

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP
CÂMPUS DE JABOTICABAL

**CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DA
BOVINOCULTURA DE LEITE E DO DESPOLPAMENTO DE
FRUTOS DO CAFEEIRO EM REATORES UASB EM DOIS
ESTÁGIOS**

Kleber Alves de Freitas

Biólogo

2019

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP

CÂMPUS DE JABOTICABAL

**CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DA
BOVINOCULTURA DE LEITE E DO DESPOLPAMENTO DE
FRUTOS DO CAFEEIRO EM REATORES UASB EM DOIS
ESTÁGIOS**

Discente: Kleber Alves de Freitas

**Orientador: Prof. Dr. Roberto Alves de Oliveira
Coorientadora: Profa. Dra. Rose Maria Duda**

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

2019

F866c

Freitas, Kleber Alves de

Co-digestão anaeróbia de águas residuárias da bovinocultura de leite e do
despolpamento de frutos do cafeeiro em reatores uasb em dois estágios /

Kleber Alves de Freitas. -- Jaboticabal, 2019

69 p. : il., tabs., fotos

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal

Orientador: Roberto Alves de Oliveira

Coorientadora: Rose Maria Duda

1. Upflow anaerobic sludge blanket reactors. 2. Manure. 3. Tratamento
efluente de águas residuais. 4. Microbiologia molecular. 5. Metano. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de Ciências
Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DA BOVINOCULTURA DE LEITE E DO DESPOLPAMENTO DE FRUTOS DO CAFEEIRO EM REATORES UASB EM DOIS ESTÁGIOS

AUTOR: KLEBER ALVES DE FREITAS

ORIENTADOR: ROBERTO ALVES DE OLIVEIRA

COORIENTADORA: ROSE MARIA DUDA

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em MICROBIOLOGIA AGROPECUÁRIA, pela Comissão Examinadora:



Prof. Dr. ROBERTO ALVES DE OLIVEIRA
Departamento de Engenharia Rural / FCAV / UNESP - Jaboticabal



Prof. Dr. EDSON APARECIDO ABDUL NOUR
Departamento de Saneamento e Ambiente / Universidade Estadual de Campinas/SP



Prof. Dr. RUBEN PABLO SCHOCKEN ITURRINO
Departamento de Patologia Veterinária / FCAV / UNESP - Jaboticabal

Jaboticabal, 25 de junho de 2019

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

Kleber Alves de Freitas – Filho de Osvaldo de Oliveira Freitas e Eunice Alves dos Santos de Oliveira Freitas, nascido em Matão, no Estado de São Paulo, no dia 28 de maio de 1984. Técnico em Química pela Escola Municipal Adelino Bordignon de Matão-SP, em dezembro de 2003. Graduado em Licenciatura e Bacharelado em Ciências Biológicas pela Faculdade de Taquaritinga (UNIESP) – SP, em dezembro de 2009. Atuação na iniciativa privada de 2006 a 2016, operando e comissionando estações de tratamento de efluentes sanitários e industriais com diferentes tecnologias sob as modalidades físico-química e biológica, além de apoio e contribuição na implantação e manutenção de sistema de gestão de qualidade e meio ambiente, obtenção e renovação de processos de licenciamento ambiental e outorgas, entre outras contribuições atribuídas ao setor. Em agosto de 2016 iniciou o curso de Pós-Graduação em Microbiologia Agropecuária, em nível de Mestrado, na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, da Universidade Estadual Paulista - UNESP, Jaboticabal - SP no Laboratório de Saneamento Ambiental (Departamento de Engenharia Rural), atuando na área de tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos e produção de biogás.

A toda minha **família**,
muito obrigado pelos ensinamentos,
pelo amor, carinho e incentivo. Amo muito vocês!!!

Aos meus queridos **amigos**,
agradeço pelo apoio, carinho e amor!!!

DEDICO E AGRADEÇO

AGRADECIMENTOS

À Deus, nos momentos mais difíceis, em todas as etapas deste estudo.

Ao Professor Dr. Roberto Alves de Oliveira pela orientação, pela confiança depositada e oportunidade de realização do curso de Pós-Graduação ao nível de Mestrado, pelos conselhos, pelas contribuições e pela dedicação à pesquisa.

À Professora Dra. Rose Maria Duda, pela co-orientação, por acreditar em mim, pelos conselhos, pelas inúmeras contribuições, pela paciência, convivência, pela incansável e insubstituível ajuda.

À Dra. Juliana Vantini, pela colaboração e apoio neste trabalho, pela amizade, pelos conselhos e orientações nas disciplinas ministradas.

A Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal, Universidade Estadual Paulista (FCAV/UNESP), em particular, o Laboratório de Saneamento Ambiental e o Departamento de Engenharia Rural, disponibilizando recursos e instalações para realizar este trabalho.

Aos funcionários da Secretaria de Pós-Graduação pela disposição e ajuda sempre prestada, em especial à Eliana, Márcia, Branca, Diego, Moyses e Nina pela simpatia e solicitude.

Aos professores do Curso de Pós-Graduação em Microbiologia Agropecuária da UNESP – FCAV, pelas disciplinas ministradas e pelo aprimoramento acadêmico.

Aos Funcionários do Departamento de Engenharia Rural: Ailton, Davi, Luis Cláudio, Maranhão, Tião, Valdecir e Debones pela amizade, convivência, conselhos e auxílios prestados.

À minha amiga de graduação Juliana Carla, suas irmãs Gisele e Mirela e seus pais pelo incentivo e acolhida na cidade no início desta jornada.

Também agradeço a Daniele, Luan, Larissa, Valciney, Áureo, Wilmar, Denis, Jorge, Alexandra (Lelê), Amanda e às mineirinhas inesquecíveis da minha vida, Renatinha e Stellinha, sentirei muita saudade de vocês! Obrigado pela amizade, companheirismo, ajuda e por todos os bons momentos que passamos juntos.

Aos meus pais Osvaldo e Eunice, meus irmãos Bianca, Lucas, Júnior, Carlos e meus sobrinhos Murillo, Maria Alice e Marcela e toda minha família, que a cada momento e vitória de minha vida, estiveram presentes, pelo apoio, por tudo que fizeram na vida para me proporcionar essa e outras tantas conquistas.

À fazenda “Da Lagoa” pelo fornecimento de água residuária obtida no processamento de café.

Muitíssimo obrigado a todos pela disposição e carinho para que este estudo fosse realizado.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

SUMÁRIO

SUMÁRIO	i
RESUMO	iii
ABSTRACT	iv
LISTA DE ABREVIATURAS	v
LISTA DE TABELAS	vi
LISTA DE FIGURAS	viii
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	3
2.1 Objetivo Geral	3
2.2 Objetivos Específicos	3
3 REVISÃO DE LITERATURA	4
3.1 Bovinocultura leiteira no Brasil	4
3.2 Café no mundo	7
3.2.1 Aspectos gerais	8
3.2.2 Processamento do café via úmida	9
3.2.3 Águas residuárias do processamento de café (ARC)	11
3.3 Digestão anaeróbia	12
3.3.1 Biogás	14
3.3.2 Co-digestão	15
4 MATERIAL E MÉTODOS	17
4.1 Local	17
4.2 Instalação Experimental	17
4.3 Afluente e lodo de inóculo	19
4.4 Condições de operação dos reatores	23
4.5 Ensaio e determinações no afluente, efluente, lodo e biogás	25
4.6 Análises físico e químicas	26
4.7 Produção de biogás	27
4.8 Informação do DNA genômico da microbiota do lodo	28
4.9 PCR quantitativa em tempo real (qPCR)	28
4.10 Análise estatística	29

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	30
5.1 Temperatura durante a operação do sistema.....	30
5.2 pH, alcalinidade, ácidos voláteis totais e nitrogênio amoniacal	31
5.3 Remoção de matéria orgânica e fenóis e produção de lodo.....	36
5.4 Produção de Metano	42
5.5 Macronutrientes e micronutrientes	45
5.6 Remoção de coliformes totais, fecais e parasitos.....	50
5.7 Microbiota dos principais grupos metanogênicos quantificados	53
6 CONCLUSÕES	57
REFERÊNCIAS.....	58
APÊNDICES	68

CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DA BOVINOCULTURA DE LEITE E DO DESPOLPAMENTO DE FRUTOS DO CAFEIRO EM REATORES UASB EM DOIS ESTÁGIOS

RESUMO – A co-digestão de água residuária da bovinocultura leiteira (ARBL) e água residuária do beneficiamento do café (ARC) em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodos (UASB, R1 e R2), em série, é inédita e importante para o desenvolvimento dos setores envolvidos. Foram utilizadas proporções de 100:0; 85:15, 70:30 e 50:50 de ARBL:ARC no afluente dos reatores UASB e aplicados tempo de detenção hidráulica (TDH) de 2 (R1) e 4 (R2) dias. Isto proporcionou cargas orgânicas volumétricas (COV) de 11,9 (valor médio obtido nos testes 1 e 2, sem adição de ARC); 12,9 (teste 3); 14,0 (teste 4) e 21,3 (teste 5) g DQO_{total} (L d)⁻¹ no R1. As maiores produções volumétricas de metano, de até 0,89 L CH₄ (L reator d)⁻¹ foram obtidas com COV de 14,0 g DQO (L d)⁻¹. As concentrações médias de fenóis totais no afluente variaram entre 6 e 132 mg L⁻¹ e as eficiências médias de remoção nos reatores UASB, em dois estágios, foram de 35 a 52% com concentração de 50 mg L⁻¹ para efluente do R2 após adição de ARC que contém elevadas concentrações de fenóis totais e apresentam toxicidade ao tratamento anaeróbio podendo afetar a estabilidade do processo. O sistema foi eficiente para remoção de ovos de helmintos. Os Domínios Bacteria e Archaea, as Ordens Methanobacteriales, Methanomicrobiales e Methanosarcinales e as Famílias Methanosaetaceae e Methanosarcinaceae se apresentaram de forma sincrônica e equilibrada na co-digestão anaeróbia dos resíduos estudados.

