e OLIVEIRA, 2014). Já o pH do resíduo vegetal situa-se na faixa de 4 a 5, condição não propícia para a multiplicação das arqueias metanogênicas (SILVA et al., 2013). Dessa forma, a mistura do RV com ARS proporcionou, inicialmente, aumento do pH para aproximadamente 6,4, fato também relatado por Xie et al. (2011) no processo de co-digestão de dejetos de suinocultura e silagem de capim. De acordo com Chen et al. (2013), os carboidratos presentes em abundância nos substratos utilizados para digestão anaeróbia, como por exemplo, resíduos alimentícios, são alvos de microrganismos que degradam os polissacarídeos à glicose, por conseguinte, à molécula de piruvato, que é oxidado a acetil-CoA para formação de ácidos, como o acetato. Esse fato pode ser demonstrado pela queda do pH de 6,4 para 5,2 e às altas concentrações de ácidos voláteis totais (AVT) nos afluentes utilizados nos ensaios 2, 3 e 4, quando houve aumento da concentração de RV (Tabela 4).

Os valores médios de DQO_{total}, SST e SSV tiveram aumento acentuado somente no ensaio 4, quando foi utilizada a maior proporção de RV (30 % em volume). No entanto, deve-se considerar também contribuição maior da ARS, em virtude do ensaio 4 ter coincidido com o final da fase de terminação dos suínos, quando aumenta a concentração de SSV nas fezes.

Os parâmetros que correlacionaram-se com as alterações das características nos afluentes foram DQO_{diss.}, AVT e pH. Os valores médios da DQO_{diss.} e dos AVT aumentaram e do pH diminuíram gradativamente do ensaio 1 para o 4, em consequência do aumento da concentração de RV nos afluentes (Tabela 4). Wang et al. (2014) verificaram comportamento semelhante da

DQO_{diss.} e do pH, confirmando que em condições ácidas do RV contribuíram para a hidrólise e acidificação das macromoléculas e SSV dos resíduos.

Os efluentes dos reatores apresentaram concentrações de N am. devido principalmente a digestão anaeróbia de compostos proteicos presentes no afluente, principalmente na água residuária de suinocultura.

5.3 Efeito do aumento da quantidade de RV e COV na co-digestão anaeróbia

5.3.1 pH, AVT, AP, relação Al/AP e nitrogênio amoniacal

Os valores de pH aumentaram nos efluentes dos reatores quando comparado aos afluentes (Tabela 5) e favoreceram o metabolismo das arqueias metanogênicas e a estabilidade do sistema de tratamento. Lin et al. (2011) verificaram que a co-digestão de resíduos de frutas e vegetais com resíduos alimentícios, com menor potencial de acidificação, nas proporções adequadas melhoraram a capacidade de tamponamento do processo de digestão anaeróbia. Isto indica que até a proporção de 30 % de RV na mistura com ARS e com a maior COV aplicada foi possível manter condições adequadas de tamponamento nos reatores anaeróbios horizontais.

Os valores médios da AP nos efluentes aumentaram a alcalinidade pelos reatores em série e também com o aumento da proporção de RV no afluente, variando entre 1210 a 3228 mg L⁻¹ no efluente do R4 do ensaio 1 para o 4 (Tabela 5).

Valores de AP de 2000 a 4000 mg L⁻¹ são adequadas para processos anaeróbios no tratamento de resíduos orgânicos (CHEN et al., 2007). Assim, esses resultados demonstraram que a co-digestão melhorou a capacidade tampão e conseqüentemente a estabilidade do conjunto de reatores, principalmente, com as proporções de 20 e 30% de RV no afluente e com o uso de reatores anaeróbios horizontais em série. Os maiores valores de AP ocorreram nos efluentes do R2, R3 e R4. Bouallagui et al. (2009) observaram valores maiores, de até 7000 mg L⁻¹, na co-digestão de resíduos de frutas e vegetais e água residuária de abatedouro. A recirculação do afluente ajudou a aumentar a alcalinidade do sistema, como também foi constatado por Zuo et al.

(2013) na digestão anaeróbia de resíduos vegetais, aumentando os valores de AP para 2200 mg L⁻¹ evitando a acidificação.

Tabela 5. Valores médios de pH, ácidos voláteis totais (AVT), alcalinidade parcial (AP), relação entre a alcalinidade intermediária e parcial (AI/AP) e nitrogênio amoniacal (N am.) nos efluentes dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa (R1, R2, R3 e R4), instalados em série, durante os ensaios 1 a 4.

		Parâmetros				
	Reator	pH	AVT (mg L ⁻¹)	AP (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	AI/AP	N am. (mg L ⁻¹)
Ensaio 1	R1	7,4	486	1211	0,60	370
	c.v. (%)	2	51	42	97	42
	R2	7,2	303	1343	0,40	379
	c.v. (%)	4	50	50	43	48
	R3	7,4	237	1205	0,36	377
	c.v. (%)	2	55	49	32	52
Ensaio 2	R4	7,4	255	1210	0,34	338
	c.v. (%)	2	49	32	33	42
	R1	7,2	652	1177	0,62	408
	c.v. (%)	2	38	39	27	31
	R2	7,3	493	1414	0,39	426
	c.v. (%)	1	52	32	33	27
Ensaio 3	R3	7,4	480	1373	0,35	444
	c.v. (%)	1	44	20	28	28
	R4	7,2	448	1390	0,32	432
	c.v. (%)	1	33	13	39	17
	R1	7,3	872	1959	0,67	692
	c.v. (%)	2	41	23	42	17
Ensaio 4	R2	7,5	457	2526	0,32	701
	c.v. (%)	1	44	15	20	14
	R3	7,3	405	2578	0,28	672
	c.v. (%)	1	46	11	21	8
	R4	7,6	426	2231	0,30	598
	c.v. (%)	1	48	14	25	13
Ensaio 5	R1	7,4	1353	2382	0,73	701
	c.v. (%)	3	64	34	50	31
	R2	7,8	499	3417	0,24	826
	c.v. (%)	2	37	16	15	11
	R3	7,9	378	3552	0,21	798
	c.v. (%)	2	39	15	24	7
Ensaio 6	R4	7,8	337	3228	0,22	735
	c.v. (%)	2	41	15	18	22

AVT = ácidos voláteis totais; AP = alcalinidade parcial; AI/AP = relação alcalinidade intermediária e parcial; N am. = nitrogênio amoniacal, c.v.% = coeficiente de variação

Portanto, para aumentar a AP no R1, a recirculação é uma estratégia importante, principalmente, no ensaio 4, cuja a proporção de RV no afluente é maior.

A ocorrência do sistema tampão adequado em reatores também pode ser verificado pela relação AI/AP, entre 0,22 e 0,34 no efluente do R4. Os valores estiveram na faixa recomendada por JENKINS et al. (1983) e RIPLEY et al. (1986), exceto para o R1, onde os valores aumentaram de 0,60 para 0,73

nos ensaios 1 a 4. Os valores foram menores com as maiores proporções de RV no afluente e nos efluentes do R3 e R4, evidenciando os efeitos positivos da co-digestão e da utilização de reatores em série para a estabilidade do sistema de tratamento. Mesmo com o aumento da COV no ensaio 4, o R3 e R4 melhoraram a estabilidade, evidenciada pelos valores decrescentes de AI/AP (Tabela 5).

A concentração de AVT no efluente do R1 aumentou com a quantidade de RV no afluente e conseqüentemente com a COV nos ensaios 1 a 4 (Tabela 5). A maior disponibilidade de matéria orgânica biodegradável no afluente do R1 provocou aumento da produção de AVT. Esse fato está relacionado a maior atividade das bactérias hidrolíticas e acidogênicas do que das arqueias metanogênicas no lodo do R1, as quais podem ser inibidas em condições ácidas (WANG et al., 2013). Exceto no R1, os valores de AVT mantiveram-se baixos, menores que 400 mg L^{-1} , e adequados ao funcionamento com estabilidade do conjunto de reatores anaeróbios. Mesmo com concentrações de AVT mais elevadas no R1, não ocorreu inibição das arqueias metanogênicas e a produção de metano foi crescente até o ensaio 4 (Tabela 8).

A concentração máxima de AVT ocorreu no ensaio 4, no efluente do R1 com valor de 1353 mg L^{-1} e diminuiu acentuadamente nos efluentes do R2, R3 e R4 até 337 mg L^{-1} (Tabela 5 e Figura 6). O aumento da produção de AVT com a COV também foi verificado por NAGAO et al. (2012). Os autores variaram a COV de 3,7 até $12,9 \text{ g SV (Ld)}^{-1}$ e a concentração de AVT atingiu 19210 mg L^{-1} em digestores semi-contínuos alimentados com resíduos alimentícios. A inibição da produção de biogás ocorreu com concentração de AVT de 8149 mg L^{-1} no primeiro digestor, enquanto que no segundo a produção de biogás continuou até o dobro da concentração de AVT do primeiro digestor. Neste experimento também ficou evidenciada a capacidade dos reatores anaeróbios horizontais em produzir alcalinidade suficiente para manter o pH adequado para a conversão dos AVT pelos microrganismos acetogênicos e metanogênicos, mesmo com o aumento da concentração de AVT do afluente até 4441 mg L^{-1} (Tabela 4) e COV de $11 \text{ g DQO}_{\text{total}} (\text{Ld})^{-1}$ no ensaio 4. Também ficou evidente a maior estabilidade do R3 e R4 (Figura 6) decorrente da associação em série dos reatores.

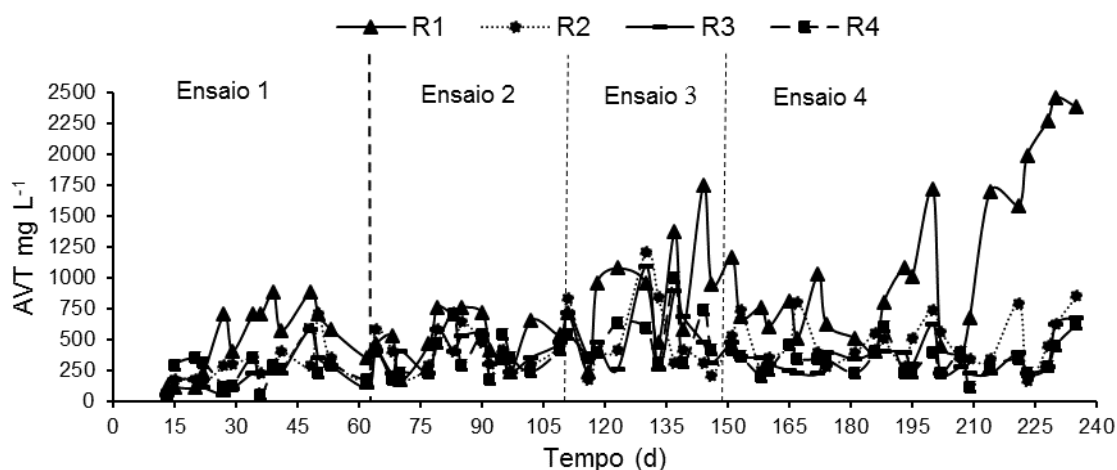


Figura 6. Concentração de ácidos voláteis totais (AVT) nos efluentes dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa (R1, R2, R3 e R4), instalados em série, durante os ensaios 1 a 4.

As concentrações de N_{am} nos afluentes e efluentes aumentaram entre os ensaios a medida que houve aumento da proporção de RV e da COV e consequentemente maiores concentrações de compostos proteicos ficaram disponíveis para amonificação (Tabela 5). Concentrações adequadas de amônia no reator anaeróbio auxiliam o tamponamento devido à capacidade de formação de NH_4HCO_3 (MURTO et al., 2004). Wang et al. (2014) relataram aumento linear das concentrações de N_{am} com o tempo de fermentação a pH 5,0 e 6,0. Ocorreu inibição da microbiota hidrolítica e acidogênica somente em condições mais ácidas (pH 4,0), quando as concentrações N_{am} permaneceram baixas e estáveis. Angelidaki e Ahring (1993) verificaram toxicidade por amônia, o que resultou na diminuição da produção de metano e consequentemente aumento dos AVT. A produção de metano reduziu 25% quando as concentrações de N_{am} foram de 4000 a 6000 mg L⁻¹. Lin et al. (2011) relataram que concentrações de N_{am} de 1200 a 9900 mg L⁻¹ foram limitantes para a digestão anaeróbia. No ensaio 4 ocorreram os maiores acréscimos das concentrações de N_{am} , de 360 mg L⁻¹ no afluente para 735 mg L⁻¹ no efluente do R4. A amonificação mais intensa está correlacionada à maior produção de AVT, ambas decorrentes da intensificação da atividade das bactérias hidrolíticas e acidogênicas com o aumento da COV nos reatores. Contudo, os valores de N_{am} foram baixos para provocar toxicidade e afetar a microbiota metanogênica acetoclástica e hidrogenotrófica, visto que foi

observada produção de metano em todos os reatores e a AP manteve-se alta (Tabela 5).

5.4 Remoções de matéria orgânica

5.4.1 DQO total, DQO dissolvida, sólidos suspensos totais e sólidos suspenso voláteis

Houve aumento gradual dos valores médios de DQO_{total} , $DQO_{diss.}$, SST e SSV nos efluentes dos reatores nos ensaios 1 a 4, em resposta aos acréscimos na proporção de RV no afluente e ao aumento da COV (Tabela 6 e Figura 7).

Tabela 6. Valores médios de DQO_{total} , $DQO_{diss.}$, SST e SSV no efluente dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa (R1, R2, R3 e R4) nos diferentes ensaios e seus respectivos coeficientes de variação.

	Reatores	Ensaio	c.v. %	Ensaio	c.v. %	Ensaio	c.v. %	Ensaio	c.v. %
		1		2		3		4	
DQO total mg L ⁻¹	R1	4179	87	6672	69	14060	37	18334	19
	R2	537	47	575	42	1087	37	1490	39
	R3	375	37	366	42	612	27	846	22
	R4	406	50	297	32	428	21	652	30
DQO_{diss} mg L ⁻¹	R1	1080	64	1453	47	3442	108	3155	77
	R2	390	46	508	47	828	28	1229	34
	R3	284	29	269	37	514	28	707	30
	R4	416	60	236	21	346	20	551	18
SST mg L ⁻¹	R1	1579	111	4243	49	8580	37	13985	43
	R2	94	107	95	63	232	40	289	50
	R3	75	107	87	57	85	40	131	59
	R4	43	183	33	90	30	65	42	40
SSV mg L ⁻¹	R1	1322	111	3088	55	6910	37	11558	44
	R2	62	81	64	56	172	51	218	58
	R3	41	90	49	42	50	40	78	58
	R4	30	152	20	91	24	53	32	43

Maiores concentrações de DQO_{total} , $DQO_{diss.}$, SST e SSV ocorreram no efluente do R1 devido a aplicação de maiores COV neste reator. Os carboidratos presentes em maiores concentrações no resíduo vegetal foram hidrolisados pelos microrganismos acidogênicos, levando a formação de AVT. Segundo Cokgor et al. (2008) é evidente a ocorrência da etapa acidogênica quando há elevadas concentrações de SSV. Na digestão anaeróbia de resíduos vegetais, Zuo et al. (2013), verificaram a predominância de bactérias fermentativas no lodo, o que facilitou a hidrólise, aumentando a concentração

de DQO, que resultou na elevada concentração de AVT pela decomposição da matéria orgânica. Mesmo com altas concentrações de AVT, também não foi verificada inibição das arqueias metanogênicas, pois a produção de metano permaneceu estável.