Palavras-chave: qPCR, arqueas metanogênicas, água residuária de café, dejetos bovinos

ANAEROBIC CO-DIGESTION OF WASTEWATERS OF DAIRY CATTLE MANURE AND COFFEE PROCESSING IN UASB REACTORS IN TWO STAGES

ABSTRACT – The co-digestion of dairy manure wastewater (DMW) and coffee processing wastewater (CPW) in up flow anaerobic sludge blanket (UASB, R1 and R2) in series is unprecedented and important for the development of the sectors involved. Proportions of 100: 0; 85:15, 70:30 and 50:50 DMW:CPW were used in the UASB reactors influent and applied hydraulic retention time (HRT) of 2 (R1) and 4 (R2) days. This provided organic loading rate (OLR) of 11.9 (mean value obtained in tests 1 and 2, without addition of CPW); 12.9 (test 3); 14.0 (test 4) and 21.3 (test 5) g COD_{total} (L d)⁻¹ on R1. The highest volumetric methane yields of up to 0.89 L CH₄ (L reactor d)⁻¹ were obtained with OLR of 14.0 g COD (L d)⁻¹. The mean concentrations of total phenols in the affluent ranged from 6-132 mg L⁻¹ and the mean removal efficiencies in two-stage UASB reactors were 35-52% with 50 mg L⁻¹ concentration for R2 effluent after addition of ARC containing high concentrations of total phenols and toxicity to anaerobic treatment may affect process stability. The system was efficient for removal of helminth eggs. The Bacteria and Archaea Domains, the Methanobacteriales, Methanomicrobiales and Methanosarcinales Orders, and the Methanosaetaceae and Methanosarcinaceae families were presented in a synchronic and balanced manner in the anaerobic co-digestion of the residues studied.

Keywords: qPCR, methanogenic archaea, coffee wastewater, dairy cattle

LISTA DE ABREVIATURAS

AI - Alcalinidade intermediária

AP - Alcalinidade parcial

ARBL - Água residuária da bovinocultura leiteira

ARC - Água residuária de café

AT - Alcalinidade total

AVT - Ácidos voláteis totais

AGV - Ácidos graxos voláteis

COV - Carga orgânica volumétrica

DA – Digestão anaeróbia

DQO - Demanda química de oxigênio

FT - Fenol total

N_{am} - Nitrogênio amoniacal

NTK - Nitrogênio Total Kjeldahl

P_{total} - Fósforo total

pH - Potencial hidrogeniônico

PMV - Produção volumétrica de metano

rDNA - Ácido desoxirribonucleico ribossomal

ST - Sólidos totais

SV - Sólidos voláteis

TDH - Tempo de detenção hidráulica

UASB - Upflow Anaerobic Sludge Blanket

LISTA DE TABELAS

TABELA 1. Valores de diâmetro, altura, volume total e útil dos reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), em série.	17
TABELA 2. Caracterização do esterco utilizado no experimento e fibra retida na peneira de 2,0 mm na preparação da ARBL; valores médios e coeficientes de variação (c.v.) das determinações de constituintes orgânicos e inorgânicos.	21
TABELA 3. Características das águas residuárias do processamento de café coletadas em duas safras, utilizadas durante o experimento.....	22
TABELA 4. Características do afluente dos reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), em série, durante os testes 1–5: proporção (V:V) de água residuária de café (ARC) e da bovinocultura leiteira (ARBL); valores médios e coeficientes de variação (c.v.) das determinações de constituintes orgânicos e inorgânicos.	23
TABELA 5. Condições operacionais dos reatores anaeróbios em série de alta taxa-UASB durante os testes 1–5.	24
TABELA 6. Exames e determinações, frequência e fontes das metodologias utilizadas nas amostras do afluente e efluente dos reatores anaeróbios UASB em série, R1 e R2 nos testes 1- 5.	26
TABELA 7. Valores médios e coeficientes de variação da temperatura (° C) do ar máxima, mínima e média durante a operação dos reatores anaeróbios UASB em série, R1 e R2.....	30
TABELA 8. Valores médios e coeficiente de variação (c.v. em %) do pH, ácidos voláteis totais (AVT), alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP), razão entre alcalinidade intermediária e parcial (AI / AP) e nitrogênio amoniacal (N_{am}) no afluente e efluente dos reatores UASB em série, R1 e R2 no tratamento de ARBL + ARC.....	32
TABELA 9. Valores médios e coeficiente de variação (c.v. em %) da demanda química total e dissolvida de oxigênio (DQO_{total} e DQO_{diss}), concentrações de sólidos suspensos totais e voláteis (SST e SSV), fenóis totais (FT) no afluente e efluente dos reatores UASB em série, R1 e R2 no tratamento de ARBL + ARC.....	37
TABELA 10. Valores médios de tempo retenção de sólidos (TRS) e taxa de carregamento de lodo (TCL) dos reatores UASB (R1 e R2) durante os testes 1–5.....	41

TABELA 11. Valores médios e coeficiente de variação (c.v.) do teor de metano no biogás, produção volumétrica de metano e produções específicas nos reatores UASB (R1 e R2) instalados em série.	43
TABELA 12. Concentrações (mg L^{-1}) e eficiência de remoção (%) dos macronutrientes NTK, P-total, K, Mg e Ca no afluente e efluente dos reatores UASB em série (R1 e R2) no tratamento anaeróbio mesofílico de ABRL e ARC.	47
TABELA 13. Concentrações (mg L^{-1}) e eficiência de remoção (%) dos micronutrientes Fe, Zn, Cu e Mn no afluente e efluente dos reatores UASB em série (R1 e R2) no tratamento anaeróbio mesofílico de ABRL e ARC.....	48
TABELA 14. Relação ($\text{mg g DQO}_{\text{removida}}^{-1}$) dos micronutrientes Fe, Zn, Cu e Mn no afluente dos reatores UASB em série (R1 e R2) no tratamento anaeróbio mesofílico de ABRL e ARC e coeficiente de variação (c.v.).....	49
TABELA 15. Proporção de nutrientes (DQO:N:P) e Relação ($\text{mg g DQO}_{\text{removida}}^{-1}$) dos macronutrientes K, Mg e Ca no afluente dos reatores UASB em série (R1 e R2) no tratamento anaeróbio mesofílico de ABRL e ARC e coeficiente de variação (c.v.).....	50
TABELA 16. Valores médios de coliformes totais e termotolerantes nos afluentes e efluentes, e eficiências de remoção nos reatores anaeróbios de alta taxa com manta de lodo fluxo ascendente em série (UASB) (R1 e R2), no final dos testes 2 e 4.	51
TABELA 17. Parasitos encontrados em dois reatores anaeróbios de alta taxa com manta de lodo fluxo ascendente em série (UASB) durante os testes 1 -5.	52

LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 1.** Foto do sistema Free-Stall localizado na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da Universidade Estadual Paulista - UNESP, em Jaboticabal-SP.6
- FIGURA 2.** Fluxograma para tratamento biológico anaeróbio água residuária de bovinocultura de leite (ARBL).....7
- FIGURA 3.** Modalidades do beneficiamento do café (Fonte: EMATER, 2016) 10
- FIGURA 4.** Representação esquemática do sistema de tratamento da co-digestão anaeróbia de águas residuárias da bovinocultura de leite e do despolpamento de frutos do cafeeiro em dois reatores anaeróbios de alta taxa com manta de lodo e fluxo ascendente (UASB) - R1 e R2..... 18
- FIGURA 5.** Foto do sistema de tratamento da co-digestão anaeróbia de águas residuárias da bovinocultura de leite e do despolpamento de frutos do cafeeiro em dois reatores anaeróbios de alta taxa com manta de lodo e fluxo ascendente (UASB) - R1 e R2 e seus respectivos gasômetros..... 19
- FIGURA 6.** Foto do sistema de semi-confinamento localizado na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da Universidade Estadual Paulista - UNESP, em Jaboticabal-SP.20
- FIGURA 7.** Foto do esquema de preparo da água residuária da bovinocultura cultura leiteira (ARBL) utilizada nos testes 1 e 2.....20
- FIGURA 8.** Água residuária obtida no processamento do café (despolpamento do café cereja) na fazenda “Da Lagoa”, Pedregulho-SP.22
- FIGURA 9.** Valores de variação da temperatura (°C) do ar máxima, mínima e média durante a operação dos reatores anaeróbios UASB, em série, R1 e R2.31
- FIGURA 10.** Valores de pH, alcalinidade total (AT) e parcial (AP) no afluente e efluentes dos reatores anaeróbios UASB, em série, R1 e R2.....34
- FIGURA 11.** Relação Al/AP, valores de ácidos voláteis totais (AVT), nitrogênio amoniacal (Nam) no afluente e efluentes dos reatores anaeróbios UASB, em série, R1 e R2.35
- FIGURA 12.** Eficiência média de remoção da demanda química total e dissolvida de oxigênio (a - DQO_{total} e b- DQO_{diss}) em sistema de tratamento anaeróbio (UASB) instalados em série (R1 e R2), durante os testes 1 (100% ARBL

- partida), 2 (100% ARBL), 3 (85% ARBL: 15% ARC) , 4 (70% ARBL: 30% ARC) e 5 (50% ARBL: 50% ARC).....38

FIGURA 13. Produção volumétrica de metano e carga orgânica volumétrica (COV) dos reatores UASB instalados em série (R1 e R2), durante os testes 1 (100% ARBL - partida), 2 (100% ARBL), 3 (85% ARBL: 15% ARC), 4 (70% ARBL: 30% ARC) e 5 (50% ARBL: 50% ARC).44

FIGURA 14. Valores médios da relação SV/ST no lodo coletado no R1 e R2 (P1-P4), durante os testes 1 (100% ARBL - partida), 2 (100% ARBL), 3 (85% ARBL: 15% ARC), 4 (70% ARBL: 30% ARC) e 5 (50% ARBL: 50% ARC).40

FIGURA 15. Carga biológica no sistema durante a operação para os reatores anaeróbios UASB, em série, R1 e R2.42

FIGURA 16. Produção volumétrica de metano e carga orgânica volumétrica (COV) dos reatores UASB instalados em série (R1 e R2), durante os testes 1 (100% ARBL - partida), 2 (100% ARBL), 3 (85% ARBL: 15% ARC), 4 (70% ARBL: 30% ARC) e 5 (50% ARBL: 50% ARC).44

FIGURA 17. Produção volumétrica de metano nos reatores UASB instalados em série (R1 e R2), durante os testes 1 (100% ARBL - partida), 2 (100% ARBL), 3 (85% ARBL: 15% ARC), 4 (70% ARBL: 30% ARC) e 5 (50% ARBL: 50% ARC).45

FIGURA 18. Real time quantitativo do lodo dos reatores anaeróbios (R1 e R2) UASB tratando co-digestão de bovinocultura de leite e águas residuárias de café. Número de cópias do gene 16S rDNA dos principais grupos microbianos da digestão anaeróbia.....54

1. INTRODUÇÃO

As atividades agropecuárias apresentam crescimento econômico e social notável em todo o mundo (Kumari et. al., 2018). Dentre elas, se destacam a bovinocultura de leite e a produção de café, que podem ser integradas. No Brasil, no Estado de Minas Gerais que é o maior produtor de café, de 21 a 27% da renda bruta dos produtores de café provém da atividade da bovinocultura de leite (Vilela, 2010).