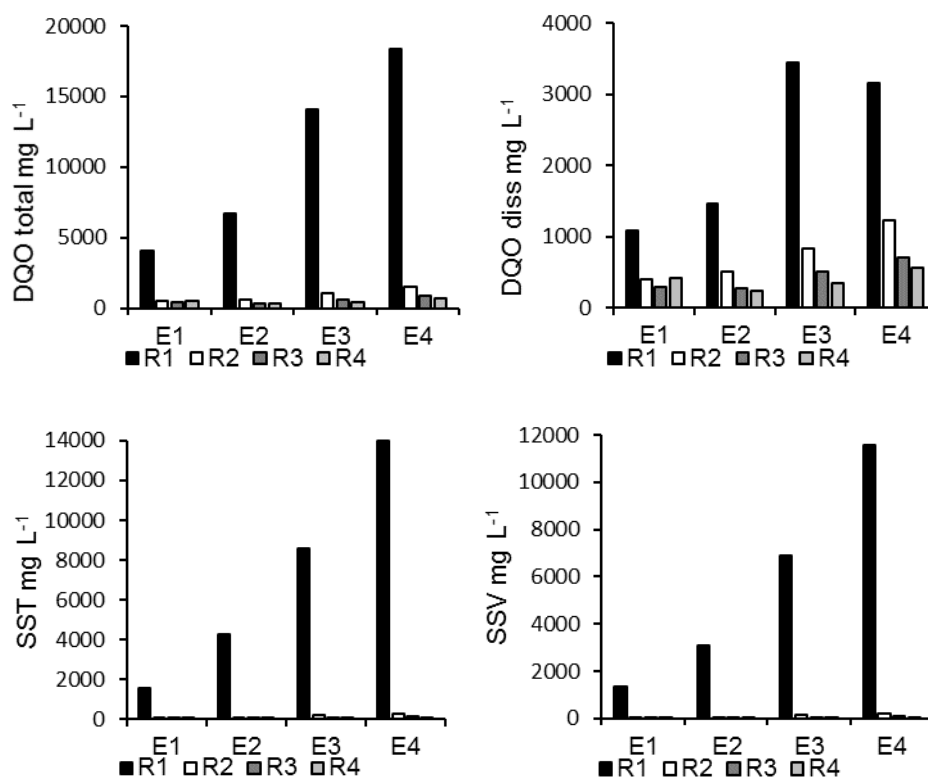


Figura 7. Valores médios de DQO_{total}, DQO_{diss.}, SST e SSV nos efluentes dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa (R1, R2, R3 e R4), instalados em série, durante os ensaios 1 a 4.

Apesar do aumento da proporção de RV e COV no afluente nos ensaios 3 e 4, não houve inibição da microbiota anaeróbia para remover DQO_{total} e SSV e converte-los em AVT e metano, pois o sistema tampão foi eficiente evitando a acumulação dos ácidos e queda do pH. A relação entre degradação do substrato, produção de metano e eficiência do processo de co-digestão anaeróbia foi avaliada pelas remoções de SST e SSV, o que justifica o decréscimo de DQO_{total}, DQO_{diss.}, SST e SSV nos efluentes dos reatores, principalmente R3 e R4 (Tabela 6 e Figura 7).

Tabela 7. Valores médios das eficiências de remoção de DQO total e dissolvida, sólidos suspensos totais (SST) e voláteis (SSV) e seus respectivos coeficientes de variação (c.v) nos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e

fluxo contínuo (R1, R2, R3 e R4) instalados em série, durante os ensaios 1 ao 4.

		Eficiência de remoção de DQOt (%)	Eficiência de remoção de DQO diss (%)	Eficiência de remoção de SST (%)	Eficiência de remoção De SSV (%)
Ensaio 1	R1	72	46	85	81
	c.v. (%)	28	47	19	31
	R2	79	65	85	84
	c.v.(%)	22	23	21	29
	R3	35	33	57	45
	c.v. (%)	46	43	40	65
	R4	24	16	66	64
	c.v. (%)	30	59	46	45
R1+R2+R3+R4	91	83	97	97	
c.v. (%)	17	13	5	5	
Ensaio 2	R1	31	63	42	45
	c.v. (%)	65	22	31	41
	R2	89	61	97	97
	c.v. (%)	7	23	1	1
	R3	45	49	39	51
	c.v. (%)	42	29	59	40
	R4	25	21	60	62
	c.v. (%)	64	60	40	29
R1+R2+R3+R4	95	93	97	97	
c.v. (%)	2	2	5	3	
Ensaio 3	R1	7	50	-	-
	c.v. (%)	91	44	-	-
	R2	91	64	97	97
	c.v. (%)	2	32	1	1
	R3	41	36	63	65
	c.v. (%)	28	34	24	27
	R4	31	31	62	48
	c.v. (%)	28	25	25	34
R1+R2+R3+R4	95	91	97	98	
c.v. (%)	1	2	2	1	
Ensaio 4	R1	28	55	73	77
	c.v. (%)	63	38	4	7
	R2	91	53	97	97
	c.v. (%)	4	36	2	2
	R3	37	43	63	69
	c.v. (%)	49	24	29	20
	R4	28	23	58	50
	c.v. (%)	38	52	36	43
R1+R2+R3+R4	96	89	99	99	
c.v. (%)	1	2	0,4	0,4	

c.v.% = coeficiente de variação

Como mostrado na Tabela 7, as maiores remoções de SST e SSV esteve em conformidade com as maiores produções de metano. Isso pode ser explicado pela disponibilidade de nutrientes e da fração orgânica presente no substrato que levou a absorção desses compostos pela microbiota presente no lodo, resultando na ótima eficiência de remoção de matéria orgânica (YAO et al. 2015; KRUPPE e SCHUBERT, 2005).

Quando comparado ao ensaio 1, observou-se que houve pequeno aumento da remoção de DQO_{total} e DQO_{diss} com adição de RV nos afluentes (Tabela 7). Isto é consistente, tendo em vista que a adição de RV aumenta a biodegradabilidade, e conseqüentemente a hidrólise e conversão subsequente em metano (MOLINUEVO-SALCES et al. 2013). Os acréscimos mais acentuados foram para a remoção de DQO_{diss} , de 8 a 10% nos ensaios 2 e 3, quando as COV foram similares, em torno de 5 g DQO_{total} $(Ld)^{-1}$, e de 6% no ensaio 4 com a COV de 11 g DQO_{total} $(Ld)^{-1}$, portanto o aumento da eficiência de remoção foi devido ao aumento da DQO no afluente. Houve grande desempenho dos reatores no sistema diante a altas COV, proporcionando altas remoções de matéria orgânica suspensa e dissolvida do efluente (Tabela 7). Esses resultados possibilitam indicar aplicações de maiores proporções de RV e COV no sistema, mediante aumento progressivo da DQO_{total} do afluente.

As remoções de matéria orgânica, tanto de DQO quanto de sólidos foram acentuadas, com remoções de até 99 % pelo conjunto de reatores (R1+R2+R3+R4), ressaltando a eficiência do reator anaeróbio horizontal de leito fixo no tratamento com altas COV mediante alimentação contínua. Com pH acima de 5,0 no sistema, não houve inibição da microbiota hidrolítica e acidogênica, em decorrência disto, houve solubilização de matéria orgânica, principalmente no R1, no qual foram aplicadas as maiores COV e posteriormente, produção de AVT e conversão a metano. A conversão de AVT em metano foi possível mediante condições adequadas de tamponamento permitindo a atividade da microbiota metanogênica (WANG et al., 2014). Assim, com eficiência na produção de metano, grande parte da matéria orgânica foi removida do afluente.

De acordo com Arhoun et al. (2013) a alimentação contínua permitiu o tratamento de quase o dobro de resíduo (10,5 vs 6,0 g $(Ld)^{-1}$ com a mesma produção de biogás específico e maior concentração de metano do que o protocolo de alimentação descontínua. Remoções de DQO solúvel similares foram obtidas por Lin et al. (2011) na co-digestão de resíduos vegetais e resíduos de alimentos na proporção de 8 e 4 g SV respectivamente e COV de 3 kg SV $(Ld)^{-1}$ em digestor com volume de 4 L

Remoções de até 85,5% foram obtidas por Molinuevo-Salces et al. (2013) na co-digestão de 75 % resíduos vegetais e 25 % resíduo de suíno em

reator batelada. Em um reator metanogênico operado em batelada com diferentes TDH (24, 16 e 12) e COV de 3,58, 5,36 e 7,15 g DQO (Ld)⁻¹ na co-digestão de soro de queijo, esterco diluído e sorgo ensilado, Dareioti et al. (2015) relataram remoções máximas de DQO_{total} de 84% com TDH de 24 dias, porém remoções máximas de DQO solúvel (85%), ST (42%) e SV (70%) foram em TDH 16 dias. Neste estudo, as remoções foram superiores para DQO_{total}, SST e SSV no R1+R2, com TDH de 6,5 dias (Tabela 6), evidenciando a vantagem da operação contínua e do reator anaeróbio horizontal, mesmo aos COV superiores no ensaio 4.

Entre os reatores, destacou-se o R2, no qual obtiveram-se as maiores remoções de DQO_{total}, SST e SSV em todos os ensaios (Tabela 7), mesmo com valor máximo de DQO_{total} no afluente de 22106 mg L⁻¹ no ensaio 4. Fia et al. (2012), também relataram maiores eficiências de remoção de sólidos voláteis totais (80%), DQO_{total} (83%) e DQO_{dissolvida} (60%) no segundo reator anaeróbio horizontal preenchido com espuma de poliuretano com elevada porosidade para retenção da biomassa microbiana, no tratamento de águas residuárias do processamento de frutos do café com DQO de 4545 mg L⁻¹. No presente estudo, as remoções foram superiores mesmo com DQO superior, quando comparada com as utilizadas por Fia et al. (2012).

5.5 Produção de CH₄

A co-digestão de RV + ARS favoreceu o aumento da produção de biogás (Tabela 8). O resíduo vegetal (banana e tomate) normalmente tem maiores concentrações de carboidratos solúveis do que proteína, além do elevado teor de umidade, que favoreceu a biodegradação do substrato e aumento da produção de CH₄ como ocorreu nos ensaios 2, 3 e 4. Este fato foi confirmado por Di Maria et al. (2015) no estudo em digestores em escala piloto no processo de co-digestão de resíduos de frutas e vegetais com lodo de esgoto. Os autores relataram que o resíduo de fruta e vegetal é um dos substratos mais adequados para processos de co-digestão, pois além de maximizar a produção de biogás fornece condições apropriadas para estabilidade do reator.

O percentual de CH₄ presente no biogás foi maior no ensaio 1 (100% ARS), mas, houve decréscimo do percentual de 80 para 58 (R1), de 83 para 33 (R2) e de 81 para 71% (R3) com adição de 30% de resíduo vegetal (Tabela 8). Isto pode ser atribuído ao aumento da matéria orgânica de rápida degradação contida no RV que levou ao aumento na produção de AVT e CO₂ (GONZALEZ-FERNANDEZ, 2009). Arhoun et al. (2013) relataram redução significativa do percentual de metano com aumento da COV para 7,5 g SV (Ld)⁻¹ em reatores descontínuos no tratamento de resíduos de pês. Em condições ácidas, como elevadas concentrações de AVT, o H₂CO₃ em meio aquoso é libertado na forma gasosa como CO₂ tornando-se indisponível para geração de CH₄ pelas metanogênicas. Apesar da diminuição do percentual de metano nos primeiros 37 dias do ensaio 4, houve um aumento do percentual no final da fase (Tabela 8), que evidenciou a adaptação da microbiota as condições propostas.

Tabela 8. Valores médios da produção volumétrica e específica de metano, e conteúdo de CH₄% no biogás nos diferentes ensaios em reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa.

		Ensaio 1	c.v. (%)	Ensaio 2	c.v. (%)	Ensaio 3	c.v. (%)	Ensaio 4 37 dias	c.v. (%)	Ensaio 4 67 dias	c.v. (%)
CH₄ (%)	R1	80	7	73	13	70	8	58	5	58	8
	R2	83	5	77	12	75	6	33	51	51	43
	R3	81	11	82	8	73	8	71	5	68	14
Produção Volumétrica (LCH₄ (Ld)⁻¹)	R1	0,63	42	0,65	35	0,99	31	1,08	32	0,70	65
	R2	0,13	48	0,20	34	0,30	24	0,01	55	0,12	50
	R3	0,01	47	0,02	87	0,02	58	0,01	33	0,02	53
	R1+R2+R3	0,17	39	0,20	28	0,31	21	0,24	23	0,18	41
Produção Específica (LCH₄/g DQOr)	R1	0,15	40	0,22	35	-	-	0,25	12	0,10	90
	R2	0,21	56	0,16	49	0,12	38	0,02	55	0,03	53
	R3	0,22	38	0,21	33	0,22	37	0,21	31	0,17	48
	R1+R2+R3	0,02	258	0,01	42	0,01	28	0,01	24	0,004	56
Produção específica (LCH₄/g DQO_{dissr})	R1	1,4	61	0,57	55	1,04	56	0,98	66	0,70	81
	R2	0,84	54	1,13	64	0,96	77	0,52	68	0,39	84
	R3	0,39	64	0,37	56	0,41	62	0,26	52	0,24	64
	R1+R2+R3	0,06	124	0,03	51	0,04	34	0,03	26	0,02	62

c.v. % = coeficiente de variação

Porém, mesmo com o decréscimo os valores do percentual de CH₄ presente no biogás permaneceram acima quando comparados a outros estudos de co-digestão anaeróbia, evidenciando a vantagem da alimentação contínua e do reator anaeróbio horizontal para conversão da matéria orgânica a metano (DAREIOTI et al., 2015; GANESH et al., 2013; SHEN et al., 2013).

Apesar do R1 ter produzido os maiores volumes de biogás, os maiores percentuais de metano (%) foram no R2 e R3 demonstrando que o biogás produzido no R1 teve maior quantidade de CO₂, proveniente das reações de hidrólise e acidogênese da matéria orgânica do afluente, devido a aplicações de maiores COV neste reator. Esse resultado difere pelo relatado por Arhoun et al. (2013) que obtiveram rendimento de biogás constante, porém com um aumento do percentual de metano em decorrência do aumento da COV em reator pseudocontínuo.

A baixa produção de biogás nos reatores nos primeiros 30 dias do experimento foi devido a partida dos reatores, quando o lodo anaeróbio foi submetido no processo de adaptação da microbiota. O aumento da produção volumétrica de metano foi proporcional ao aumento da COV e adição do RV nos ensaios, com maiores valores obtidos no ensaio com máxima COV de 11 g DQO (Ld)⁻¹ (Figura 8). Apesar do ensaio 4 ter quase o dobro de COV que o ensaio 3, a produção volumétrica de metano no R1 não foi superior como o esperado. Isso deve-se ao fato de maiores quantidades de SST no afluente no ensaio 4, dificultando a hidrólise. Portanto, maior concentração de matéria orgânica para conversão à CH₄, associado ao acúmulo de lodo ativo nos interstícios.

A redução da produção volumétrica de metano no R2 e R3 ocorreu devido a maior quantidade de matéria orgânica recalcitrante provocada pela remoção das frações de fácil degradação no R1. A baixa produção de metano também pode ser justificada pela redução da quantidade de sólidos voláteis presente no lodo (Figura 9). Segundo Caicedo et al. (2015), pontos com elevadas concentrações de sólidos voláteis no lodo, consistem nas maiores atividades microbianas e melhores características de sedimentação do lodo. Portanto, com a redução da biomassa microbiana, conseqüentemente houve queda da produção de biogás. Redução da produção de biogás ocasionada pela diminuição do percentual do inóculo, representada em gramas de ST também foi relada por Yao et al. (2014), no processo de co-digestão de resíduos vegetais e esterco bovino líquido. Devido ao baixo percentual de inóculo, o sistema não forneceu um equilíbrio no sistema tampão e nutrientes necessários para a digestão anaeróbia. Assim, a estabilidade do sistema pode ser melhorada com um percentual de inóculo adequado, melhorando o

desempenho do processo e interferindo na cinética do metabolismo microbiano (ANGELIDAKI et al., 2009).