Os sistemas de confinamento para produção de leite têm aumentado mundialmente, proporcionando elevado ganho em produtividade (Silva e Roston, 2010). No entanto, existe a necessidade de manejo para os resíduos sólidos e líquidos gerados nesta atividade, minimizando os riscos de poluição difusa, principalmente em áreas com região de lagos, onde a proteção dos recursos hídricos superficiais é uma prioridade (Miranda et al., 2016). O setor também é responsável por 4% das emissões globais antropogênicas de gases do efeito estufa. Uma das alternativas para o manejo desses resíduos, para a proteção ambiental e a produção de energia, é a utilização de processos biológicos para estabilização da matéria orgânica (Matos, 2010; Grooms et al., 2015).

A produção de café no Brasil na safra de 2017/2018 foi de aproximadamente de 44,97 e 58,04 milhões de sacas de 60 kg do produto beneficiado para as espécies arábica e conilon (Conab, 2018). Durante o processo de beneficiamento do café por via úmida, que ocorre no período de maio a agosto, os frutos de café na pós-colheita são lavados e despulpados para remover a casca e a mucilagem, prática mais utilizada no mundo e quem vem sendo adotada no Brasil com maior frequência, frente a indisponibilidade de área para o processamento por via seca e aumento do valor agregado ao produto e inibição da fermentação, produzindo bebidas de melhor qualidade (Mesquita et al., 2016). Neste processamento obtêm-se redução considerável nos gastos de energia durante o processo de secagem (secadores térmicos), além de elevar a qualidade da bebida. No entanto, são gerados grandes volumes de águas residuárias, de 5 a 15 litros por quilograma de café despulpado. Essas águas residuárias, são ricas em material orgânico e outros constituintes orgânicos em suspensão (Beyene et al., 2014). A demanda química de

oxigênio, sólidos suspensos totais e fenóis neste resíduo são de aproximadamente 50.000 mg L⁻¹ (Hue, 2004 apud Beyene et al., 2014), 3.119 mg L⁻¹ e 99,2 mg L⁻¹ (Young e Rivera, 1985 apud Bruno, 2008), respectivamente.

A digestão anaeróbia é uma excelente alternativa para minimizar os impactos ambientais dessas águas residuárias, de baixo custo, robusta e os sistemas anaeróbios modernos vêm apresentando melhoria, com altas remoções de material orgânico por microrganismos em condições livre de oxigênio e produção de biogás, baixa produção de lodo, pequena demanda de área, entre outras vantagens (Duda e Oliveira, 2011). O biogás é uma fonte de energia renovável que pode ser utilizada para gerar calor, eletricidade e biometano (Huang et al., 2016).

Sendo assim, a co-digestão anaeróbia das águas residuárias da bovinocultura de leite com a água residuária gerada no processamento do café por via úmida podem ser uma estratégia interessante durante o período de colheita do café. A água residuária de café (ARC), rica em matéria orgânica fermentescível e elevada concentração de fenóis totais pode provocar acidificação nos reatores anaeróbios em virtude do acúmulo de ácidos (Jiang et al., 2013) e toxicidade ao processo e a co-digestão pode promover o equilíbrio na relação C/N, diluição de substâncias tóxicas, balanço de nutrientes, sinergia entre microrganismos, aumento da carga orgânica biodegradável, o que favorece o tratamento por via biológica (Mshandete et al., 2004; Parawira et al., 2004; Shah et al., 2014). Outro fator importante é a melhoria da qualidade do biogás, com o aumento da produção volumétrica de metano (Corro et al., 2013; Zhang et al., 2016).

O processo de digestão anaeróbia (DA) é facilitado por um consórcio microbiano composto por membros dos domínios Bacteria e Archaea que por meio da decomposição biótica convertem matéria orgânica complexa em biogás (Jonge et al., 2017). O entendimento da sinergia e quantificação dos principais grupos microbianos presentes na co-digestão anaeróbia de águas residuárias da bovinocultura de leite (ARBL) e das águas residuárias de café (ARC) é inédito e torna-se relevante para futuras pesquisas na área.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Realizar a co-digestão anaeróbia das águas residuárias da bovinocultura de leite e das águas residuárias do despulpamento dos frutos do cafeeiro, em dois reatores UASB em série, avaliando a produção volumétrica de biogás e a qualidade do efluente.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar o desempenho dos reatores UASB em série, R1 e R2, na monodigestão no tratamento das águas residuárias da bovinocultura (ARBL) e na co-digestão de ARBL e águas residuárias do despulpamento dos frutos do cafeeiro (ARC) nas proporções de 100:0, 85:15, 70:30 e 50:50 (ARBL:ARC), respectivamente.

- Avaliar a remoção de coliformes totais e termotolerantes e ovos de helmintos no efluente obtido nos processos de mono e co-digestão anaeróbia, com os reatores UASB em série.

- Quantificar utilizando a técnica qPCR (cópias do gene 16S rDNA/ g SV) principais grupos microbianos pertencentes ao domínio Bacteria e Archaea, das ordens Methanobacteriales, Methanomicrobiales, Methanosarcinales e das famílias Methanosarcinaceae e Methanosaetaceae no lodo dos reatores UASB, no lodo no início e no fim do experimento.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Bovinocultura leiteira no Brasil

A atividade leiteira brasileira evoluiu de forma contínua nas últimas quatro décadas, resultando no crescimento consistente da produção, que colocou o país como um dos principais do setor no mundo. De 1974 a 2014, a produção quadruplicou, passando de 7,1 bilhões para mais de 35,1 bilhões de litros de leite. O mercado teve uma retração em 2015 e 2016 devido à crise econômica e outros fatores associados, porém em 2017 a produção foi reestabelecida, colocando o Brasil atualmente como o quarto maior produtor mundial de leite, com 35,1 bilhões de litros/ano (EMBRAPA, 2018).

O número de vacas em ordenha no país em 2017 girou em torno de 18,6 milhões de cabeças. O maior número de vacas ordenhadas estava em Minas Gerais (4,6 milhões de cabeças), o segundo maior plantel estava na região sul com 1,4 milhões de cabeças em cada estado, seguido das regiões Nordeste (3,2 milhões de cabeças) e Centro-Oeste (2,7 milhões de cabeças) (EMBRAPA, 2018).

A produtividade por vaca, durante um ano pode ser um indicativo de desenvolvimento da pecuária leiteira, que está associada a genética da raça e sistemas de manejo. A produtividade média anual de leite por vaca no Brasil foi de 1.779 litros, em 2017, correspondendo a um crescimento de 16 % em relação à observada em 2014 (1.525 litros). Nos três estados do Sul observa-se que a média foi de 3.049 litros/vaca e em Minas Gerais, Goiás e São Paulo a produção por animal foi semelhante à média brasileira, de 1.415 litros, indicando que a atividade, em média, é desenvolvida em sistemas de produção com animais e alimentação pouco especializados (EMBRAPA, 2018).

No Brasil, utilizam-se diversos sistemas de manejo para a produção de leite, desde os mais rudimentares até os de tecnologias mais modernas. Há uma grande diferença entre os sistemas adotados pelos pequenos, médios e grandes produtores, além dos produtores de subsistência (Gomes e Zoccal, 2001). Porém, a maioria se caracteriza por baixo nível de informação dos produtores, produtores não especializados, baixa produtividade e baixos volumes de produção (Borges et al., 2016).

De acordo com Embrapa (2008) apenas 3% do rebanho bovino brasileiro é criado em regime de confinamento, havendo uma predominância do manejo extensivo da criação, embora haja uma tendência ao aumento do número de confinamentos.

As vacas leiteiras produzem maiores volumes de dejetos que o gado de corte e mesmo onde não há confinamento, há sempre uma retenção dos animais em estábulos e, portanto, há também acúmulos de dejetos (fezes e urina) nestes locais, restos de alimentos e ainda resíduos da lavagem dos equipamentos necessários para a retirada do leite (Roston, 2001). A produção diária de esterco fresco (sólidos e líquidos) de vacas leiteiras varia principalmente em função do tipo e idade biológica do animal (vaca leiteira, novilha, boi, bezerro, entre outros) e sua alimentação (Adhikari et al. 2005; Xavier, 2009). Para Generoso (2001) esses dejetos representam de 8 a 11% do peso vivo do animal. Van Horn et al. (1994), observou que do total da energia ingerida pelas 25 vacas, 33% é eliminada, através dos dejetos.