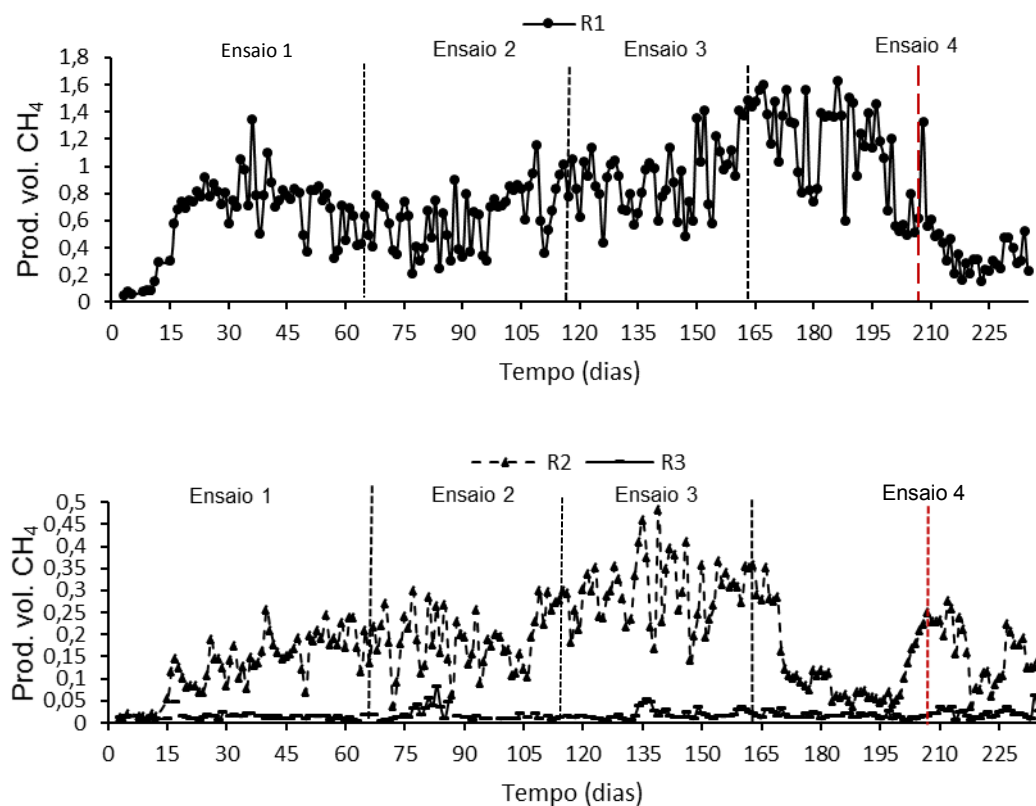


Figura 8. Produção volumétrica de CH₄ nos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa (R1, R2 e R3) instalados em série durante os ensaios 1, 2, 3 e 4.

A princípio, os reatores foram construídos com volumes diferentes para que houvesse a separação das etapas de hidrólise e acidogênese (R1) e metanogênese (R2 e R3), porém nas condições de COV e proporções de RV impostos, ocorreu metanogênese em todos os reatores, indicando a possibilidade de ampliações das proporções de RV e aumento da COV. McMahon et al. (2001) relataram que no processo de co-digestão anaeróbia em digestor, houve aumento tanto da biomassa quanto da diversidade microbiana, principalmente das arqueias metanogênicas, mesmo com aplicações de maiores COV e resultou no aumento da estabilidade do processo.

A maior produção de CH₄ na série de reatores (R1+R2+R3) ocorreu no ensaio 3, pois neste ensaio houve maior produção de metano em todos os reatores (Tabela 8).

A maior produção volumétrica de metano de 1,08 L CH₄ (Ld⁻¹) ocorreu no R1 no primeiros 37 dias no ensaio 4, com concentração de DQO de 22106 mg L⁻¹ no afluente e COV de 11 g DQO_{total} (Ld)⁻¹ (Tabela 8 e Figura 8), portanto, as metanogênicas mantiveram sua atividade ativa diante das condições expostas elevando a produção de biogás a partir da matéria orgânica de fácil degradação disponível. Segundo Supaphol et al. (2011) a metanogênese é reforçada pelo aumento do pH a uma faixa ideal e disponibilidade de substrato, como ocorreu no ensaio 4 devido ao aumento da COV. Na co-digestão de banana com lodo de esgoto em reatores semí-contínuos de tanque agitado com um volume total de 2,5 L, TDH de 20 dias à 37°C, observou-se produção volumétrica 1,15 LCH₄ (Ld)⁻¹ no R1 e 0,38 LCH₄ (Ld)⁻¹ no R2 com uma COV de 3,0 e 1,2 g SV (Ld)⁻¹ no R1 e R2 respectivamente. Os autores ainda relataram produção específica de metano de 0,30 LCH₄/g SV g⁻¹ além da diminuição da alcalinidade total de 2000 para 1100 mg L⁻¹ (FONOLL et al. 2015).

Ganesh et al. (2013) relataram máxima produção volumétrica de 0,94 L CH₄ (Ld)⁻¹ com concentração de DQO superior a 55000 mg L⁻¹ operando digestor de alta carga orgânica e COV de 7,5 kg SV (Ld)⁻¹ no processo de co-digestão de frutas e vegetais, grama e esterco bovino. Esses resultados ressaltam o bom desempenho dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo com alimentação contínua quanto a conversão da DQO para produção de metano.

Após os primeiros 37 dias no ensaio 4, a produção volumétrica de metano no R1 decresceu para valores de 0,70 LCH₄/Ld)⁻¹ (Tabela 8 e Figura 8). Apesar de a microbiota ter se adaptado as condições de altas COV e concentrações de AVT e não ter cessado a produção de biogás, as condições ácidas devido ao aumento de carga afetaram a comunidade microbiana reduzindo a produção de biogás no final do ensaio (Tabela 8).

Com o aumento das concentrações de nitrogênio e fósforo no afluente decorrente do aumento COV nos ensaios (Tabela 9). A alta produção de metano no R1 também pode ser justificada pela disponibilidade de nutrientes no substrato de co-digestão anaeróbia, principalmente nitrogênio e fósforo (Tabela 9) que são essenciais para o metabolismo microbiano. Isso reforça a importância da co-digestão para disponibilização de nutrientes e consequentemente produção de biogás (YAO, 2014). Molinuevo-Salces et al.

(2013) relataram que a co-digestão de resíduo de suíno e resíduo de frutas e vegetais aumentou a relação C/N quando comparado ao resíduo de suíno sozinho.

A produção específica de metano foi maior no ensaio 4 nos primeiros 37 dias, com valor máximo de 0,25 L CH₄ (g DQO_r) no R1 (Tabela 8) com TDH de 2 dias, equivalendo a 71% da DQO_{total} removida convertida a metano. Valor inferior foi relatado por Dareioti et al. (2015) onde obteve produção de 0,22 L CH₄ (g DQO) com TDH de 24 h e COV de 3,58 g DQO (Ld)⁻¹ em reator metanogênico no processo de co-digestão sorgo ensilado, soro de queijo e estrume de vaca diluído, o autor ressaltou a influência da co-digestão na produção de metano. Na digestão anaeróbia com proporção de 80% resíduos sólidos vegetais e 20% lodo de esgoto (percentagem em peso), em reator anaeróbio em batelada, com tempo de retenção de sólidos de 270 dias e COV de 285,7 g DQO (Ld)⁻¹, Leite et al. (2014) relataram taxa de produção média de gás metano de 0,25 L CH₄ g DQO removida. Esses dados permitiram verificar a eficiência dos reatores anaeróbios horizontais de fluxo contínuo na conversão de matéria orgânica a metano com TDH bem menores quando comparados aos biodigestores e aplicação altas COV.

Na co-digestão de resíduo de suíno e resíduo do processamento de vegetais, Molinuevo-Sales (2012) obteve produção específica de metano de 0,28 L CH₄/g SV_{add}⁻¹ com COV de 0,59 g SV (Ld)⁻¹ e TDH de 15 dias. O presente estudo obteve produções similares com COV maior e TDH menor, tratando uma quantidade maior de resíduo.

As produções específicas de metano para o conjunto de reatores anaeróbios horizontais (R1+R2+R3) foram entre 0,02 a 0,001 L CH₄ (g DQO_{total}) removida nos ensaios 1 a 4 (Tabela 8). Isto pode ser atribuído às perdas de metano (dissolvido no efluente) e alta retenção de SSV na manta de lodo. A produção específica de metano obtida no R1 ensaio 3, foi acima do valor teórico obtido estequiometricamente, de 0,35 L CH₄ (g DQO_r) nas CNTP, evidenciando que houve arraste de lodo no R1 com TDH 2 dias. O arraste de lodo proporcionou aumento da DQO no efluente do R1 no ensaio 3, além de não ter havido remoções de SST e SSV no mesmo ensaio pelo R1.

A produção específica de metano em relação a DQO_{diss} removida foi maior nos ensaios 1 e 4 referente as maiores COV aplicadas no R1, de 5,5 e

11 g DQO (Ld)⁻¹ (Tabela 8). Estes elevados valores referentes a produções específicas de metano para DQO_{diss} evidenciou que grande parte da DQO_{diss} disponibilizada foi convertida a metano na etapa acidogênica e metanogênica. No conjunto de reatores, verificou-se maior produção específica no ensaio 1 (Tabela 8), correspondente a remoção de 98% de SSV, contudo, a parte removida foi convertida a produção de biogás.

5.6 Bioestabilização do lodo

A avaliação da quantidade de biomassa, geralmente é feita através do perfil de sólidos, quando este é considerado como medida da biomassa celular acrescido de materiais insolúveis presentes no afluente.

Verificou-se que houve aumento da concentração de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) entre os ensaios (Figura 9). Isso ocorreu em função do aumento da quantidade de RV que proporcionou aumento da concentração de matéria orgânica disponível para biodegradação, elevando a multiplicação da biomassa microbiana.

A acumulação de ST e SV no lodo foi preferencialmente no R1 e R2, nos quais foram aplicadas as maiores COV. Segundo Caicedo et al. (2015), regiões com elevadas concentrações de sólidos voláteis no lodo, consistem nas maiores atividades microbianas e melhores características de sedimentação do lodo. Com isso nos reatores podem produzir efluentes de melhor qualidade com maiores conversões de DQO removida a metano (Tabela 8).

A diminuição de ST e SV entre os pontos de coleta de cada reator e entre os reatores em série (Figura 9) deveu-se a estratificação do lodo ao longo do reator horizontal (escoamento predominantemente “plug-flow”) com conseqüente redução da multiplicação celular, decorrente da diminuição da concentração de matéria orgânica disponível.

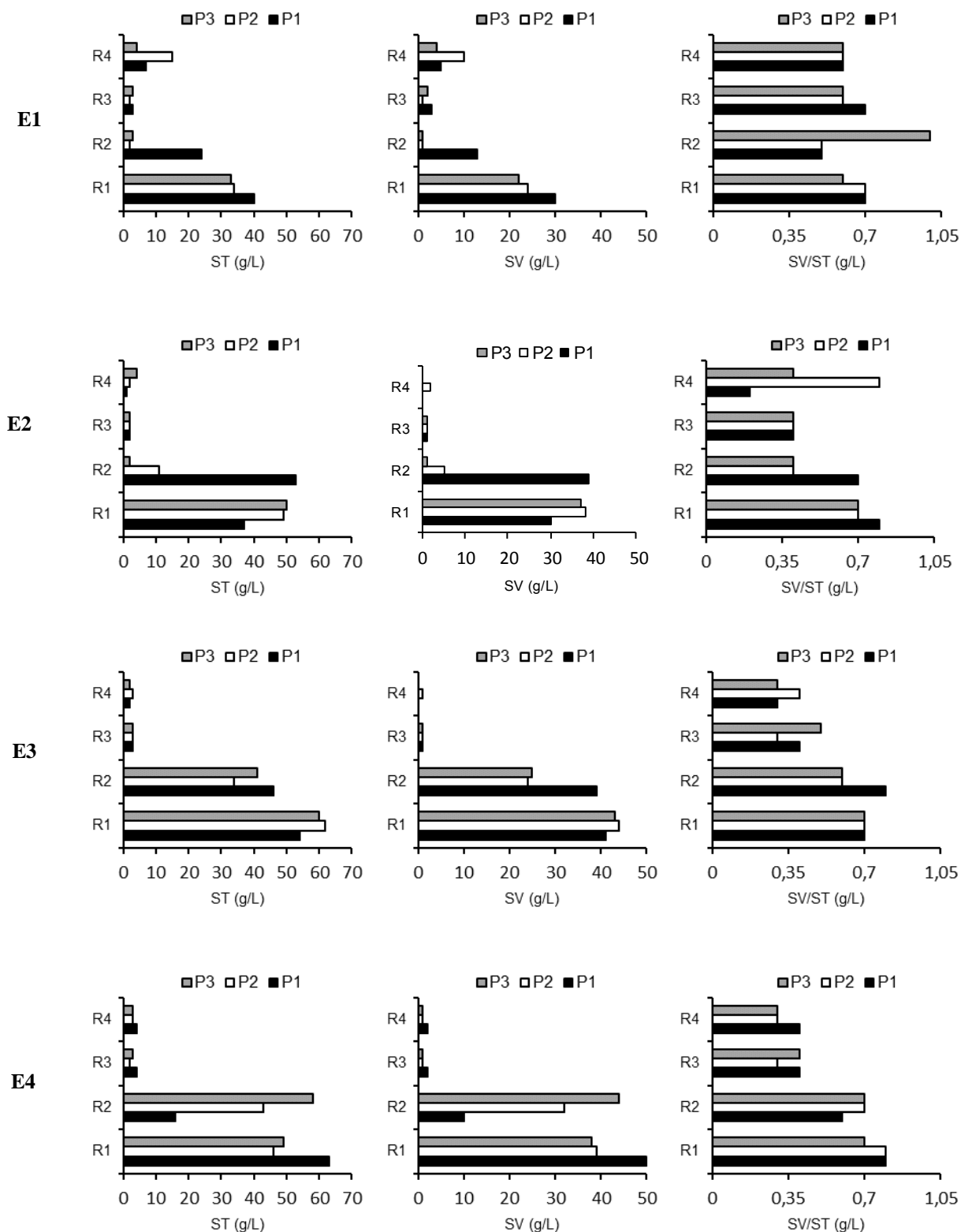


Figura 9. Valores médios das concentrações de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) e da relação SV/ST do lodo dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa, durante os ensaios 1 a 4.

Houve alta remoção de DQO e SSV nos primeiros reatores instalados em série, diminuindo o acúmulo de lodo nos demais.

De acordo com a Resolução Brasileira 375 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (BRASIL, 2006), para fins de utilização agrícola, o lodo de esgoto ou produto derivado será considerado estável se a relação entre sólidos voláteis e sólidos totais (SV/ST) for inferior ou igual a 0,70. Os valores indicados na Figura 9, demonstraram a estabilidade no lodo intersticial dos reatores horizontais de leito fixo na maioria dos pontos de coleta do R2, R3 e R4, variando de 0,2 a 0,7. Portanto, o lodo derivado deste tratamento, pode ser um indicativo de reaproveitamento na agricultura.

5.7 Nutrientes

5.7.1 Nitrogênio Total e Fósforo

Houve aumento das concentrações de NTK e P-total com aumento do RV e COV (ensaio 1 ao 4). No pressuposto de que os nutrientes presentes no afluente estão na forma disponível para os microrganismos, a relação DQO:N:P = 350:5:1 pode ser utilizada para biomassa com elevado coeficiente de produção celular ($Y \sim 0,15$ gSSV/gDQO), como por exemplo, na degradação de carboidratos, como o utilizado neste estudo. Observou-se que no primeiro ensaio (100% ARS) e no ensaio 4 (30% RV + 70% ARS) a relação é 350:19:2 e 350:12:1,6, respectivamente. Na tabela 9 estão as concentrações de nitrogênio Kjeldahl (NTK) e P-total no afluente e nos efluentes durante a operação dos reatores anaeróbios horizontais (R1, R2, R3 e R4).