Em confinamentos de vacas leiteiras, o manejo dos dejetos geralmente é realizado a partir da lavagem do piso tornando-o mais diluído, como observado no levantamento realizado por Smith et al. (2001). Nessa forma, os dejetos apresentam cerca de 5-6% de sólidos totais (ST) (Junqueira, 2011; Toumi et al., 2015). Os fatores que podem influenciar a quantidade de dejetos são o sistema de produção, o clima e o período do ano, o peso corporal dos animais, o estado fisiológico (Van Horn et al., 1994) e o nível de produção das vacas (Wilkerson et al., 1997). Estruturas como Free stall (**Figura 1**) são utilizadas para confinamento de rebanho leiteiro, que consiste em áreas com camas individualizadas, corredores de acesso e pistas de trato.



FIGURA 1. Foto do sistema Free-Stall localizado na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da Universidade Estadual Paulista - UNESP, em Jaboticabal-SP.

A aplicação direta no solo de dejetos não tratados deve ser evitada, pois de acordo com Barbosa e Langer (2011) um dos principais impactos causados pelo despejo inadequado dos dejetos de animais é a contaminação de cursos de água, e o escoamento superficial em pastagens e lavouras adubadas com dejetos. Esses dejetos, se não dispostos no meio de forma adequada podem contribuir para a contaminação do ar por liberação de amônia, CH_4 , compostos que causam odores, além da contaminação do solo e de águas superficiais e subterrâneas, por lixiviação de macro e micronutrientes, dentre os quais os de maior preocupação são o nitrogênio (N) e o fósforo (P) (Smith et al., 2001; Pedreira e Primavesi, 2006). Xavier (2009) caracterizou os dejetos de vacas da raça Holandesa em lactação confinadas e recebendo dietas contendo concentrado e volumoso de silagem de milho concluindo que as médias dos nutrientes nitrogênio, fósforo e potássio foram em média 2,52; 1,71 e 1,22%, com base na MS, respectivamente.

Segundo Santos e Nogueira (2012), a produção de biogás resultante da fermentação de 1 kg de esterco bovino fica entre 0,039 a 0,040 m^3 . Ferreira (2013) encontrou resultados de 0,6266 m^3 de biogás por kg de sólidos totais adicionados com separação da fração sólida de dejetos de vacas em biodigestores contínuos.

A obtenção do biometano nos processos biológicos de reciclagem pode atender algumas necessidades básicas dos produtores rurais e apresenta ainda propriedades combustíveis que podem ser aproveitadas na geração de energia além da destinação da grande quantidade de resíduos produzidos e o efluente biodigerido pode ser utilizado como adubo para os cultivos devido as suas propriedades fertilizantes (Ferreira, 2013; Montoya et al., 2017).

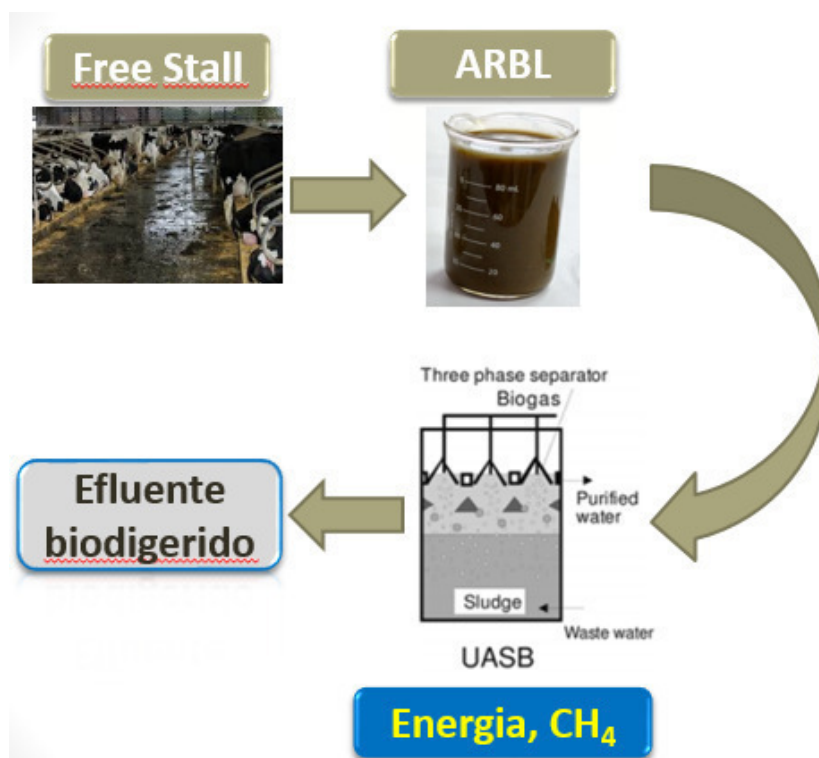


Figura 2. Fluxograma para tratamento biológico anaeróbio água residual de bovinocultura de leite (ARBL).

3.2 Café no mundo

O café é um dos produtos mais cultivados mundialmente e uma das bebidas mais consumidas. Em 2018 foram produzidas mais de 10 milhões de toneladas de café no mundo, sendo o Brasil, o maior produtor e exportador mundial com cerca de 37 % da produção e 27 % da exportação (ICO, 2018).

Segundo CONAB (2018), o Brasil produziu 61,7 milhões de sacas de 60 kg de café Arábica e Conilon, representando um crescimento de 37% em relação ao ano

anterior, com uma produtividade de 33,07 sacas ha⁻¹ e uma área cultivada de 2.158,5 mil ha.

O café pode ser processado através das vias seca ou úmida, porém a via úmida valoriza mais o café, uma vez que melhora sua qualidade e conserva as propriedades do produto. Este método de processamento, no entanto, requer um elevado grau de conhecimento do processo e pode poluir as águas superficiais, em virtude da produção de águas residuárias (Selvamurugan et al., 2010).

3.2.1 Aspectos gerais

O café é uma importante cultura pertencente à família Rubiaceae. Os membros Rubiaceae são em grande parte tropicais ou subtropicais, englobando cerca de 400 gêneros e de 4800 a 5000 espécies (Murthy e Naidu, 2012). Somente duas espécies são comercialmente produzidas, a *Coffea arabica* (Arábica), considerado um café mais fino e com melhor aroma e sabor, provendo 60% da produção mundial; e a *Coffea canephora* (Conilon), com sabor mais neutro, embora mais resistente a pragas, com 40% da produção mundial. No Brasil, 76,9% da produção foi derivada de cultivares Arábica e o restante, 23,1% do Conilon (CONAB, 2018).

O fruto de café é formado da camada mais externa até o grão por: casca ou polpa (epicarpo), mucilagem (mesocarpo), pergaminho (endocarpo), película prateada (espermoderma) e grão de café (endosperma). Para a obtenção do grão é necessário a remoção da polpa e da mucilagem mediante processamentos pós-coleta úmidos ou secos. A via seca é comumente utilizada principalmente para o despulpamento do café Conilon, pois é uma tecnologia mais simples que a via úmida, a qual é preferida para café tipo Arábica (Mussatto et al., 2011).

A produção mundial do café gera grandes quantidades de resíduos, já que o grão maduro representa somente 20% do volume total da fruta. Portanto no processamento do café, 80% do volume processado correspondem a resíduos, que constituem um risco para a saúde e o ambiente quando destinados inadequadamente (Orozco et al., 2005). Estima-se que mundialmente são geradas aproximadamente 225 milhões de toneladas de águas residuárias (25 toneladas de

águas residuárias por tonelada de grãos de café) e 9,9 milhões de toneladas de resíduos sólidos (Dias et al., 2014).

3.2.2 Processamento do café via úmida

O beneficiamento do café utilizando a via úmida melhora a aparência visual, assim como, a qualidade dos grãos, em virtude da remoção de terpenos e polifenóis, os quais são responsáveis pelo seu amadurecimento e também diminui os custos e espaço ocupado no terreno relacionado com a secagem, porém, apresenta como desvantagem, a necessidade de grandes quantidades de água no processo (Ferreira e Montenegro, 2010).

A via úmida inclui o despulpamento, fermentação, lavagem e secagem dos grãos. No despulpamento do fruto do café maduro, também intitulado de “cereja”, a polpa é removida rapidamente após a colheita. Posteriormente, a mucilagem (mesocarpo) é retirada através da fermentação de grãos em tanques ou por processos mecânicos. Posteriormente, inicia-se a fermentação, que varia de 12 a 36 horas dependendo da temperatura para permitir a geração de compostos voláteis mediante a combinação da atividade microbiológica e enzimática endógena, própria da mucilagem, resultando numa qualidade de aroma melhor. Após o processo de fermentação, inicia-se a lavagem do grão, que tem como objetivo eliminar completamente a mucilagem do grão. Finalmente, os grãos de café são secos ao sol de 8 a 10 dias, dependendo das condições climáticas ou em secadores mecânicos (Mussatto et al., 2011; Munga, 2014).

Como dito anteriormente, a utilização do processamento do café através da via úmida influi diretamente na melhoria da qualidade e sabor do produto final; incluindo as características de corpo, acidez e doçura do café (Murthy e Naidu, 2012), porém, nas etapas de despulpamento, fermentação e lavagem são gerados grandes volumes de ARC, que se convertem em um subproduto importante com poucas aplicações e com grande potencial poluidor, necessitando de tratamento prévio antes de sua disposição final.

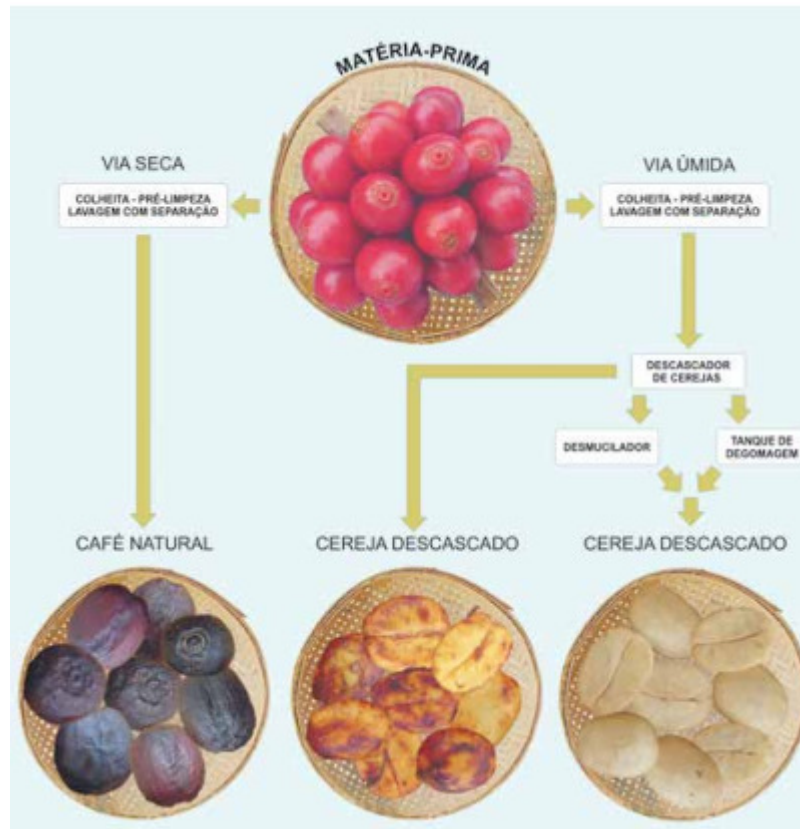


Figura 3. Modalidades do beneficiamento do café (Fonte: EMATER, 2016)

Atualmente cresce a utilização do processamento por via úmida para a produção do café no mundo, por exemplo, na Índia, aproximadamente 70 a 80% do café Arábica e de 10 a 15% do café Conilon (Robusta) é processado utilizando esta modalidade. São necessários aproximadamente 4 litros de água para cada litro de café lavado e despolpado, gerando-se $2,078 \times 10^6 \text{ m}^3$ por ano de águas residuárias, sendo que $1,428 \times 10^6 \text{ m}^3$ é a contribuição de processamento úmido do café arábica e $0,65 \times 10^6 \text{ m}^3$ por processamento de café Conilon, apresentando assim elevado potencial poluidor (Pereira et al., 1995; Kulandaivelu e Bhat, 2012).

A quantidade de águas residuárias geradas no beneficiamento do café por via úmida é variável. Nas técnicas tradicionais, utiliza-se até 20 m^3 por tonelada de café cereja para a lavagem total dos grãos sem reciclagem (Mburu et al., 1999), mas atualmente existem equipamentos para remoção mecânica da mucilagem que utilizam somente 1 m^3 de água por tonelada de grãos café cereja processada (sem acabamento, fermentação e lavagem) na semi-lavagem do café.

3.2.3 Águas residuárias do processamento de café (ARC)

As águas residuárias geradas no processamento do café por via úmida possuem pH ácido, cor e odor inaceitável, elevada DBO, DQO, além de altas concentrações de material orgânico suspenso e dissolvido e presença de material inorgânico e compostos tóxicos (Kulandaivelu e Bhat, 2012).

As maiores frações de matéria orgânica encontrada nas ARC advêm do despulpamento dos grãos de café, quando o mesocarpo é removido e a mucilagem que o rodeia é parcialmente desintegrado. A água de despulpa também contém açúcares, como a frutose, glicose e galactose que são rapidamente fermentados, componentes da polpa e mucilagem que contém principalmente celulose, hemicelulose, pectinas e polissacarídeos; além de polifenóis (ácido clorogênico e caféico), tanino, cafeína, e pequenas quantidades de corantes naturais (antocianinas) e lipídeos (Zambrano et al., 1999; Dias et al., 2014).

Nos efluentes do processamento do café por via úmida foi observado por Campos et. al. (2010) e Kulandaivelu e Bhat (2012), a DQO entre 9.010 e 20.000 mg L⁻¹ O₂, e compostos fenólicos com concentrações de até 954,2 mg L⁻¹, considerados tóxicos, porque atuam inibindo as atividades dos microrganismos, vegetais e animais.

AS ARC geralmente são descarregadas em corpos d'água ocasionando morte dos organismos aquáticos, contaminação das águas com compostos tóxicos, como o fenol, consumo do oxigênio dissolvido e processos de eutrofização, em virtude das altas concentrações de nitrogênio (Bruno, 2011a). As ARC ainda são utilizadas em fertirrigação em virtude da escassez de água. Para a utilização na irrigação, normalmente as ARC são armazenadas em lagoas sem impermeabilização e instalações agrícolas rudimentares, contribuindo para a acidificação e a deterioração do solo (Kulandaivelu e Bhat, 2012).

Atualmente não existe uma legislação que controle o lançamento ou reuso das ARC. A resolução número 357 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA 17/03/2005) classifica os corpos da água e estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, tornando-se uma ferramenta utilizada para determinar os valores dos parâmetros físico-químicos dos efluentes para o seu lançamento.

A concentração máxima de fenóis totais em efluentes a serem lançados em corpos receptores de acordo com a resolução número 430 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA 13/05/2011) que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes deve ser $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ e a concentração nos corpos receptores classe 1 e 2, 3 e 4 devem ser inferiores a 0,003, 0,01 e 1, respectivamente. A interessante estratégia para destinação das ARC é o reuso como substrato em diferentes processos que permitem a produção de compostos de interesse econômico, como biogás, água para fertirrigação ou adubo orgânico (Bonilla, 2014) e a tecnologia interessante que permite o melhoramento da qualidade dos efluentes e a produção de energia é a digestão anaeróbia.

3.3 Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia (DA) possui as etapas de hidrólise, acidogenese, acetogenese e metanogenese. Na primeira etapa, substâncias orgânicas complexas que não podem ser diretamente utilizadas pelas bactérias são decompostas em monômeros solúveis com o auxílio de enzimas hidrolíticas extracelulares de bactérias hidrolíticas. Na acidogenese, também chamada de fermentação ocorre o metabolismo intermediário do substrato como um aceptor de elétrons. Neste processo, as bactérias fermentativas acidogênicas convertem monômeros solúveis em produtos terminais, como os ácidos graxos voláteis (AGV), acompanhado pela produção de biomassa. Na terceira etapa, os microrganismos acetogênicos produtores de hidrogênio metabolizam os subprodutos hidrolizados em ácido acético com o rendimento de hidrogênio e carboidrato. Um pequeno número de bactérias homo-acetogênicas utiliza CO_2/H_2 como substratos para formar ácido acético. Finalmente, os produtos da acidificação (como ácido acético, ácido fórmico, CO_2/H_2 , etc.) são transformados em metano por microrganismos metanogênicos estritamente anaeróbios. A metanogenese é um fenômeno complexo realizado pela ação sinérgica de várias espécies bacterianas mesofílicas (Li et al., 2019).

Na DA, devido à limitação de oxigênio, muitos microrganismos oxidam substâncias orgânicas em uma condição limitada e então criam um equilíbrio da reação oxidativa e redutora. As principais espécies para a produção de metano são as metanogênicas, portanto, a manutenção de sua atividade é um pré-requisito para

o aprimoramento do metano. As metanogênicas devem ser mantidas em uma condição estável devido à baixa adaptação à variação do pH e o pH ótimo para elas é de 6,5 a 7,5. Um ambiente anaeróbio é uma das condições básicas para o crescimento de metanogênicos estritamente anaeróbios utilizando o potencial Redox (ORP) como base de seleção (Xin et al., 2018). A taxa de carregamento orgânico reflete diretamente o equilíbrio entre o substrato e os microrganismos que também precisam ser regulados para manter o equilíbrio entre a acidificação e a metanogênese (Kouas et al., 2018). A faixa de temperatura adequada é grande porque microrganismos metanogênicos na fase metanogênica limitante da velocidade são essencialmente divididos em grupos mesofílicos (Mb. Bryantii, Sra Barkeri e Mc. Vanniellii) e termofílicos (Mt. thermophila e a Sra thermophila) (Pang et al., 2018; Zou et al., 2018; Wan et al., 2018). No tratamento biológico, devido à estreita relação entre o substrato e os microrganismos, notou-se que a notável eficiência do tratamento biológico acompanha a alta concentração de lodo. Devido à transferência de massa no substrato, sua acessibilidade para os metanogênicos é um fator chave para a metanogênese. Além disso, nutrientes e elementos traços em quantidades suficientes são indispensáveis e presença de substâncias inibidoras causam influência prejudicial para a digestão anaeróbia (Eftaxias et al, 2018; Zhang et al., 2018).

A digestão anaeróbia é um processo que os resíduos são transformados em energia, que, no entanto, é consumida na DA. Portanto, a energia de entrada deve ser menor que a energia de saída para que esse tratamento biológico faça sentido. O metano é considerado uma energia renovável com elevado poder econômico no mercado emergente que pode ser transformada em energia elétrica, energia térmica e assim por diante. O potencial de recuperação de energia de diferentes substratos é diverso entre si. Assim, o aumento da eficiência na geração de metano a partir de diferentes substratos é equivalente a uma maior recuperação de energia na digestão anaeróbia. Além disso, a energia térmica produzida pelo metano pode ser utilizada no processo de digestão anaeróbia para ajustar a temperatura que é o fator que afeta a atividade microbiana anaeróbia .e eficiência de digestão anaeróbia que diminui o consumo de energia para o calor. Devido aos seus baixos custos de investimento e gerenciamento, a digestão anaeróbia é a melhor opção para geração

de energia . Devido à inadequação da recuperação de energia dos resíduos, são adotadas estratégias para elevar o rendimento de metano para implementar o uso circular de recursos e obter mais produção de energia (Li et al., 2019).

3.3.1 Biogás

O biogás obtido da decomposição anaeróbia da matéria orgânica é considerado um biocombustível renovável, constituído principalmente de metano (CH_4) e gás carbônico (CO_2). O metano, principal gás presente no biogás, é um combustível gasoso de alto poder calorífico na ordem de 50 a 80% e deve ser evitado seu lançamento direto na atmosfera, pois, este intensifica o efeito do aquecimento global.