As concentrações de NTK e P-total decresceram do afluente aos efluentes dos reatores mesmo com aumento do RV e COV. Substratos contendo grandes quantidades de carboidratos, como os utilizados neste estudo, favoreceram a multiplicação de bactérias fermentativas havendo necessidade de nitrogênio e fósforo para aumento da população microbiana, o que justifica as altas remoções destes nutrientes.

A maior eficiência de remoção de NTK (63%) no sistema de reatores foi verificada no ensaio 1 (Tabela 9) com COV de 5,5 g DQO L d⁻¹. Esses resultados corroboram os relatados por Duda e Oliveira (2008), para COV superiores, de 12,4 e 15,5 g DQO_{total} (Ld)⁻¹ e TDH de 35,7 h, obtiveram eficiências de remoção de NTK de 55 e 52%, respectivamente, no tratamento

de águas residuárias de suinocultura em reator UASB seguido de filtro anaeróbio de fluxo ascendente preenchido com anéis de bambu.

Tabela 9. Valores médios e coeficiente de variação (c.v.) das concentrações e remoções do sistema (R1, R2, R3 e R4) de nitrogênio Kjeldahl (NTK) e fósforo total (P-total) durante a operação dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

Ensaio		Concentração mg L			
		NT	c.v. %	P-t	c.v. %
1	Afluente	617	41	70	57
	R1	467	42	24	49
	R2	398	43	17	49
	R3	313	52	12	38
	R4	316	74	13	57
	Remoção R1+R2+R3+R4	63	23	86	8
2	Afluente	573	37	29	59
	R1	668	39	37	60
	R2	375	48	19	33
	R3	306	21	15	25
	R4	312	22	16	29
	Remoção R1+R2+R3+R4	36	71	43	39
3	Afluente	464	78	72	16
	R1	1066	19	59	21
	R2	479	49	20	22
	R3	605	7	16	28
	R4	327	77	14	22
	Remoção R1+R2+R3+R4	24	61	78	9
4	Afluente	806	53	107	30
	R1	1008	13	73	34
	R2	265	128	16	11
	R3	405	71	15	22
	R4	319	89	10	32
	Remoção R1+R2+R3+R4	55	70	87	9

NT = nitrogênio total, P-t = fósforo total

Remoções de NTK superiores (96%) foi relatada por Santos (2009) no tratamento de água residuária de suinocultura com utilização de quatro reatores anaeróbios horizontais seguidos de reator aeróbio operado em batelada (RBS com alimentação contínua) e COV de 52,65 g DQO (Ld)⁻¹ no R1 e TDH de 4 dias no conjunto de reatores. A autora demonstrou que é possível obter altas eficiências de remoção com TDH menor e COV bem superior, contudo há necessidade de pós tratamento.

A maior parte da remoção de NTK ocorreu no R2, com remoções de 43, 54 e 72 % correspondente aos ensaios 2, 3 e 4 respectivamente. Não houve remoção de NTK pelo R1 ensaio 3.

A maior concentração de P-total no ensaio 1 pode ser explicada pela maior quantidade de fósforo encontrada na água residuária de suinocultura

bruta, provindo da alimentação dos suínos durante a fase de crescimento já que grande parte do que é ingerido pelos suínos são excretados na urina e fezes. Já no ensaio 4, pode ser explicado pelo aumento da COV para 11 g DQO (Ld)⁻¹ com DQO total do afluente de 22106 mg L⁻¹. Valores superiores de fósforo (157 a 1637 mg L⁻¹) foram relatados por Gomes et al. (2009); Duda et al. (2009); Contrell et al. (2009) em águas residuárias de suinocultura com DQO total entre 16758 a 46400 mg L⁻¹, DQO superior ao encontrado no presente estudo.

As eficiências de remoção de P-total foram altas, acima de 75%, no conjunto de reatores com contribuição principalmente do R1 e R2 nos ensaios 1 ao 4. No sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2+R3+R4) as remoções máximas de P-total, de 86 e 87% ocorreram no ensaio 1 e 4, nos quais as concentrações de SST foram maiores (6370 e 9560 mg L⁻¹) e as remoções de 97 e 99% indicando contribuições da remoção física para a redução das concentrações de SST e P-total. Valores similares de eficiência foram relatados por Jordaan et al. (2010), que obtiveram remoção máxima de 80% de P total em pH 9,0 no tratamento de dejetos de suínos diluídos com água em reatores batelada. Duda (2010) relatou remoções de 79% de P-total no sistema de tratamento anaeróbio de águas residuárias de suinocultura em dois estágios (R1+R2) seguidos do pós-tratamento com filtro biológico percolador (FBP) e decantador. A autora ainda relata a possível recuperação de estrovita presente nos meios de suporte utilizados para a adesão da biomassa microbiana no FBP. Esses resultados corroboram com Oliveira et al. (1997) e Zeng e Li (2006) que relataram remoções de fósforo e nitrogênio do afluente através da formação e precipitação de estrovita (Mg NH₄ PO₄) e vivianita (Fe PO₄. 8 H₂O) que ficam retidas na manta de lodo. Portanto, a formação de estrovita de maneira controlada e a ser recuperada, além de reduzir a quantidade de fósforo e nitrogênio nos efluentes, tem seu valor comercial como fertilizante (JAFFER et al., 2002).

5.7.2 Cálcio, Magnésio, Potássio e Sódio

Houve aumento das concentrações de Ca, Mg, K e Na com aumento do RV e COV (ensaio 1 ao 4), porém, mesmo com aumento da COV e RV nos

afluentes, as concentrações dos nutrientes decresceram do afluente aos efluentes do R4 (Tabela 10). Observou-se que as concentrações de cálcio neste estudo foram baixas quando comparadas a outros trabalhos (Santos, 2009 e Silva, 2013) mas aumentaram com adição de resíduo vegetal.

Tabela 10. Valores médios e coeficiente de variação (c.v.) das concentrações e remoções do sistema (R1, R2, R3 e R4) de cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K) e sódio (Na) durante a operação dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa instalados em série nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

Ensaio		Concentração mg L							
		Ca	c.v. %	Mg	c.v. %	K	c.v. %	Na	c.v. %
1	Afluente	2,56	52	0,77	48	2,68	49	97,75	16
	R1	1,50	65	0,59	52	2,26	50	91,25	15
	R2	1,0	42	0,50	40	2,30	52	93,2	14
	R3	1,06	47	0,56	59	2,46	42	91,52	16
	R4	0,66	51	0,36	50	1,57	61	84,63	12
	Remoção R1+R2+R3+R4	67	24	54	46	52	59	18	74
2	Afluente	2,86	26	0,96	43	5,81	32	116,722	17
	R1	3,92	38	1,02	42	5,42	24	114,53	16
	R2	2,2	17	0,7	32	5,10	54	117,5	24
	R3	2,57	41	0,57	24	4,93	33	123,9	19
	R4	2,05	35	0,54	27	3,91	42	112,97	9
	Remoção R1+R2+R3+R4	38	44	39	57	44	42	11	61
3	Afluente	4,02	18	1,99	14	11,32	27	80,0	13
	R1	4,97	23	1,58	16	9,18	32	78,59	10
	R2	1,7	27	1,0	12	8,5	34	79,1	12
	R3	1,32	22	0,79	10	8,13	42	77,03	13
	R4	1,77	42	0,64	16	8,44	39	73,13	12
	Remoção R1+R2+R3+R4	56	23	67	9	31	45	14	72
4	Afluente	6,73	27	2,98	17	15,25	21	80,0	20
	R1	4,76	36	2,02	40	13,69	21	82,08	15
	R2	1,7	80	1,0	48	15,5	29	86,1	90
	R3	0,72	30	0,73	13	15,5	13	90,97	26
	R4	1,10	24	0,72	11	12,37	18	84,17	9
	Remoção R1+R2+R3+R4	82	8	75	5	23	49	10	53

A eficiência máxima de remoção de Ca (82%) no sistema de tratamento (R1+R2+R3+R4) ocorreu no ensaio 4 (Tabela 10). Portanto, mesmo com aplicação de maior COV máxima (11 g DQO L d⁻¹) a eficiência de remoção no foi maior quando comparado aos ensaios com COV inferior, indicando maior influência do TDH e da concentração de SSV do afluente, como ocorreu para o P-total. A remoção de cálcio no sistema de tratamento ocorreu em grande parte devido a precipitação química, com os sólidos formados sedimentando-se no lodo, já que as concentrações nos efluentes foram reduzidas. Oliveira (1997) citou que grânulos anaeróbios formados em condições de maiores concentrações de cálcio sedimentam-se 3 a 4 vezes mais rápido do que

aqueles formados em baixas concentrações. Dentre os reatores, o R2 teve maior eficiência de remoção nos ensaios 2, 3 e 4, com máxima de 66% no ensaio 3. Urbinati (2011) relatou valores de cálcio no afluente de até 185 mg L⁻¹ no tratamento de água residuária de suinocultura em dois conjuntos de reatores UASB instalados em série com COV de 9,8 Kg DQO (Ld)⁻¹ e TDH de 42 h.

Maiores concentrações de Mg, K e Na ocorreram no ensaio 4 quando a proporções de RV foi maior. As concentrações destes nutrientes diminuiram do afluente ao efluente R4. Remoção relevante de Mg, 74%, ocorreu no ensaio 4 (Tabela 10). Altas concentrações de Mg são importantes para a produção de biogás. Chen et al. (2007) relataram que arqueias, como as *Methanosarcina thermophila* precisam de concentrações superiores a 720 mg Mg/L. Portanto, as remoções podem ser atribuídas aos requisitos na microbiota. Valor inferior de remoção de Mg (61 %) foram relatados por Zeng e Li (2006) no tratamento de esterco de bovino com uma concentração de sólidos totais de 10-12% mantido sobre temperatura de 55°C em biodigestor com um TDH de 14 dias. Já Santos (2009) relataram eficiência de remoção de Mg de 79% no tratamento de águas residuárias de suinocultura em quatro reatores anaeróbios horizontais instalados em série. Não houve remoção consistente de K e Na em virtude de sua alta solubilidade e baixa imobilização pelos microrganismos no lodo.

5.7.3 Ferro, Zinco, Cobre e Manganês

Houve aumento das concentrações de Fe, Zn, Cu e Mn com aumento do RV e COV (ensaio 1 ao 4), porém, mesmo com aumento da COV e RV nos afluentes, as concentrações dos nutrientes decresceram do afluente aos efluentes do R4 (Tabela 11). Nos ensaios 2, 3 e 4 verificaram-se concentrações maiores no efluente do R1 do que no próprio afluente. O Fe imobilizado no lodo quando em contato com o gás carbônico (CO₂) e ácidos oxigênicos liberados pela hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese mais intensa no R1 foi dissolvido e formou-se carbonato ferroso (FeCO₃), conforme a reação $Fe^{+} + CO_2 + \frac{1}{2} O_2 \rightarrow FeCO_3$. O carbonato ferroso é solúvel, elevando assim as concentrações de Fe no efluente.

Tabela 11. Valores médios e coeficiente de variação (c.v %) das concentrações e remoções no sistema (R1, R2, R3 e R4) de ferro (Fe), zinco (Zn), manganês (Mn) e cobre (Cu) durante a operação dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

Ensaio		Concentração mg L							
		Fe	c.v. %	Zn	c.v. %	Cu	c.v. %	Mn	c.v. %
1	Afluente	20,51	78	16,5	57	6,81	77	1,93	52
	R1	8,11	99	8,62	49	1,35	116	0,88	84
	R2	2,7	43	4,1	69	0,00	155	0,2	23
	R3	2,74	56	5,0	97	1,14	93	0,21	20
	R4	2,88	103	4,13	64	0,03	300	0,22	40
	Remoção R1+R2+R3+R4	83	16	70	22	91	20	83	15
2	Afluente	15,10	25	27,19	156	6,03	28	3,22	34
	R1	33,65	55	24,37	63	16,18	62	3,99	40
	R2	8,1	46	17,0	182	2,8	61	2,0	53
	R3	9,23	45	14,37	196	2,81	65	1,60	60
	R4	7,89	49	13,59	120	2,81	65	1,76	67
	Remoção R1+R2+R3+R4	47	58	63	21	60	47	53	53
3	Afluente	21,88	17	3,12	37	3,33	68	2,70	48
	R1	44,84	25	20,15	24	19,84	38	2,80	29
	R2	11,7	10	0,5	47	0,6	51	0,2	18
	R3	12,34	10	0,52	149	0,21	50	0,17	25
	R4	11,72	7	0,34	97	0,13	37	0,16	21
	Remoção R1+R2+R3+R4	44	26	89	10	91	6	92	3
4	Afluente	47,50	39	34,48	91	3,45	64	3,83	18
	R1	62,36	36	43,75	26	14,47	60	2,49	50
	R2	17,1	76	1,4	71	0,3	40	0,2	31
	R3	13,88	14	0,96	116	0,13	47	0,16	55
	R4	12,36	11	1,0	85	0,09	28	0,11	70
	Remoção R1+R2+R3+R4	70	16	95	4	94	3	95	2

Com relação ao Fe, a maior remoção ocorreu no ensaio 1, 100% ARS, com concentrações de 2 mg L⁻¹ no efluente do R3, consideradas satisfatórias (Tabela 11). Segundo Vymazal (2007), assim como o P, o Fe pode ser removido por precipitação ou absorção por microrganismos no processo de digestão. Após adição de resíduo vegetal, as maiores remoções desse metal ocorreram no R2.

Maiores remoções de Zn e Cu, 95 e 94% respectivamente, foram obtidas no ensaio 4 (Tabela 11), portanto, a COV alta não influenciou negativamente as remoções desses nutrientes. A alta remoção pode ser atribuída à reação entre molécula de enxofre reduzido, como por exemplo, H₂S, as quais são produzidas na digestão anaeróbia, com compostos de Cu e Zn, formando sulfetos de cobre como por exemplo, calcopirita (CuFeS₂), calcocita (Cu₂S) e bornita (Cu₅FeS₄) e sulfetos de zinco que são altamente insolúveis (AMARAL et al., 2014; GUSTAVSSON et al., 2013 e GONZALEZ-GIL et al., 2012).

Remoções altas de Mn também ocorreram neste trabalho, com máxima de 95 % no ensaio 4.

Certos tipos de microrganismos presente no lodo granular, têm a capacidade de acumular metais em soluções aquosas, principalmente, na presença de cálcio no lodo e com valores de pH acima de 5,5. Segundo Hawari e Mulligan (2006) a biomassa microbiana é considerada um trocador de íons de origem biológica através de processos de bioadsorção e bioacumulação, e podem ser observados para os metais como o Zn, Cu, Mn e Mg. Portanto, além do desempenho dos reatores de leito fixo, grande parte das remoções de metais obtidas neste estudo, deve-se biomassa microbiana presente no lodo que foi inoculado nos reatores.

No tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores, UASB (R1) e filtro anaeróbico de fluxo ascendente (R2), Duda (2010) relatou remoções inferiores as observadas no presente estudo para Ca, Cu e Mn de 74, 96 e 79% com TDH de 24 h e de Mg e K de 56 e 32% com TDH de 12h, porém com aplicação de COV superiores, com média de SST de 8396, 8012, 15774 e 9997 mg L⁻¹. Santos (2009) utilizando o mesmo tipo de configuração de reatores anaeróbios horizontais no tratamento de águas residuárias de suinocultura conseguiu remoções inferiores de Mg e Cu de 71 e 93%, mas com COV bem superiores de 60,95 e 64,63 g DQO (Ld⁻¹), respectivamente. Remoções de Fe e Zn similares ao presente estudo foram relatados por Silva (2013), com 84 e 95% e COV de 17,10 e 6,80 g DQO (Ld⁻¹) em reatores UASB em dois estágios e TDH de 16 e 40 h.