Isto se deve ao seu poder de absorção da radiação solar, que é cerca de 21 vezes maior quando comparado ao gás carbônico. Além disso, possui seu ciclo de carbono fechado, ou seja, o carbono lançado na atmosfera, resultante do processo de combustão, é reabsorvido novamente em alguma etapa da formação do combustível, por isso o biogás é considerado renovável (Junqueira, 2011; Butler e Montzka, 2014).

O biogás pode ser convertido em energia elétrica e térmica. A conversão para a energia elétrica conta com auxílio de diversas tecnologias disponíveis, sendo possível seu melhor aproveitamento em microturbinas e geradores específicos, podendo apresentar bons rendimentos energéticos se forem utilizados para fins de geração e cogeração. As microturbinas e geradores modernos podem operar com o biogás recolhido diretamente do biodigestor, sem a necessidade de prévio tratamento, reduzindo custos (Hirano e Silva, 2014).

A energia elétrica produzida pode ser utilizada na própria propriedade, podendo tornar o proprietário autossuficiente, reduzindo os custos de produção, ou pode ser repassada às concessionárias de energia, através do Sistema de Compensação de Energia, gerando créditos a serem compensados nas faturas de energia elétrica (Hirano e Silva, 2014; Daniel, 2015).

3.3.2 Co-digestão

De acordo com Álvarez et al. (2010), o processo de co-digestão é definido como o tratamento anaeróbio de uma mistura de pelo menos dois tipos diferentes de resíduos, com o objetivo de melhorar a eficiência do processo de digestão com maior rendimento de biogás. Para tanto, se torna necessário e muito importante determinar a melhor fração de mistura, a fim de maximizar a produção de biogás e evitando os riscos de inibição no sistema através da conversão dos ácidos orgânicos em metano.

A digestão conjunta, ou co-digestão dos dejetos originados com a produção animal e resíduos agroindustriais é uma técnica atual que, segundo Mata-Alvarez et al. (2014) vem sendo explorada intensamente devido às características individuais destes resíduos e à melhoria que ocorre quando em associação. Segundo Rodríguez et al. (2012), o ponto principal para o sucesso do processo neste processo é equilibrar vários parâmetros na mistura dos co-substratos, onde se pode destacar: a relação C:N, pH, diluição de inibidores/compostos tóxicos e disponibilização de macro e micronutrientes.

Dentre os benefícios desta técnica estão a melhoria da relação custo benefício das unidades de tratamento derivada do tratamento de maior variedade de resíduos; maior eficiência da degradação do substrato derivado da ocorrência de efeitos sinérgicos e do fato do conteúdo de nutrientes e umidade estar mais próximos dos valores ótimos (Mata-Alvarez et al., 2014). Além disso melhorar a produção do biogás aumentando o seu rendimento (Yao et al., 2014; Belle et al., 2015).

Na literatura, nota-se que há um aumento na produção de metano e demais gases oriundos do processo anaeróbio, quando se utilizam outros substratos como co-digestores. Como mostram Sagula (2012) com cama de frango e caldo de cana-de-açúcar, Nogueira (2013) com dejetos de bovinos e cana-de-açúcar triturada, Costa (2014) com dejetos de suínos e bovinos, Ferrarez et al. (2015), com dejetos de suínos e resíduos vegetais e Fernandes (2016) com dejetos de bovinos leiteiros e água residuárias de laticínio.

Os rendimentos da biodigestão anaeróbia dos dejetos de bovinos, quando utilizados como único componente dos substratos, foram avaliados em ensaio realizado por Orrico Júnior et al. (2012), que verificaram valores de até 0,37 m³ de biogás e 0,25 m³ de metano por kg de sólidos voláteis (SV) adicionado. Estes valores podem ser aumentados, quando os resíduos lipídicos atuam em conjunto com os dejetos de bovinos, incrementando em até 41,1% os rendimentos de biogás e metano (Zhang et al., 2013). 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 LCH₄ (kg SV⁻¹) para 186,8 LCH₄ (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 LCH₄ (kg SV⁻¹).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Local

A pesquisa foi desenvolvida nas instalações experimentais do Laboratório de Saneamento Ambiental, do Departamento de Engenharia Rural da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Câmpus de Jaboticabal, da Universidade Estadual Paulista – UNESP. As coordenadas geográficas do local são: latitude de 21°15'22" S; 48°18'58" W e altitude de 575 m. O clima da região, segundo classificação de Koppen, é Cwa (subtropical úmido, seco no inverno e com chuvas no verão) e temperatura média anual de 22,3 °C (UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA, 2018).

4.2 Instalação Experimental

A instalação experimental foi composta por dois reatores UASB, instalados em série, com volumes de 20 L (R1) e 40 L (R2), construídos em PVC (**Tabela 1**). O separador de fases não convencional na forma de Y (**Figuras 4 e 5**), com ângulo de 45° em relação à vertical foi construído conforme proposto por Cavalcanti et al. (1999). O afluente foi armazenado em reservatório de 20 L e a alimentação do R1 foi mantida através de bomba de diafragma e o R2 foi alimentado por gravidade.

TABELA 1. Valores de diâmetro, altura, volume total e útil dos reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), em série.

Reator	Diâmetro (interno)	Volume	
		Total	Útil
R1	0,0964	26,1	20,0
R2	0,145	53,8	40,0

Unidades: diâmetro e altura (m) e volume total e útil (L); R1 e R2 - primeiro e segundo estágio.

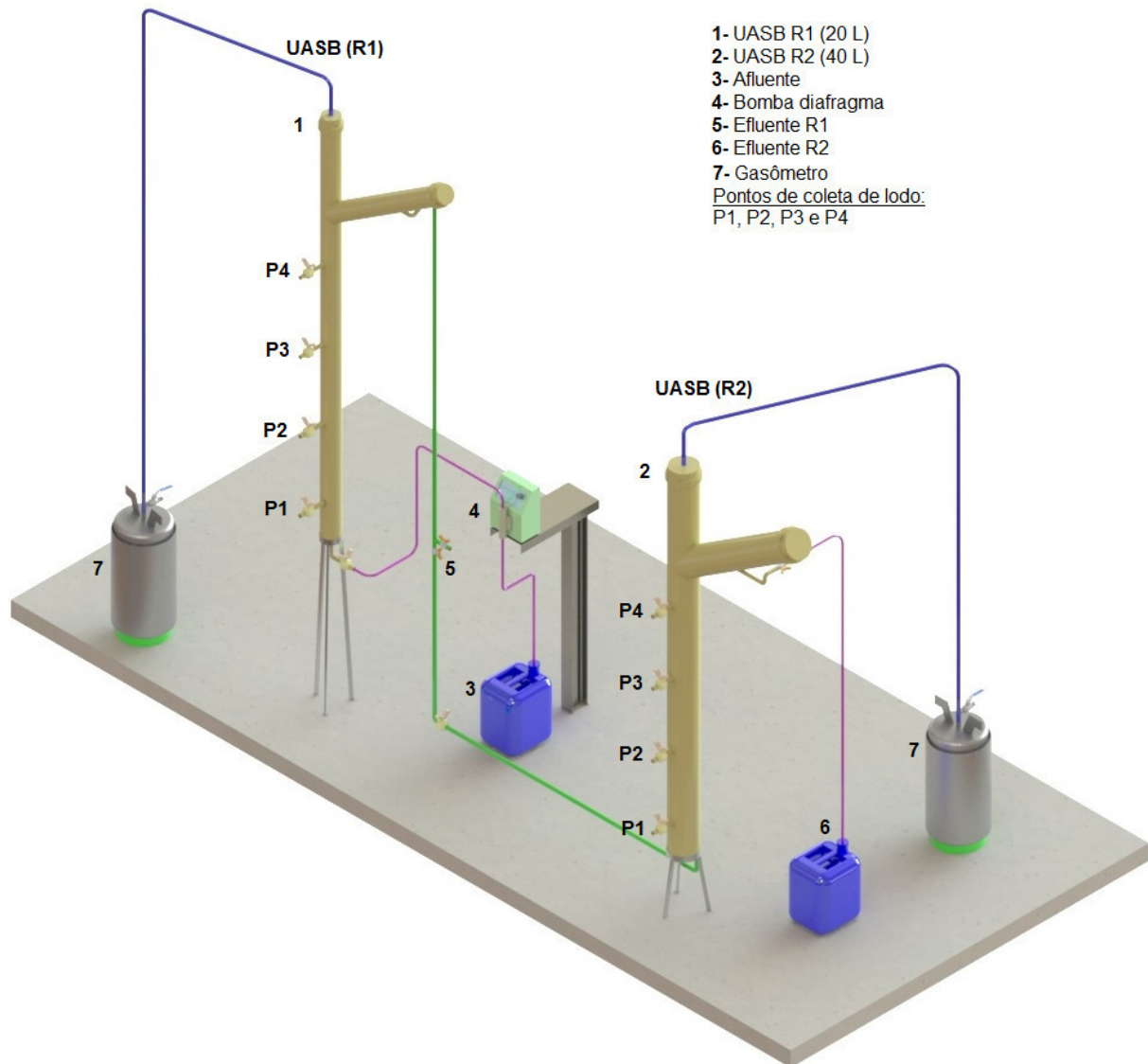


FIGURA 4. Representação esquemática do sistema de tratamento da co-digestão anaeróbia de águas residuárias da bovinocultura de leite e do despulpamento de frutos do cafeeiro em dois reatores anaeróbios de alta taxa com manta de lodo e fluxo ascendente (UASB) - R1 e R2.



FIGURA 5. Foto do sistema de tratamento da co-digestão anaeróbia de águas residuárias da bovinocultura de leite e do despolpamento de frutos do cafeeiro em dois reatores anaeróbios de alta taxa com manta de lodo e fluxo ascendente (UASB) - R1 e R2 e seus respectivos gasômetros.

4.3 Afluente e lodo de inóculo

A água residuária da bovinocultura leiteira (ARBL) foi simulada por meio da diluição do esterco coletado duas vezes por semana, em um sistema com animais adultos da raça holandesa, em período de lactação em regime de semi-confinamento (com 12 horas de descanso a pasto). Os animais recebiam dieta com 60% de volumoso (silagem e pasto) e 40% de concentrado (55% grão de milho, 12% grão de soja, 10% farelo de soja, 10% farelo de algodão, 8% farelo de trigo e 5% de núcleo mineral para bovino de leite) e sal mineral à vontade. O semi-confinamento estava localizado na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da Universidade Estadual Paulista - UNESP, em Jaboticabal (**Figura 6**).