De modo geral, esse estudo confirmou o desempenho dos reatores anaeróbios horizontais, em série, quanto a remoção consistente de nutrientes de 55 a 80% para Ca, Mg e Zn; de 75 a 85% para P-total e Fe e de 80 a 99% para Cu e Mn. Isto deve-se a maior retenção de sólidos no lodo nos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e instalados em série.

5.8 Coliformes totais e termotolerantes

No intuito de melhorar a qualidade do efluente evitando a possível contaminação por microrganismos patogênicos, realizou-se análise

microbiológica do afluente e efluentes nos ensaios e os dados estão apresentados na tabela 12.

Tabela 12. Valores médios de número mais provável (NMP 100 ml)⁻¹ de coliformes totais e termotolerantes nos afluentes e efluentes, e suas respectivas eficiências de remoção no sistema de tratamento composto por reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa (R1+R2+R3+R4) instalados em série nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

Ensaio	Local de amostragem	Coliformes			
		Totais		Termotolerantes	
		NMP (100 mL) ⁻¹	Remoção %	NMP (100 mL) ⁻¹	Remoção %
1	Afluente	2,1 x 10 ¹⁰	-	1,7 x 10 ⁹	-
	R1	2,1 x 10 ⁸	99,00	1,1 x 10 ⁷	99,35
	R2	1,7 x 10 ⁸	19,04	7,8 x 10 ⁶	29,09
	R3	1,7 x 10 ⁷	90,00	4,5 x 10 ⁶	42,30
	R4	1,7 x 10 ⁷	0,00	<10 ³	99,97
	R1+R2+R3+R4	-	99,99	-	99,99
2	Afluente	4,0 x 10 ⁷	-	2,0 x 10 ⁷	-
	R1	1,1 x 10 ⁷	72,50	6,8 x 10 ⁶	66,00
	R2	7,8 x 10 ⁶	29,09	4,0 x 10 ⁵	94,11
	R3	4,5 x 10 ⁶	42,30	< 10 ³	99,75
	R4	<10 ³	99,97	< 10 ³	0,00
	R1+R2+R3+R4	-	99,99	-	99,99
3	Afluente	<10 ¹	-	<10 ¹	-
	R1	7,8 x 10 ⁴	99,99	2,0 x 10 ⁵	99,99
	R2	<10 ¹	99,99	<10 ¹	99,99
	R3	<10 ¹	99,99	<10 ¹	99,99
	R4	<10 ¹	99,99	<10 ¹	99,99
	R1+R2+R3+R4	-	99,99	-	99,99
4	Afluente	1,7 x 10 ⁶	-	1,4 x 10 ⁶	-
	R1	1,7 x 10 ⁶	0,0000	1,4 x 10 ⁶	0,0000
	R2	1,1 x 10 ⁶	35,294	1,1 x 10 ⁶	21,4286
	R3	1,8 x 10 ⁴	98,363	1,8 x 10 ⁴	98,3636
	R4	<10 ¹	99,999	<10 ¹	99,9999
	R1+R2+R3+R4	-	99,999	-	99,9999

Concentrações de até 2,1 x 10¹⁰ e 1,7 x 10⁹ NMP (100 ml) de coliformes totais e termotolerantes ocorreram no ensaio 1 (100% de ARS) e COV de 5,5 g DQO_{total} (Ld)⁻¹. Valores de coliformes totais e termotolerantes na ordem de 10¹⁰, 10⁸, 10⁶ NMP (100 ml) também foram relatados por Duda (2010), Santos (2009), Santana (2008) em águas residuárias de suinocultura com SST de 9997, 9290 e 11395 mg L⁻¹. As altas detecções de coliformes totais e termotolerantes no afluente foram devido ao fato da utilização de água residuária de suinocultura bruta.

Concentrações menores de coliformes totais e termotolerantes de 2,4 x 10⁸ e 2,1 x 10⁸ respectivamente, foram relatadas por Sylvestre et al. (2014) em

águas residuárias brutas de suinocultura com COV superior de 13,7 g DQO_{total} (Ld)⁻¹.

Nos demais ensaios, nos quais houve acréscimo de RV, as concentrações de coliformes totais e termotolerantes diminuíram no afluente. No ensaio 3, houve ausência de coliformes na contagem desses patógenos no afluente. Segundo Salsali et al. (2006) o baixo pH e altas concentrações de AVT proporcionam redução de coliformes no ambiente. Portanto, a redução do pH no ensaio 4 causado pela alta concentração de AVT provocada pela degradação de RV, influenciou a contagem de coliformes, reduzindo e inibindo a multiplicação desses microrganismos.

A contagem desses microrganismos decresceu entre os reatores anaeróbios horizontais em todos os ensaios atingindo no efluente do R4 contagens de $<10^3$ e $<10^1$ NMP (100 ml) (Tabela 12), demonstrando a contribuição da co-digestão e dos reatores anaeróbios horizontais instalados em série para remoção de coliformes totais e termotolerantes. Duda (2010) relatou remoções de 99,99% para coliformes totais e termotolerantes no sistema de tratamento composto por reator UASB (R1), filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador no tratamento de águas residuárias de suinocultura, porém a mínima concentração obtida foi de $2,2 \times 10^3$ NMP (100 ml), enquanto que neste estudo a concentração mínima foi de $<10^1$ NMP/100 mL.

A redução da contagem de coliformes termotolerantes do afluente para o efluente no tratamento de águas residuárias de suinocultura também foram relatadas por Sylvestre et al. (2014) com valor mínimo de $1,2 \times 10^7$ em reatores UASB (R1 e R2) com COV de 13,7 g DQO_{total} (Ld)⁻¹. Oliveira e Santana (2011) relataram valores mínimos de $2,4 \times 10^6$ de coliformes termotolerantes em reatores UASB com COV de 21,7 g DQO_{total} (Ld)⁻¹.

As maiores eficiências de remoção de coliformes totais e termotolerantes no sistema de tratamento ocorreram nos ensaios 1 e 4 (Tabela 12). Com 30 % RV no afluente (ensaio 4) foi obtido a menor contagem de coliformes no efluente do R4.

Nos ensaios 1 e 2 ocorreram as maiores contagens, com valores de $2,1 \times 10^{10}$ e $4,0 \times 10^7$ NMP (100 mL)⁻¹ para coliformes totais e $1,7 \times 10^9$ e $2,0 \times 10^7$ NMP (100 mL)⁻¹ para coliformes termotolerantes quando comparados ao

ensaio 4 (Tabela 12), evidenciando o efeito da adição de RV ao afluente. No ensaio 2 as remoções foram menores (99,99%) do que no ensaio 4 (99,9999%). Remoções similares de coliformes totais e termotolerantes também foram relatadas por Valencia et al. (2009), no tratamento de resíduos sólidos urbanos (RSU) em digestores simuladores de aterros e TDH de 200 dias, mantido sobre temperatura de 30°C.

De acordo com a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357, de 17 de março de 2005, para o uso de águas doces para a irrigação, os limites de coliformes termotolerantes são de 200, 1000 e 4000 NMP (100 ml)⁻¹ em corpos d'água de classe 1, 2 e 3. Portanto, o sistema de tratamento (efluentes do R4) nos ensaios 3 e 4 atingiram contagens de ordem de água doce de corpos d'água de classe 1, as quais podem ser utilizadas para irrigação de arbóreas, cerealíferas e forrageiras. Nos ensaios 1 e 2 foram de ordem de águas doces de classe 2 com tolerância até 1000 NMP (100 ml)⁻¹.

5.9. Perfil espacial nos reatores anaeróbios horizontais

Os perfis espaciais de DQO e de concentração de ácidos puderam informar sobre o regime de escoamento do reator devido a baixa intensidade de mistura na direção axial, portanto, pôde-se prever um comportamento hidrodinâmico definido para o reator, próximo ao tubular ideal.

Os valores de DQO_{total} e DQO_{diss} no afluente do R1 e efluente do R4 foram de 23080 e 4910 mg L⁻¹ e 905 e 698 mg L⁻¹. As diminuições mais acentuadas para DQO_{total} e DQO_{diss} ocorreram a partir do R3 (Figura 10). Maiores concentrações de DQO total ocorreram no R2 decorrente do arraste de lodo no R1. O aumento da DQO_{diss} no R1 e R2 ocorreu em virtude dos menores TDH e pela hidrólise da matéria orgânica e acidogênese que predominaram no R1 e R2.

As eficiências de remoção de DQO_{total} e DQO_{diss} no ensaio 4 em relação ao afluente, está apresentada na Figura 11 em função da relação comprimento (L)/diâmetro (D) do conjunto de reatores anaeróbios horizontais.

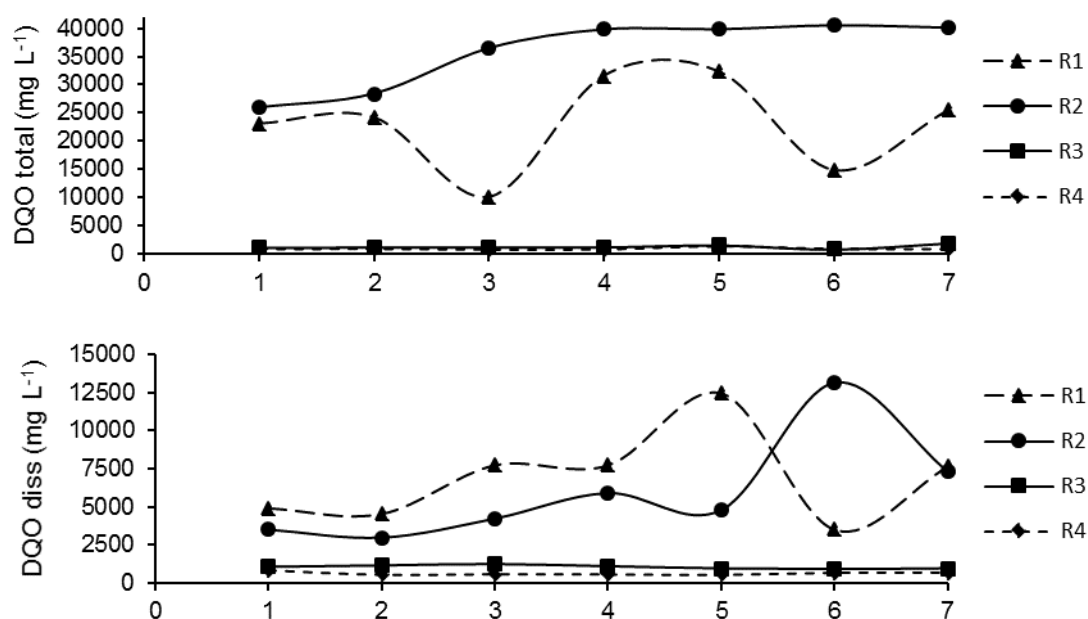


Figura 10. Valores de DQO_{total} e DQO_{diss}. no afluente (1), pontos de coleta (2, 3, 4, 5 e 6) e efluente (7) dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa, em série, no ensaio 4.

Observou-se, de forma geral, que as remoções de DQO_{total} e DQO_{diss} foram crescentes ao longo dos reatores, do R1 ao R4. Não houve remoções de DQO_{total} entre os pontos de coleta no R2 (Figura 11), sendo as remoções mais acentuadas no R3. O R4 apresentou remoções de DQO_{total} bem similares ao R3, portanto, para remoção de DQO_{total}, o conjunto de reatores pode ser formado por apenas R1+R2+R3.

Para DQO_{total} e DQO_{diss}, as eficiências de remoção estabilizaram-se acima de 80% a partir de $L/D = 7,5$ no reator 3 e 4 referente ao ponto 1 de coleta de cada reator, ou seja, com o aumento da COV até $11 \text{ g DQO (Ld)}^{-1}$ não haveria necessidade do comprimento de 6 m no reator 3 e 4 para obter-se o mesmo desempenho quanto a remoção de matéria orgânica.

Os valores de SST e SSV no afluente do R1 e efluente do R4 foram de 15892 e 1960 mg L⁻¹ e 12092 e 685 mg L⁻¹.

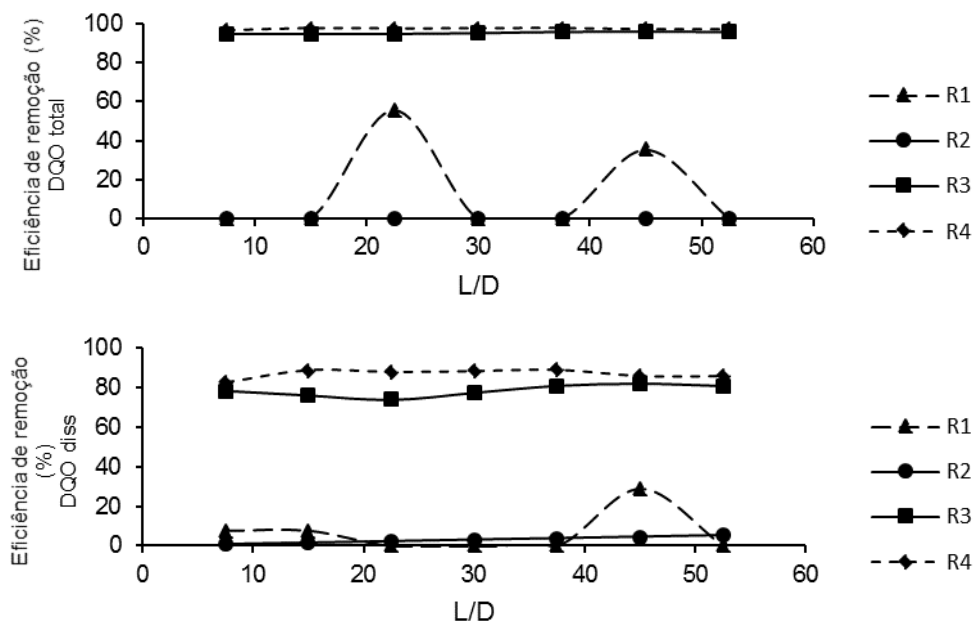


Figura 11. Eficiências de remoção de DQO_{total} e DQO_{diss}. Versus comprimento/diâmetro (L/D) dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa, no ensaio 4.

As diminuições mais acentuadas para SST e SSV ocorreram a partir do R3 (Figura 12).

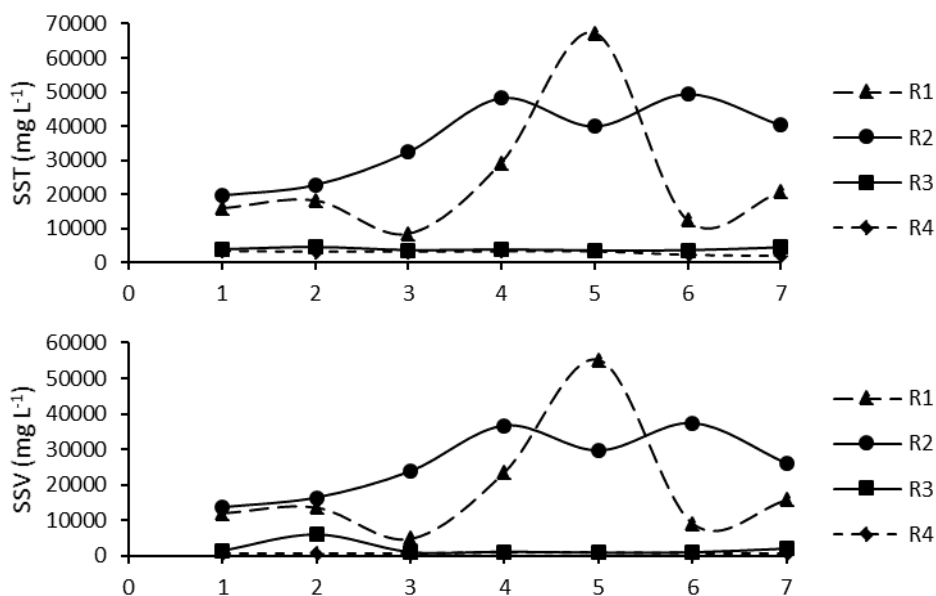


Figura 12. Valores de SST e SSV no afluente (1), pontos de coleta (2, 3, 4, 5 e 6) e efluente (7) dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa, em série, no ensaio 4.

Maiores concentrações de SST e SSV ocorreram no R1 e R2 pois foram aplicadas as maiores COV, portanto, maior quantidade de matéria orgânica

disponível para hidrólise. No ponto 5 do R1 houve acúmulo de SST e SSV com concentrações máximas de 67220 e 55218 mg L⁻¹ (Figura 12).

Os valores de pH não variaram entre os pontos de coleta nos quatro reatores. Observou-se, que a faixa predominante de pH foi neutra (Figura 13), com valores de pH mínimos e máximos de 7,07 e 7,93 respectivamente. Os menores valores ocorreram no R1 com L/D de 30 e 37,5, porém os valores aumentaram para 7,85 nos pontos 6 e 7 referente a L/D de 45 e 52,5 no R4 (Figura 13).

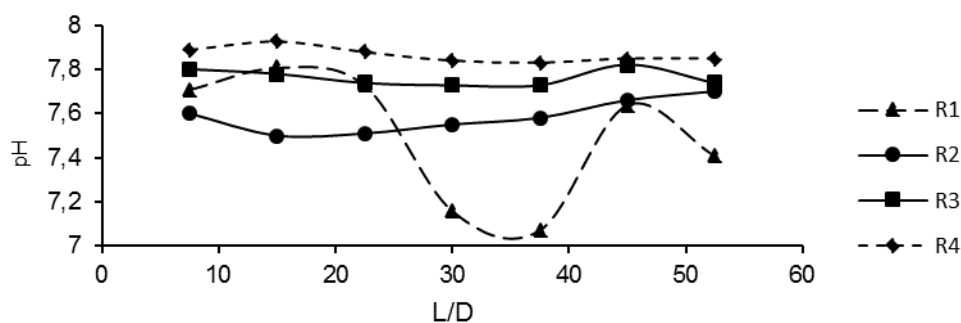


Figura 13. Valores de pH Versus comprimento/diâmetro (L/D) dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa, no ensaio 4.

Os ótimos valores de pH ocorreram devido ao sistema tampão eficiente no processo de digestão anaeróbia, que proporcionou concentrações de alcalinidade total, parcial e uma relação Al/AP adequada, evitando a diminuição do pH diante as altas concentrações de ácidos voláteis. A alcalinidade produzida através da hidrólise de compostos orgânicos foi maior nos pontos referentes ao R1 e R2 (Figura 14), pois ocorreu a produção de alcalinidade decorrente da conversão de ácidos orgânicos voláteis intermediários e proteínas presente em altas concentrações nos dois primeiros reatores. No L/D igual a 30 e 37,5 houve diminuição de AP equivalente as maiores concentrações de AVT nos mesmos pontos de coleta.

Houve um decréscimo de AT e AP de 4492 a 3966 e de 3510 a 3264 CaCO₃/L do afluente (ponto 1) do R1 ao efluente (ponto 7) do R4, respectivamente. Fato decorrente da degradação de carboidratos, que geralmente não levam a formação de cátions como produto final, portanto não produziu alcalinidade e também pela elevada multiplicação microbiana, pois o bicarbonato de amônia produzido pela hidrólise foi utilizado como fonte de

nitrogênio para síntese biológica resultando na depressão da alcalinidade nos pontos de coleta referente ao R3 e R4 (Figura 14).

Os valores médios da relação Al/AP do afluente do R1 e efluente do R4 foi 0,28 e 0,21 respectivamente, portanto, indicou estabilidade do sistema na digestão anaeróbia. Valores máximos da relação Al/AP de 1,13 e 1,31 foram obtidos no R1 equivalente a $L/D = 30$ e $37,5$ respectivamente, havendo decréscimo nos próximos pontos $L/D = 45$ e $52,5$ (Figura 14). Os valores estabilizaram-se abaixo de 0,30 a partir do R3, com $L/D = 3,75$

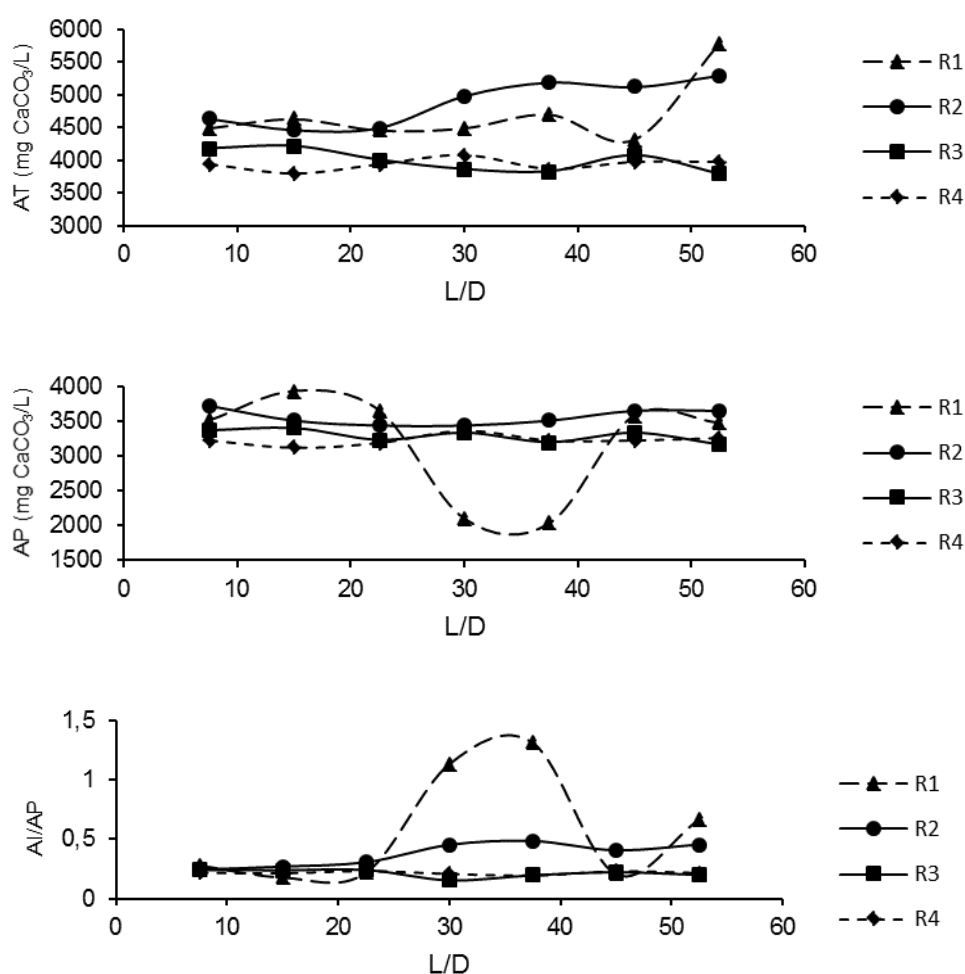


Figura 14. Valores de AT, AP e Al/AP Versus comprimento/diâmetro (L/D) dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa, no ensaio 4.

Os valores de ácidos voláteis totais (AVT) no afluente do R1 e no efluente do R4 foram de 701 e 525 mg L⁻¹. Valores máximos de 2863 e 2571 foram obtidos no R1 com $L/D = 30$; $37,5$ e $52,5$ referente aos pontos 4, 5 e 7 (Figura 15). As concentrações de AVT diminuíram continuamente ao longo dos reatores, exceto no R1 onde ocorreram acréscimos nos trechos citados em decorrência pela baixa concentração de AP nesses pontos. Os maiores

decréscimos ocorreram a partir do R3, com valores de AVT abaixo de 500 mg L⁻¹ a partir de L/D = 3,75.

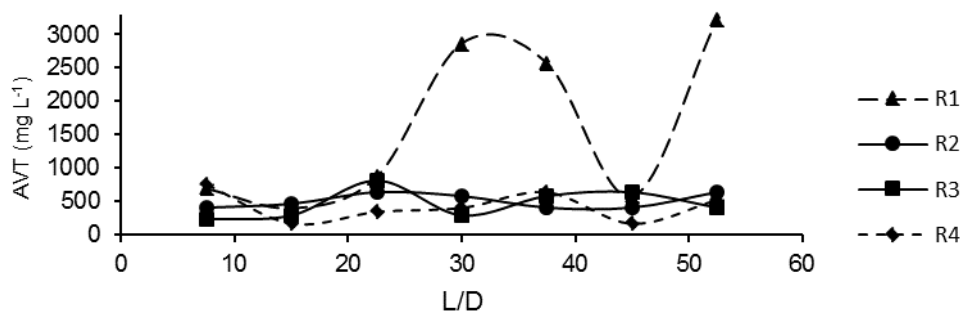


Figura 15. Valores de AVT Versus comprimento/diâmetro (L/D) dos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa, no ensaio 4.

6. Conclusão

- O processo de co-digestão anaeróbia de águas residuárias de suinocultura e resíduos vegetais:
- Propiciou remoção de material orgânico, com máximas remoções de DQO total, SST e SSV de 96, 99 e 99 %;
- Altas remoções de nutrientes de 87, 82, 75, 95, 95 e 96 % para P, Ca, Mg, Zn, Cu e Mn;
- Remoções de 99,99 % de coliformes totais e termotolerantes;
- Ótimo sistema de tamponamento com concentrações de AP de até 3552 mg L⁻¹ evitando a inibição da produção de metano pelas altas concentrações de AVT;
- Aumento na taxa de produção de gás metano com valor máximo de 1,08 L CH₄ (Ld)⁻¹ na proporção de 70 % de ARS e 30 %;
- Produziu lodo com relação sólidos voláteis/sólidos totais de até 0,7 para utilização em solos agrícolas;
- Potencial aumento das proporções de RV e COV no sistema;
- Redução da série de quatro reatores para três reatores quanto a remoção de DQO.

7. Referências Bibliográficas

ABBASSI-GUENDOUZ, A.; TRABLY, E.; HAMELIN, J.; DUMAS, C.; STEYER, J. P.; DELGENÈS, J. P.; ESCUDIÉ, R. Microbial community signature of high-solid content methanogenic ecosystems. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 133, p. 256–262, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.01.121>>.

ABOUELENIEN, F.; NAMBA, Y.; KOSSEVA, M. R.; NISHIO, N.; NAKASHIMADA, Y. Enhancement of methane production from co-digestion of chicken manure with agricultural wastes. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 159, p. 80–87, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.02.050>>.

ALATRISTE-MONDRAGON, F.; SAMAR, P.; COX, H. H. J.; AHRING, B. K.; IRANPOUR, R. Anaerobic codigestion of municipal, farm, and industrial organic wastes: a survey of recent literature. **Water Environment Research**, Alexandria, v. 78, n. 6, p. 607-636, 2006.

ALMEIDA, E. I. B.; RIBEIRO, W. S.; COSTA, L. C. LUCENA, H. H. de; BARBOSA, J. A. Levantamento de perdas em hortaliças frescas na rede varejista de areia (PB). **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável (RBAS)**, Viçosa, v. 2, n. 1, p. 53-60, 2012.

ALVAREZ, R.; LIDEN, G. Semi-continuous co-digestion of solid slaughterhouse waste, manure, and fruit and vegetable waste. **Renewable Energy**, Kidlington, v. 33, n. 4, p. 726–734, 2008.

AMARAL, A. C.; AIRTON KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; JUSTI, K. C. Zinc and copper distribution in swine wastewater treated by anaerobic digestion. **Journal of Environmental Management**, Londres, v. 141, p. 132-137, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.03.021>>.

ANDRADE, L. F.; MARTINS, L. P.; ROCHA, K. K. M.; MARTINS, A. C. A. Avaliação das perdas de frutos comercializados nas feiras livres de bananeiras e solânea – PB. Paraíba: 2008. Disponível em: <http://www.seminagro.com.br/trabalhos_publicados/3jornada/02ciencia_tecnologia_de_alimentos/CTA0221.pdf>. Acesso em: 20 dez. 2014.

ANGELIDAKI, I.; AHRING, B. K. Thermophilic anaerobic digestion of livestock waste: the effect of ammonia. **Applied Microbiology and Biotechnology**, Heidelberg, v. 38, p. 560-564, 1993.

APHA. AWWA. WEF. American Public Health Association. American Water Works Association. Water Environment Federation. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th. ed. Washington, 2005.

APPLES, L.; LAUWERS, J.; DEGREVE, J.; HELSEN, L.; LIEVENS, B.; WILLEMS, K., et al. Anaerobic digestion in global bio-energy production:

Potential and research challenges. **Renew Sust Energy**, v. 15, p. 4295–4301, 2011.

ARIUNBAATAR, J.; PANICO, A.; FRUNZO, L.; ESPOSITO, G.; LENS, P. N. L.; PIROZZI, F. Enhanced anaerobic digestion of food waste by thermal and ozonation pretreatment methods. **Journal of Environmental Management**, Londres, v. 146, p. 142-149, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.042>>.

ARHOUN, B.; BAKKALI, A.; EL MAIL, R.; RODRIGUEZ-MAROTO, J. M.; GARCIA-HERRUZO, F. Biogas production from pear residues using sludge from a wastewater treatment plant digester. Influence of the feed delivery procedure. **Bioresource Technology**, v. 127, p. 242–247, 2013.

BEDOYA, O. A.; SOUSA, L. S. S. Tratamiento de aguas residuales de la industria láctea en sistemas anaerobios tipo UASB. **Faculdade de Ciências Agropecuárias**, v. 7, n. 2, jul.-dic., 2009.

BELLE, A. J.; LANSING, S.; MULBRY, W.; WEIL, R. R. Anaerobic co-digestion of forage radish and dairy manure in complete mix digesters. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 178, p. 230–237, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.09.036>>.

BELLI FILHO, P. **Stockage et odeurs des dejections animales cas du lisier de porc**. 1995. 232 f. Tese (Doutorado em Química Industrial e Ambiental) - École Nationale Supérieure de Chimie, L'Université de Rennes, Rennes, 1995.

BOLAÑOS, R. M. L. **Tratamento de fenol em reator anaeróbio horizontal de leite fixo (RAHLF) sob condições mesofílicas**. 2001 111 p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

BOLZONELLA, D.; BATTISTONI, P.; SUSINI, C.; CECCHI, F. Anaerobic codigestion of waste activated sludge and OFMSW: the experience of Viareggio and Treviso plants (Italy). **Water Sci Technol**, v. 53, p. 203–211, 2006.

BORGUINI, R. G.; SILVA, M. V. Características físico-químicas e sensorias do tomate (*Lycopersicon esculentum*) produzido por cultivo orgânico em comparação ao convencional. **Alimentos e Nutrição**, Araraquara. v. 16, n. 4, p. 355-361, 2005.

BOUALLAGUI, H.; LAHDHEB, H.; BEN, R. E.; RACHDI, B.; HAMDI, M. Improvement of fruit and vegetable waste anaerobic digestion performance and stability with co-substrates addition. **Journal of Environmental Management**, Londres, v. 90, n. 5, p. 1844–1849, 2009. Disponível em: <<http://dxdoi.org/10.1016/j.jenvman.2008.12.002>>.

BRANDT, S. A. **Comercialização agrícola**. Piracicaba: Livrocere, 1980. p. 195.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente, Resolução 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodo de esgotos gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder legislativo, Brasília, DF, 29 ago. 2006.

CAICEDO, P. V.; RAHMAN, K. Z.; KUSCHK, P.; BLUMBERG, M.; PASCHKE, A.; JANZEN, W.; SCHÜÜRMAN, G. Comparison of heavy metal content in two sludge drying reed beds of different age. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 74, p. 48-55, 2015.

CALLAGHAN, F. J.; WASE, D. A. J.; THAYANITHY, K.; FORSTER, C. F. Continuous codigestion of cattle slurry with fruit and vegetable wastes and chicken manure. **Biomass and Bioenergy**, Kidlington, v. 22, n. 1, p. 71–77, 2002.