FIGURA 6. Foto do sistema de semi-confinamento localizado na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da Universidade Estadual Paulista - UNESP, em Jaboticabal-SP.

O dejetos foi diluído em proporção de 1 kg para 5 L de água (Dias et al., 2014), simulando as características do afluentes proveniente de instalação de unidade de “free stall” e a mistura foi submetida a peneira com malha de 2,0 mm para remoção de sólidos grosseiros (**Figura 7**) e a caracterização do esterco e da fibra retida na peneira está apresentada na **Tabela 2**.

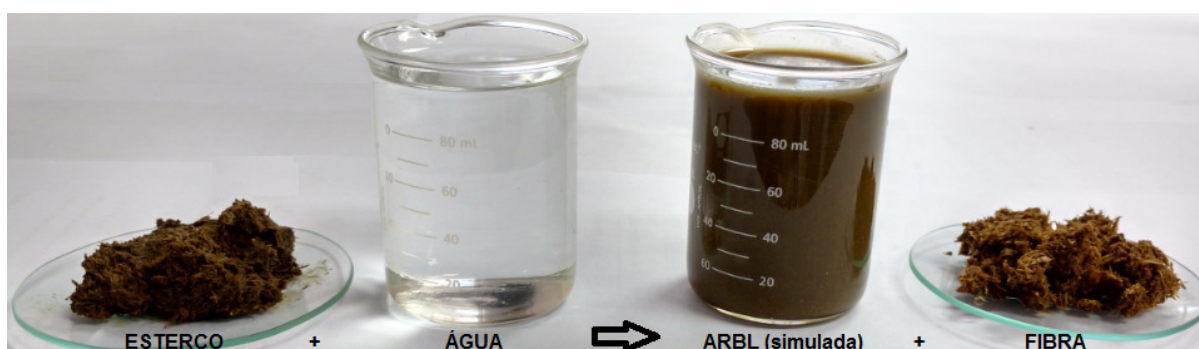


FIGURA 7. Foto do esquema de preparo da água residuária da bovinocultura cultura leiteira (ARBL) utilizada nos testes 1 e 2.

TABELA 2. Caracterização do esterco utilizado no experimento e fibra retida na peneira de 2,0 mm na preparação da ARBL; valores médios e coeficientes de variação (c.v.) das determinações de constituintes orgânicos e inorgânicos.

Substrato	Testes									
	1	c.v.	2	c.v.	3	c.v.	4	c.v.	5	c.v.
Esterco										
Umidade (% H ₂ O)	77,62	5	76,78	3	80,69	7	81,10	3	79,61	9
Relação SV/ST	0,81	7	0,85	3	0,89	5	0,91	7	0,91	8
% redução massa inicial	46,94	17	70,20	26	53,71	4	59,50	11	51,78	8
N _{am}	122,0	16	168,0	7	143,0	22	80,8	14	106,7	27
N-NTK	1.863	20	2.211	18	1.987	31	2.151	44	1.169	37
Fibra										
Umidade (% H ₂ O)	78,93	6	73,64	9	77,56	2	81,08	5	77,12	4
Relação SV/ST	0,94	11	0,94	5	0,95	8	0,92	9	0,97	7
N _{am}	29	26	43,4	37	37	18	21,7	11	11	21
N-NTK	863	7	1180	21	1015	11	983	12	769	18

Unidades: mg.kg.ST⁻¹, exceto c.v. (%), NTK - nitrogênio total pelo método de Kjeldahl, N_{am} - nitrogênio amoniacal e cv - coeficiente de variação = (desvio padrão / média) * 100.

A água residuária de café (ARC), proveniente da lavagem e despulpa dos frutos (*Coffea arabica* L.) foi coletada na fazenda “Da Lagoa” (**Figura 8**), localizada no município de Pedregulho-SP (Alta Mogiana – 1.060m) no início da safra (junho/2017 e junho/2018) e armazenada durante todo o período do experimento em recipientes plásticos herméticos sob abrigo e a temperatura ambiente.

As ARCs utilizadas durante o experimento foram coletadas em duas safras, junho/2017 e junho/2018, sendo que a primeira foi utilizada durante os testes 3 e 4 e a da última safra foi utilizada durante o teste 5. Na **tabela 3** encontra-se a caracterização destas ARCs.



FIGURA 8. Água residuária obtida no processamento do café (despulpamento do café cereja) na fazenda “Da Lagoa”, Pedregulho-SP.

TABELA 3. Características das águas residuárias do processamento de café coletadas em duas safras, utilizadas durante o experimento.

Parâmetros	jun/17	jun/18
pH	4,3 ± 0,3	4,02 ± 0,5
AVT (g L ⁻¹)	5,1 ± 0,2	2,34 ± 0,8
ST (g L ⁻¹)	15,8 ± 0,4	42,2 ± 0,7
SV (g L ⁻¹)	10,2 ± 0,5	37,7 ± 0,3
SST (mg L ⁻¹)	329 ± 0,2	738 ± 0,2
SSV (mg L ⁻¹)	290 ± 0,1	678 ± 0,3
DQO _{total} (g L ⁻¹)	39,5 ± 0,7	59,0 ± 0,5
DQO _{diss} (g L ⁻¹)	30,2 ± 0,4	48,0 ± 0,3
N _{am} (mg L ⁻¹)	1,4 ± 0,6	1,6 ± 0,4
NTK (mg L ⁻¹)	396 ± 5,0	495 ± 11
P _{total} (mg L ⁻¹)	19,8 ± 3,0	22,7 ± 1,2
Fenóis Totais (mg L ⁻¹)	241,6 ± 17,3	312 ± 26

O experimento foi dividido em 5 testes (**Tabela 4**). Nos testes 1 e 2 utilizou-se água para a diluição das ARBL. Nos testes 3 e 4, parte da água foi substituída por

15% e 30% da ARC, respectivamente. No teste 5 não foi utilizado água para diluição e sim 50% de efluente do R2 e 50% de ARC.

TABELA 4. Características do afluente dos reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), em série, durante os testes 1–5: proporção (V:V) de água residuária de café (ARC) e da bovinocultura leiteira (ARBL); valores médios e coeficientes de variação (c.v.) das determinações de constituintes orgânicos e inorgânicos.

Afluente	Testes										F
	1		2		3		4		5	c.v.	
Proporção ARBL:ARC	100:0		100:0		85:15		70:30		50:50		
DQO _{total}	24.354	c	23.289	c	25.787	bc	27.773	b	42.629	a	107,13**
DQO _{diss}	5.204	c	4.744	c	5.369	c	9.069	b	18.460	a	178,24**
SST	14.480	ab	14.454	ab	13.734	bc	11.535	c	16.217	a	14,20**
SSV	12.567	ab	12.513	b	12.678	ab	10.566	c	13.763	a	13,58**
NTK	1.043	b	1.017	b	970	b	788	b	1.656	a	18,89**
N _{am}	138	b	88	c	117	c	104	c	212	a	56,09**
P _{total}	252	b	244	b	258	b	263	b	265	a	9,86**
FT	6,29	c	10,08	c	88,20	b	83,59	b	131,64	a	186,77**
pH	7,48	a	6,36	b	5,98	c	5,22	d	5,47	d	170,74**
AVT	1.389	c	1.459	bc	1.748	b	2.568	a	2.734	a	79,64**

Unidades: mg L⁻¹, exceto proporção (% v/v), pH, c.v. (%). V - volume líquido, DQO_{total} - demanda química de oxigênio total, DQO_{diss} - demanda química de oxigênio da fração dissolvida, SST e SSV - sólidos suspensos totais e voláteis, NTK - nitrogênio total pelo método de Kjeldahl, N_{am} - nitrogênio amoniacal, P_{total} - fósforo total, TF - fenóis totais, AVT - ácidos voláteis totais e cv - coeficiente de variação = (desvio padrão / média) * 100.

Os reatores UASB, R1 e R2, foram inoculados utilizando 25% de lodo. Este lodo encontrava-se armazenado nos reatores UASB por três anos e anteriormente havia sido utilizado para o tratamento de águas residuárias da bovinocultura leiteira. Os valores de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) do lodo de inóculo do R1 e R2 foram de 47,47 e 30,75 g L⁻¹ e de 121,96 e 77,35 g L⁻¹, respectivamente. A carga biológica (Cb) do R1, durante a partida do ensaio 1, foi de 0,39 g DQO (g SV d)⁻¹.

4.4 Condições de operação dos reatores

Os reatores foram monitorados por 570 dias, de outubro/2016 a outubro/2018 (**Tabela 5**), sob condições ambientais mesofílicas (temperatura média de 22,8 ± 2,5

°C). Os dados de temperatura foram coletados diariamente na estação Agroclimatológica localizada na Universidade Estadual Paulista, em Jaboticabal, próximo a instalação experimental.

TABELA 5. Condições operacionais dos reatores anaeróbios em série de alta taxa-UASB durante os testes 1–5.