CALLI, B.; MERTOGLU, B.; INANC, B.; YENIGUN, O. Community changes during startup in methanogenic bioreactors exposed to increasing levels of ammonia. **Environmental Technology**, London, v. 26, p. 85-91, 2005.

CHEN, Y.; JAY, J.; CHENG, S.; CREAMER, K. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 99, n. 10, p. 4044–4064, 2007.

CHEN, Y. G.; LUO, J. Y.; YAN, Y. Y.; FENG, L. Y. Enhanced production of short-chain fatty acid by co-fermentation of waste activated sludge and kitchen waste under alkaline conditions and its application to microbial fuel cells. **Applied Energy**, Kidlington, v. 102, p. 1197–1204, 2013.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1997. p. 99.

CHITARRA, M. I. F.; CHITARRA, A. B. **Pós-colheita de frutas e hortaliças: fisiologia e manuseio**. 2. ed. Lavras: UFLA, 2005. p. 783.

COLIN, X.; FARINET, J. L.; ROJAS, O.; ALAZARD, D. Anaerobic treatment of cassava starch extraction wastewater using a horizontal flow filter with bamboo as support. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 98, n. 8, p. 1602-1607, 2007.

CONKLIN, A.; STENSEL, H. D.; FERGUSON, J. Growth kinetics and competition between *Methanosarcina* and *Methanosaeta* in mesophilic anaerobic digestion. **Water Environmental Research**, Alexandria, v. 78, n. 5, p. 486-496, 2006.

CONTRELL, K. L.; STONE, K. C.; HUNT, K. G.; RO, K.; VANOTTI, M. B.; BURNS, J. C. Bioenergy from Coastal bermudagrass receiving subsurface drip irrigation with advancetreated swine wastewater. **Bioresource Technology**, Barking, v. 100, n. 13, p. 3285-3295, 2009.

COURAS, C. S.; LOUROS, V. L.; GRILO, A. M.; LEITÃO, J. H.; CAPELA, M. I.; ARROJA, L. M.; NADAIS, M. H. Effects of operational shocks on key microbial populations for biogas production in UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) reactors. **Energy**, Londres, v. 73, p. 866-874, 2014.

DAMIANOVIC, M. H. R. Z. **Degradação de pentaclorofenol (PCP) em reatores anaeróbios horizontais de leito fixo (RAHLF)**. 1997. 175 p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1997.

DAREIOTI, M. A.; KORNAROS, M. Effect of hydraulic retention time (HRT) on the anaerobic co-digestion of agro-industrial wastes in a two-stage CSTR system. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 167, p. 407–415, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.06.045>>.

DEMIREL, B.; SCHERER, P. The roles of acetotrophic and hydrogenotrophic methanogens during anaerobic conversion of biomass to methane: a review. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, Dordrecht, v. 7, n. 2, p. 173-190, 2008.

DEMORIL, A. C.; LOVATTO, P. A.; ANDRETTAI, I.; KIPPERI, M.; LEHNENI, C. R.; REMUSI, A. Criação intensiva de suínos em confinamento ou ao ar livre: estudo meta-analítico do desempenho zootécnico nas fases de crescimento e terminação e avaliação de carcaça e carne no Longissimus dorsi. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 42, n. 7, p. 1294-1299, 2012.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos. **Boletim Informativo Pesquisa & Extensão BIPERS**, Concórdia, v. 10, n. 14, p. 30, 2002.

DILALLO, R.; ALBERTSON, O. E. Volatile acids by direct titration. **Journal Water Pollution Control Federation**, Alexandria, v. 33, n. 4, p. 356-365, 1961.

DI MARIA, F.; SORDI, A.; CIRULLI, G.; MICALÉ, C. Amount of energy recoverable from an existing sludge digester with the co-digestion with fruit and vegetable waste at reduced retention time. **Applied Energy**, v. 150, p. 9-14, 2015.

DUDA, R. M. **Desempenho de sistema composto por reatores anaeróbios em série seguido de filtro biológico percolador no tratamento de águas residuárias de suinocultura**. 2010. 241 f. Tese (Doutorado em Microbiologia Agropecuária) – Faculdade de Ciências Agrárias e veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2010.

DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 1, p. 91-100, 2011.

DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. de; GOMES, M. J. C. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios operados em batelada seqüencial (ASBR), em série: efeito da mistura e da carga orgânica volumétrica. In. SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE AGROPECUÁRIOS, 1., 2009, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: Embrapa e Sbera, 2009. p. 520-525.

ELBESHISHY, E.; NAKHLAG, H. Biochemical methane potential (bmp) of food waste and primary sludge: Influence of inoculum pre-incubation and inoculum source. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 110, p. 18–25, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.01.025>>.

EL-MASHAD, H. M.; ZEEMAN, G.; VAN LOON, W. K. P.; BOT, G. P. A.; LETTINGA, G. Effect of temperature and temperature fluctuation on thermophilic anaerobic digestion of cattle manure. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 95, n. 2, p. 191–201, 2004.

EZAKI, T.; KAWAMURA, Y.; LI, N.; LI, Z. Y.; ZHAO, L.; SHU, S. Proposal of the genera *Anaerococcus* gen nov., *Peptoniphilus* gen. nov. and *Gallicola* gen. nov. for members of the genus *Peptostreptococcus*. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, Reading, v. 51, p. 1521–1528, 2001.

FEHR, M.; ROMÃO, D. C. Resíduos sólidos resultantes da comercialização de frutas e hortaliças. In: ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2001, Rio de Janeiro. **Resumos...** Rio de Janeiro: ABES, 2001. p. 1-9.

FERNANDES, G. F. R.; OLIVEIRA, R. A. Desempenho de processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 26, n. 1, p. 243-256, 2006.

FIA, F. R.; MATOS, A. T.; BORGES, A. C.; FIA, R.; CECON, P. R. Treatment of wastewater from coffee bean processing in anaerobic fixed bed reactors with different support materials: performance and kinetic modeling. **Journal of Environmental Management**, Londres, v. 108, n. 2, p. 14-21, 2012.

FONOLL, X.; ASTALS, S.; DOSTA, J.; MATA-ALVAREZ, J. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and fruit wastes: Evaluation of the transitory states when the co-substrate is changed. **Chemical Engineering Journal**, v. 262, p. 1268–1274, 2015.

FORESTI, E.; ZAIAT, M.; CABRAL, A. K. A.; NERY, V. Horizontal-Flow Anaerobic Immobilized Sludge (HAIS) reactor for paper industry wastewater treatment. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, São Paulo, v. 12, p. 157-163, 1995.

GANESH, R.; TORRIJOS, M.; SOUSBIE, P.; STEYERA, J. P.; LUGARDONB, A.; DELGENESA, J. P. Anaerobic co-digestion of solid waste: effect of increasing organic loading rates and characterization of the solubilised organic matter. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 130, p. 559–569, 2013.

GANNOUN, H.; KHELIFI, E.; BOUALLAGUI, H.; TOUHAMI, Y.; HAMDY, M. Ecological clarification of cheese whey prior to anaerobic digestion in upflow anaerobic filter. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 99, p. 6105–6111, 2008.

Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2007>>.

GARCIA-PEÑA, E. I.; PARAMESWARAN, P.; KANG, D. W.; CANUL-CHAN, M.; KRAJMALNIK-BROWN, R. Anaerobic digestion and co-digestion processes of vegetable and fruit residues: process and microbial ecology. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 102 p. 9447–9455, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2011.07.068>>.

GOMES, S. D.; ZENATTI, D. C.; FAZOLO, A.; GOMES, B. M. Efeito do manejo da lâmina d'água nas características de efluentes gerados na produção de suínos. In.

SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS, 1., 2009, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: Embrapa e Sbera, 2009. p. 31-36.

GONZALEZ-GIL, G.; LOPES, S. I. C.; SAIKALY, P. E.; LENS, P. N. L. Leaching and accumulation of trace elements in sulfate reducing granular sludge under concomitant thermophilic and low pH conditions. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 126, p. 238-246, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.09.044>>.

GUO, X.; WANG, C.; SUN, F.; ZHU, W.; WU, W. A comparison of microbial characteristics between the thermophilic and mesophilic anaerobic digesters exposed to elevated food waste loadings. **Bioresource Technology**, v. 152, p. 420-428, 2104. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.11.012>>.

GUSTAVSSON, J.; YEKTA, S. S.; SUNDBERG, C.; KARLSSON, A.; EJLERTSSON, J.; SKYLBORG, U.; SVENSSON, B. H. Bioavailability of cobalt and nickel during anaerobic digestion of sulfur-rich stillage for biogas formation. **Applied Energy**, Kidlington, v. 112, p. 473-477, 2013.

HABOUZIT, F.; GÉVAUDAN, G.; HAMELIN, J.; STEYER, J. P.; BERNET, N. Influence of support material properties on the potential selection of Archaea during initial adhesion of a methanogenic consortium. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 102, n. 5, p. 4054–4060, 2011.

HAWARI, A. H.; MULLIGAN, C. N. Biosorption of lead (II), cadmium (II), copper (II) and nickel (II) by anaerobic granular biomass. **Bioresource Technology**, Kidlington, v. 97, n. 4, p. 692-700, 2006.

HU, Y.; , SHEN, F.; YUAN, H.; ZOU, D.; PANG, Y.; LIU, Y.; ZHU, B.; CHUFO, W. A.; JAFFAR, M.; LI, X. Influence of recirculation of liquid fraction of the digestate (LFD) on maize stover anaerobic digestion. **Biosystems Engineering**, Londres, v. 127, p. 189-196, 2014.

HWANG, K.; SONG, M.; KIM, W.; KIM, N.; HWANG, S. Effects of prolonged starvation on methanogenic population dynamics in anaerobic digestion of swine wastewater. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 101, suppl. 1., p. S2-S6, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2009.03.070>>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA. IBGE. **Levantamento sistemático da produção agrícola (LSPA)**. Rio de Janeiro, fev. 2014.

IKE, M.; INOUE, D.; MIYANO, T.; LIU, T. T.; SEI, K.; SODA, S.; KADOSHIN, S. Microbial population dynamics during startup of a full-scale anaerobic digester treating industrial food waste in Kyoto eco-energy project. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 101, n. 11, p. 3952–3957, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.01.028>>.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **Renewable energy sources and climate change mitigation, special report of the intergovernmental panel on climate change**. 2012.

IZIDORO, D. R.; SCHEER, A. P.; SIERAKOWSKI, M. R. **Influência da polpa de banana (*Musa cavendishii*) verde no comportamento reológico, sensorial e físico-químico de emulsão**. 2007. 167 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Alimentos) – Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba, 2007. Disponível em: <<http://dspace.c3sl.ufpr.br:8080/dspace/handle/1884/8456>>. Acesso em: 23 nov. 2014.

JANG, H. M.; LEE, J. W.; HA, J. H.; PARK, J. M. Effects of organic loading rates on reactor performance and microbial community changes during thermophilic aerobic digestion process of high-strength food wastewater. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 148, p. 261–269, 2013.

JANG, H. M.; KIM, J. H.; HA, J. H.; PARK, J. M. Bacterial and methanogenic archaeal communities during the single-stage anaerobic digestion of high-strength food wastewater. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 165, p. 174–182, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.02.028>>.

JIANG, J. G.; ZHANG, Y. J.; LI, K. M.; WANG, Q.; GONG, C. X.; LI, M. L. Volatile fatty acids production from food waste: effect of pH, temperature, and organic loading rate. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 143, p. 525–530, 2013.

JORDAAN, E. M.; ACKERMAN, J.; CICEK, N. Phosphorus removal from anaerobically digested swine wastewater through struvite precipitation. **Water**

Science e Technology, London, v. 61, n. 12, p. 3228-3234, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2166/wst.2010.232>>.

JUNG, J. Y.; LEE, S. M.; SHIN, P. K.; CHUNG, Y. C. Effect of pH on phase separated anaerobic digestion. **Biotechnology and Bioprocess Engineering**, Seul, v. 5, n. 6, p. 456-459, 2000.

KARADAG, D.; PUHAKKA, J. A. Direction of glucose fermentation towards hydrogen or ethanol production through on-line pH control. **International Journal Hydrogen Energy**, Londres, v. 35, n. 190, p. 10245–10251, 2010

KHEMKHAO, M.; NUNTAKUMJORN, B.; TECHKARNJANARUK, S.; PHALAKORKULE, C. Comparative mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of palm oil mill effluent using upflow anaerobic sludge blanket. **Water Environment Research**, Alexandria, v. 84, n. 7, p. 577-587, 2012.

KOCH, K.; HELMREICH, B.; DREWES, J. E. Co-digestion of food waste in municipal wastewater treatment plants: Effect of different mixtures on methane yield and hydrolysis rate constant. **Applied Energy**, Kidlington, v. 137, p. 250–255, 2015.

KOSKINEN, P. E. P.; KAKSONEM, A. H.; PUHAKKA, L. A. The relationship between instability of H₂ production and compositions of bacterial communities within a dark fermentation fluidized-bed bioreactor. **Biotechnology Bioenergy**, v. 97, p. 742-758, 2007.

KOUPAIE, E. H.; LEIVA, M. B.; ESKICIOGLU, C.; DUTIL, C. Mesophilic batch anaerobic co-digestion of fruit-juice industrial waste and municipal waste sludge: Process and cost-benefit analysis. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 152, p. 66–73, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.072>>.

KUCZMAN, O.; TORRES, D. G. B.; GOMES, S. D.; TAVARES, M. H. F.; ALCANTARA, M. S. Tratamento anaeróbico de efluente de fecularia em reator horizontal de uma fase. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 36., 2007, Bonito. **Anais...** Jaboticabal: SBEA, 2007. 1 CD-ROM.

KUNDU, K.; BERGMANN, I.; HAHNKE, S.; KLOCKE, M.; SHARMA, S.; SREEKRISHNAN, T. R. Carbon source – a strong determinant of microbial community structure and performance of an anaerobic reactor. **Journal Biotechnology**, Weinheim, v. 168, n. 4, p. 616–624, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jbiotec.2013.08.023>>.

KUN WANG, J. Y.; DONGSHENG SHEN, N. L. Anaerobic digestion of food waste for volatile fatty acids (VFAs) production with different types of inoculum: effect of pH. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 161, p. 395–401, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.088>>.

KURODA, M.; YUZAWA, M.; SAKAKIBARA, Y.; OJAMURA, M. Methanogenic bacteria adhered to solids supports. **Water Research**, Londres, v. 22, n. 5, p. 653-656, 1998.

LASTELLA, G.; TESTA, C.; CORNACCHIA, G.; NOTORNICOLA, M.; VOLTASIO, F.; SHARMA, V. K. Anaerobic digestion of semi-solid organic waste: biogas production and its purification. **Energy Conversion and Management**, London, v. 43, n. 1, p. 63-75, 2002.

LEITE, V. D.; SOUSA, J. T.; LOPES, W. S.; HENRIQUE, I. N.; BARROS, A. J. M. Bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos: aspectos quantitativos. **Tecnológica**, Santa Cruz do Sul, v. 18, n. 2, p. 90-96, 2014.

LETTINGA, G.; HULSHOF POL, L. W.; ZEEMANG, G. **Biological wastewater treatment. Part I: anaerobic wastewater treatment**. Wageningen: Agricultural University, 1996. (Lecture Notes).

LEVEN, L.; ERIKSSON, A. R. B.; SCHNURER, A. Effect of process temperature on bacterial and archaeal communities in two methanogenic bioreactors treating organic household waste. **FEMS Microbiology Ecology**, Amsterdam, v. 59, n. 3, p. 683-693, 2007.

LI, P.; WANG, Y.; WANG, Y.; LIU, K.; TONG, L. Bacterial community structure and diversity during establishment of an anaerobic bioreactor to treat swine wastewater. **Water Science and Technology**, Amsterdam, v. 61, n. 1, p. 243-252, 2010.

LIN, J.; ZUO, J.; GAN, L.; LI, P.; LIU, F.; WANG, K.; CHEN, L.; GAN, H. Effects of mixture ratio on anaerobic co-digestion with fruit and vegetable waste and food waste of China. **Journal of Environmental Sciences**, Amsterdam, v. 23, n. 8, p. 1403-1408, 2011.

LINKE, B.; MUHA, I.; WITTUM, G.; PLOGSTIES, V. 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**, Amsterdam, v. 130, p. 689-695, 2013.

LIU X, GAO X, WANG W, ZHENG L, ZHOU Y, SUN Y. Pilot-scale anaerobic codigestion of municipal biomass waste: focusing on biogas production and GHG reduction. **Renew Energy**, v. 44, p. 463-468, 2012.

LIU, G.; ZHANG, R.; EL-MASHAD, H. M.; DONG, R. Effect of feed to inoculum ratios on biogas yields of food and green wastes. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 100, n. 21, p. 5103-5108, 2009.

LOVLEY, D. R.; FERRY, J. G. Production and consumption of H₂ during growth of *Methanosarcina* spp. on acetate. **Applied Environmental Microbiology**, Washington, v. 49, n. 1, p. 247-249, 1985.

MAHDY, A.; MENDEZ, L.; BALLESTEROS, M.; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C. Algal culture integration in conventional wastewater treatment plants: Anaerobic digestion comparison of primary and secondary sludge with microalgae biomass. **Bioresource Technology**, v. 184, 236–244, 2015.

MALAMIS, S.; KATSOU, E.; DI FABIO, S.; BOLZONELLA, D.; FATONE, F. Biological nutrients removal from the supernatant originating from the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste. **Crit Rev Biotechnol**, v. 34, n. 3, p. 244–257, 2014.

MASCARENHAS, G. C. C. Banana: comercialização e mercados. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 20, n. 196, p. 97-108, 1999.

McMAHON, K. D.; STROOT, R. G.; MACKIE, R. I.; RASKIN, L. Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditions—II: Microbial population dynamics. **Water Research**, Amsterdam, v. 35, n. 7, p. 1817–1827, 2001.

MENEZES, J. M. C. **Influência da concentração de sólidos totais e temperatura na bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos**. 2012. 100 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2012.

MIRANDA, A. P. **Suínos em diferentes fases de crescimento alimentados com milho ou sorgo: desempenho, digestibilidade e efeitos na biodigestão anaeróbia**. Tese (Doutorado em Zootecnia) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 122 p. 2009.

MOLINUEVO-SALCES, B.; GÓMEZ, X.; MORÁN, A.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M. C. Anaerobic co-digestion of livestock and vegetable processing wastes: Fibre degradation and digestate stability. **Waste Management**, v. 33, 1332–1338, 2013.

MOTTE, J. C.; ESCUDIÉ, R.; BERNET, N.; DELGENES, J. P.; STEYER, J. P.; DUMAS, C. Dynamic effect of total solid content, low substrate/inoculum ratio and particle size on solid-state anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 144, p. 141–148, 2013.

MURTO, M.; BJÖRNSSON, L.; MATTIASSON, B. Impact of food industrial waste on anaerobic co-digestion of sewage sludge and pig manure. **Journal of Environmental Management**, Londres, v. 70, n. 2, p. 101–107, 2004.

NAGAO, N.; TAJIMA, N.; KAWAI, M.; NIWA, C.; KUROSAWA, N.; MATSUYAMA, T.; YUSOFF, F. M. D.; TODA, T. Maximum organic loading rate for the single-stage wet anaerobic digestion of food waste. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 118, p. 210–218, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.05.045>>.

NARDI, I. R.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Degradação de BTEX em reator anaeróbio horizontal de leito fixo na presença de diferentes aceptores de elétrons. In: OFICINA E SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA, 6., 2000, Recife – PE. **Anais...** Recife: Editora Universitária da UFPE, 2000. v. 2, p. 151-154.

NIELSEN, H. B.; ANGELIDAKI, I. Strategies for optimizing recovery of the biogas process following ammonia inhibition. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 99, n. 17, p. 7995–8001, 2008. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2008.03.049>>.

OLIVEIRA, R. A. **Efeito da concentração de sólidos suspensos do afluente no desempenho e características do lodo de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo tratando águas residuárias de suinocultura**. 1997. 359 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1997.

PAGES-DIAZ, J.; SARVARI, I.; PEREZ, J.; PEREDA, I. Co-digestion of bovine slaughterhouse wastes, cow manure, various crops and municipal solid waste at thermophilic conditions: a comparison with specific case running at mesophilic conditions. **Water Science and Technology**, Londres, v. 67, n. 5, p. 989-995, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2166/wst.2013.647>>.

RESENDE, L. M. A. **Causas e efeitos de perdas na comercialização de produtos hortícolas**. 1979. 68 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1979.

RIAÑO, B.; MOLINUEVO, B.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M. C. Potential for methane production from anaerobic co-digestion of swine manure with winery wastewater. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 102, n. 5, p. 4131–4136, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.12.077>>.

RIBAS, M. M. F.; BORGES, A. C.; FORESTI, E. Avaliação do uso de reatores anaeróbios em batelada no tratamento de águas residuárias de atividades agropecuárias. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, CONBEA, 33., 2004, São Pedro - SP. **Resumos...** São Pedro: SBEA, 2004. 1 CD-ROM.

RODGERS, M.; PAOR, D.; CLIFFORD, E. Dairy washwater treatment using a horizontal flow biofilm system. **Journal of Environmental Management**, Londres, v. 86, n. 1, p. 114-120, 2008.

ROS, M.; FRANKE-WHITTLE, I. H.; MORALES, A. B.; INSAM, H.; AYUSO, M.; PASCUAL, J. A. Archaeal community dynamics and abiotic characteristics in a mesophilic anaerobic co-digestion process treating fruit and vegetable processing waste sludge with chopped fresh artichoke waste. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 136, p. 1–7, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.02.058>>.

SALSALI, H. R.; PARKER, W. J.; SATTAR, S. A. Impact of concentration, temperature, and pH on inactivation of *Salmonella* spp. by volatile fatty acids in anaerobic digestion. **Canadian Journal of Microbiology**, Ottawa, v. 52, n. 4, p. 279–286, 2006.

SALUNKHE, D. K.; BOLIN, H. R.; REDDY, N. R. **Storage, processing, and nutritional quality of fruits and vegetables**. Boston: CRC Press, 1991. p. 323.

SANTANA, A. M.; OLIVEIRA, R. A. Desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 3, p. 817-830, 2005.

SANTOS, A. C. **Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios horizontais seguidos de reator operado em bateladas sequenciais**. 2009. 134 f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agropecuária) – Faculdade de Ciências Agrárias e veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2009.

SANTOS, C. E.; KIST, B. B.; CARVALHO, C.; REETZ, E. R.; DRUM, M. **Anuário brasileiro da fruticultura**. Santa Cruz do Sul: Editora Gazeta Santa Cruz, 2013. 136 p.

SARTI, A.; SILVA, A. J.; CORTES, R. S.; FORESTI, E. Remoção de Sulfato de águas residuárias industriais em reator anaeróbio de leito fixo operado em bateladas seqüenciais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro, v. 13, n. 1, p. 15-22, 2008.

SAVAN, J. C.; DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios horizontais seguidos de reator operado em bateladas sequenciais. **Ciência & Tecnologia: Fatec-JB (Online)**, v. 3, p. 1-4, 2012.

SHEN, F.; YUAN, H.; PANG, Y.; CHEN, S.; ZHU, B.; ZOU, D.; LIU, Y.; MA, J.; YU, L.; LI, X. Performances of anaerobic co-digestion of fruit e vegetable waste (FVW) and food waste (FW): single-phase vs. two-phase. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 144, p. 80–85, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.099>>.

SILVA, G. C. **Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios seguidos de filtro biológico percolador e wetlands**. 2013. 314 f. Tese (Doutorado em Microbiologia Agropecuária) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2013.

SILVA, C. S. PEROSA, J. M. Y.; RUA, P. S.; ABREU, C. L. M. de; BRIZOLA, R. M. O. Avaliação econômica das perdas de banana no mercado varejista: um estudo de caso. **Revista Brasileira Fruticultura**. Jaboticabal, v. 25, n. 2, p. 229-234, 2003.

SILVA, W. R.; LEITE, V. D.; SOUSA, J. T. S.; LOPES, W. S.; BARROS, A. J. M. Digestão Anaeróbia de Resíduos Vegetais com Baixa Concentração de Sólidos em Reator Compartimentado. **Gaia Scientia**, Paraíba, v.7, p.42-49, 2013.

SILVA-RODRIGUEZ, E. M. **Reducción de masa de residuos sólidos orgánicos por biosecado en invernadero**. Thesis (Master Degree) - Unidad Profesional Interdisciplinaria de Biotecnología, Instituto Nacional Politecnico, Ciudad Mexico, 2007.

SOSNOWSKI, P.; WIECZOREK, A.; LEDAKOWICZ, S. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. **Advances in Environmental Research**, Amsterdam, v. 7, n. 3, p. 609-616, 2003.

SOUZA, A. T.; PEIXOTO, A. N.; WACHHOLZ, D. **Banana Florianópolis**: Instituto de Planejamento e Economia Agrícola de Santa Catarina. 1995. 103 p. (Estudo de Economia e Mercado de Produtos Agrícolas, 2).

STALEY, B. F.; REYES, F. L.; BARLAZ, M. A. Effect of spatial differences in microbial activity, ph, and substrate levels on methanogenesis initiation in refuse. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 77, n. 7, p. 2381-2391, 2011.

SU, S.; YU, X. A 25 kWe low concentration methane catalytic combustion gas turbine prototype unit. **Energy**, Londres, v. 79, p. 428-438, 2015.

SUPAPHOL, S.; JENKINS, S. N.; PICHAMON INTOMO, P.; WAITE, I.; DONNELL, A. G. Microbial community dynamics in mesophilic anaerobic co-digestion of mixed waste. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 102, n. 5, p. 4021-4027, 2011.

UEDA, K.; YAMASHITA, A.; ISHIKAWA, J.; SHIMADA, M.; WATSUJI, T.; MORIMURA, K.; IKEDA, H.; HATTORI, M.; BEPPU, T. Genome sequence of *Symbiobacterium thermophilum*, an uncultivable bacterium that depends on microbial commensalism. **Nucleic Acids Research**, Oxford, v. 32, n. 16, p. 4937-4944, 2004.

URBINATI, E. **Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores uasb e em batelada com fase aeróbia, em série, e reuso na produção de milho e sorgo**. 2011. 256 f. Tese (Doutorado em Microbiologia Agropecuária) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2011.

URBINATI, E.; OLIVEIRA, R. A. Anaerobic-aerobic treatment of swine wastewater in uasb and batch reactors in series. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 34, n. 1, p. 124-142, 2014.

URBINATI, E.; DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. Performance of UASB reactors in two stages under different HRT and OLR treating residual waters of swine

farming. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.33, n. 2, p. 367-378, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162013000200015>>.

VALENCIA, R.; HAMER, D. DEN.; KOMBOI, J.; LUBBERDING, H. J.; GIJZEN, H. J. Alternative treatment for septic tank sludge: Co-digestion with municipal solid waste in bioreactor landfill simulators. **Journal of Environmental Management**, Londres, v.90, n. 2, p. 940–945, 2009.

VIRIATO, C. L. **Influência da granulometria e da concentração de sólidos totais de resíduos sólidos vegetais no processo de bioestabilização anaeróbia**. 2013. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Centro de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2013.

WAN, C. X.; ZHOU, Q. C.; FU, G. M.; LI, Y. B. Semi-continuous anaerobic codigestion of thickened waste activated sludge and fat, oil and grease. **WasteManagement**, Kidlington, v. 31, n. 8, p. 1752–1758, 2011.

WANG, Q.; WANG, X.; WANG, X., MA, H.; REN, N. Bioconversion of kitchen garbage to lactic acid by two wild strains of *Lactobacillus* species. **Journal of Environmental Science and Health**, New York, v. 40, n. 10, p. 1951–1962, 2005.

WANG, S.; RAO, N. C.; QIU, R.; MOLETTA, R. Performance and kinetic evaluation of anaerobic moving bed biofilm reactor for treating milk permeate from dairy industry. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 100, n. 23, p. 5641–5647, 2009.

WANG, K.; YIN, J.; SHEN, D.; LI, N. Anaerobic digestion of food waste for volatile fatty acids (VFAs) production with different types of inoculum: effect of pH. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 161, p. 395–401, 2014.

XIE, S.; LAWLOR, P. G.; FROST, J. P.; HU, Z.; ZHAN, X. Effect of pig manure to grass silage ratio on methane production in batch anaerobic co-digestion of pig manure and grass silage. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 102, n. 10, p. 5728–5733, 2011.

YANG, YU.; SHEN, D.; LI, N.; XU, D.; LONG, Y.; LU, X. Co-digestion of kitchen waste and fruit-vegetable waste by two-phase anaerobic digestion. **Environmental Science and Pollution Research**, Berlin Heidelberg, v. 20, n. 4, p. 2162–2171, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s11356-012-1414-y>>.

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. Water free anaerobic co-digestion of vegetable processing waste with cattle slurry for methane production at high total solid content. **Energy**, Londres, v. 74, p. 309-313, 2014.

YOO, R. H.; KIM, J. H.; MCCARTY, P. L.; BAE, J. H. Effect of temperature on the treatment of domestic wastewater with a staged anaerobic fluidized membrane bioreactor. **Water Science & Technology**, Londres, v. 69, n. 6, p. 1145-1150, 2014.

ZACARIAS SYLVESTRE, S. H.; LUX HOPPE, E. G.; OLIVEIRA, R. A. Removal of Total Coliforms, Thermotolerant Coliforms, and Helminth Eggs in Swine Production Wastewater Treated in Anaerobic and Aerobic Reactors. **International Journal of Microbiology (Print)**, v. 2014, p. 1-11, 2014.

ZAIAT, M.; VIEIRA, L. G. T.; CABRAL, A. K. A.; NARDI, I. R.; VELA, F. J.; FORESTI, E. Rational Basis for Designing Horizontal-Flow Anaerobic Immobilized Sludge (HAIS) Reactor for Wastewater Treatment. **Brazilian journal of chemical engineering**, vol. 14, p. 01-08, 1997.

ZAIAT, M. **Desenvolvimento de reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) para tratamento de águas residuárias**. 1996. 157 f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1996.

ZAIAT, M. **Desenvolvimento e análise de biorreatores anaeróbio contendo células imobilizadas para o tratamento de águas residuárias: reator anaeróbio horizontal de leito fixo e reator anaeróbio operado em bateladas sequenciais**. 2003. 122 f. Tese (Livre Docência) – Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2003.

ZAYED, G.; WINTER, J. Inhibition of methane production from whey by heavy metals - protective effect of sulfide. **Applied Microbiology and Biotechnology**, Heidelberg, v. 53, n. 6, p. 726-731, 2000.

ZENG, L.; XIAOMEI LI, X. Nutrient removal from anaerobically digested cattle manure by struvite precipitation. **Journal of Environmental Engineering and Science**, Cincinnati, v. 5, n. 4, p. 285–294, 2006. Disponível em: <<http://fdx.doi.org/10.1139/s05-027>>.

ZHANG, Y.; BANKS, C. J.; HEAVEN, S. Co-digestion of source segregated domestic food waste to improve process stability. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 114, p. 168–178, 2012.

ZHANG, B.; HE, P.J.; YE, N.F.; SHAO, L. M. Enhanced isomer purity of lactic acid from the non-sterile fermentation of kitchen wastes. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 99, n. 4, p. 855–862, 2008.

ZUO, Z.; WU, S.; ZHANG, W.; DONG, R. Effects of organic loading rate and effluent recirculation on the performance of two-stage anaerobic digestion of vegetable waste. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 146, p. 556–561, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.128>>.