Parâmetros	Testes									
	(%ARBL:%ARC)									
	1 (partida)		2		3		4		5	
	(100:0)		(100:0)		(85:15)		(70:30)		(50:50)	
	R1	R2	R1	R2	R1	R2	R1	R2	R1	R2
d	70		160		130		110		100	
v	0,06	0,03	0,06	0,03	0,06	0,03	0,06	0,03	0,06	0,03
TDH	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4
CHV	0,5	0,25	0,5	0,25	0,5	0,25	0,5	0,25	0,5	0,25
COV _T	12,2	4,4	11,6	3	12,9	5,9	14,5	4	21,3	6,2
COV _D	2,4	1,2	2,4	0,5	2,6	0,4	6,9	0,5	18,5	1,3
TCL	7,2	4,7	7,7	4,2	7,6	6,6	7,3	4,4	11,6	3,7

ARBL – água residuária da bovinocultura leiteira; ARC – água residuária de café; R1 e R2 - primeiro e segundo UASB em série; d – tempo de operação (dias); v - velocidade superficial do líquido ($m\ h^{-1}$); TDH - tempo de detenção hidráulica (d); CHV - carga hidráulica volumétrica ($m^3\ (m^3\ d)^{-1}$); COV_T – carga orgânica volumétrica ($g\ DQO_{total}\ (L\ d)^{-1}$); COV_D - carga orgânica volumétrica ($g\ DQO_{Diss}\ (L\ d)^{-1}$); TCL – taxa de carregamento no lodo ($g\ SV\ (L\ d)^{-1}$)

O TDH, no R1 e R2 foi mantido em todos os testes do experimento. A COV também foi mantida nos testes 1 e 2. O teste 1 teve duração de 70 dias e foi considerado como período de partida dos reatores, pois o inóculo ficou armazenado por três anos. A produção de biogás foi observada a partir do dia 12 de operação, com produção volumétrica de metano (PVM) no período da partida de 0,04 e 0,18 L CH₄ (L d)⁻¹, R1 e R2, respectivamente.

A partir do teste 3 foi adicionado gradualmente ARC ao substrato inicial (ARBL). Após a adição de ARC o pH do afluente no teste 3 variou de 5,00 a 6,83, teste 4 de 4,85 a 6,16 e teste 5 de 4,66 a 6,41. No R1 e R2 nestes testes o pH foi mantido entre 7,16 e 7,31 (**Tabela 8**) sem a adição de fonte externa de alcalinidade ou recirculação do efluente do R2, porém no teste 5 com maior proporção de ARC,

tornou-se necessário a recirculação para prover alcalinidade ao sistema impedindo a acidificação.

4.5 Ensaios e determinações no afluente, efluente, lodo e biogás

As amostras compostas do afluente e efluente dos reatores UASB (R1 e R2) foram coletadas duas vezes por semana para a determinação do pH, demanda química de oxigênio (DQO), sólidos totais e voláteis (ST e SV) sólidos suspensos totais e voláteis (SST e SSV) e nitrogênio amoniacal (N_{am}), conforme metodologia descrita no APHA (2005). Semanalmente foi determinado o nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e o fósforo total (P_{total}) por meio do método colorimétrico, utilizando o ácido vanadomolibdofosfórico (APHA, 2005). As concentrações de alcalinidade total (AT) e ácidos graxos voláteis totais (AVT) foram determinadas duas vezes por semana, segundo Jenkins et al. (1983) e Dilallo e Albertson (1961). A concentração de fenóis totais (FT) foi determinada duas vezes por semana, segundo metodologia de Folin-Ciocalteu, descrita por Shahidi e Naczki (1995).

As amostras de lodo foram coletadas mensalmente e a determinação de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) foi realizada de acordo com as metodologias descritas por APHA (2005).

A produção de biogás foi medida diariamente por meio de gasômetros (Bruno e Oliveira, 2013; Villa-Montoya et al., 2016) e sua composição determinada quinzenalmente por cromatógrafo a gás (FININGAN 6C-9001) equipado com um detector de condutividade térmica, coluna "Poropac Q" (3 m 1/8 ") e peneira molecular, de acordo com o método de cromatografia gasosa (APHA, 2005). O volume foi corrigido para as condições padrões de temperatura e pressão (CNTP, 273 K e 1 atm) para o cálculo da produção de metano.

4.6 Análises físico e químicas

Na **Tabela 6** 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.

TABELA 6. Exames e determinações, frequência e fontes das metodologias utilizadas nas amostras do afluente e efluente dos reatores anaeróbios UASB em série, R1 e R2 nos testes 1- 5.

EXAMES E DETERMINAÇÕES	FREQUÊNCIA	REFERÊNCIAS
Afluente e efluentes		
pH	Duas vezes \ semana	APHA; AWWA; WPCF (2005) (Método: 4500 H ⁺ B)
Demanda química de oxigênio (DQO _{total} e DQO _{diss})	Duas vezes \ semana	APHA; AWWA; WPCF (2005), (Método: 5220 – B); (16).
Alcalinidade total (AT), parcial (AP) e intermediária (AI)	Duas vezes \ semana	APHA; AWWA; WPCF (2005), JENKINS et al. (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 e ALBERTSON (1961)
Nitrogênio total Kjeldahl (NTK)	Uma vez \ semana	APHA; AWWA; WPCF (2005) (Método: 4500-N-C)
Nitrogênio amoniacal	Duas vezes \ semana	APHA; AWWA; WPCF (2005) (Método Semi-Micro Kjeldahl)
Fósforo total	Uma vez \ semana	APHA; AWWA; WPCF (2005) (Método: 4500-P-C)
K, Na, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu e Zn	Uma vez \ semana	APHA; AWWA; WPCF (2005)
Fenóis totais (FT)	Duas vezes \ semana	Folin-Ciocalteu (1977) <i>apud</i> SHAHIDI (1995)
Ovos de Helmintos	Duas vezes \ ensaio	USEPA, 2003
Coliformes totais e termotolerantes	Duas vezes \ ensaio	APHA; AWWA (2005) tubos múltiplos
Lodo		
Sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV)	Duas vezes \ ensaio	APHA; AWWA; WPCF (2005) (Método 2540 – B e 2540 – E)
Informação do DNA genômico da microbiota do lodo	Duas vezes \ experimento	PCR quantitativa em tempo real (qPCR)
Biogás		
Produção	Diariamente	SANTANA & OLIVEIRA (2005) (Método: Gasômetros)
Composição	Semanal	APHA; AWWA; WPCF (2005) (Método: cromatografia gasosa)

4.7 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:

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

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 0,0573 m², para os gasômetros dos reatores R1 e R2, 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.:

$$R1 \text{ e } R2 \longrightarrow V_0 = \frac{V_1 \times 255,51}{T_1}$$

4.8 Informação do DNA genômico da microbiota do lodo

Amostras de lodo no início (inóculo) e no final do experimento (teste 4), foram coletadas no R1 e R2, para a determinação da PCR quantitativa em tempo real (qPCR). Ao final do teste 4, as amostras referentes aos reatores R1 e R2 foram coletadas em quatro pontos (P1, P2, P3 e P4) ao longo da altura dos reatores (Figura 1). O lodo dos pontos P1 e P2 foram agrupados, e o mesmo ocorreu para os pontos P3 e P4. Totalizando assim em quatro amostras compostas, duas referentes ao R1 (P1+P2 e P3+P4) e duas referentes ao R2 (P1+P2 e P3+P4). Os sólidos voláteis das respectivas amostras foram determinados: 30,7517 g L⁻¹ (inóculo R1), 77,3465 g L⁻¹ (inóculo R2), 29,9718 g L⁻¹ (P1+P2/R1), 20,5360 g L⁻¹ (P3+P4/R1), 26,4115 g L⁻¹ (P1+P2/R2) e 22,5129 g L⁻¹ (P3+P4/R2).

Assim, o DNA genômico destas amostras foi extraído a partir de 0,30 mg do lodo por meio do kit QIAGEN's DNeasy PowerSoil Kit – Sil Life (estocado a -20 °C). Após a extração, o material foi avaliado pelo espectrofotômetro Nanodrop ND-1000 (Thermo Fisher Scientific Inc.) como também por gel de agarose a 1% (tampão TAE 1X). A quantificação foi realizada pelo kit Qubit® dsDNA HS Assay Kit 100 assays, 0.2–100 ng, de acordo com as recomendações do fabricante.

4.9 PCR quantitativa em tempo real (qPCR)

A qPCR foi realizada com o DNA genômico das amostras de lodo descritas no item anterior. Os domínios Archaea e Bacteria, as ordens Methanobacteriales, Methanomicrobiales e Methanosarcinales, e duas famílias, Methanosarcinaceae e Methanosaetaceae foram quantificados por amplificações das regiões 16S rDNA, usando primers específicos (Song et al., 2010; Lee et al., 1996).

As reações de qPCR foram conduzidas no aparelho *Applied Biosystems* 7500 Real-Time PCR. As reações incluíram 6,25 µL de Power SYBR Green® MasterMix (Applied Biosystems), primers em diferentes concentrações dependendo do microrganismo, 10 ng de DNA metagenômico e água ultrapura para perfazer o volume da reação a 12,5 µL. Todas as reações foram conduzidas em placas de 96 poços no aparelho *Applied Biosystems* 7500 Real-Time PCR System® (Applied Biosystems) com as seguintes definições: dois minutos a 50°C; 10 minutos a 95°C; e

40 ciclos a 95°C durante 15 segundos, um minuto em temperatura específica de anelamento e 30 segundos a 78°C. Após estas etapas, houve uma etapa com o aumento da temperatura (60 para 95°C) para obter a curva de dissociação dos produtos da reação.

O número de cópias de cada amostra foi determinado por diluição em série da curva padrão a partir do plasmídeo linearizado (gene 16S rDNA específico, referente a cada microrganismo estudado), 3×10^8 a 3×10^2 (1:10). O número de alvos do gene 16S rRNA foi determinado por sólidos voláteis em 1 mL de lodo peletizado, de acordo com Barros et al. (2017).

4.10 Análise estatística

O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado (DIC), para os reatores anaeróbios UASB (R1 e R2), com diferentes repetições no tempo para cada parâmetro avaliado. Os valores dos parâmetros determinados foram submetidos à análise de variância pelo teste F, utilizando-se para a comparação das médias o Teste de Tukey a 5%.

Os resultados de DQO, SST, SSV, pH, nitrogênio total, amoniacal e orgânico, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, cobre, ferro, manganês e zinco, alcalinidade, ácidos voláteis totais, produção e composição do biogás; eficiências de remoção de DQO, sólidos suspensos, e produções volumétrica e específica de metano foram tabulados e apresentados em gráficos em função do tempo de operação e da carga orgânica volumétrica (COV), e os valores médios e coeficientes de variação em tabelas, permitindo apresentar e discutir o efeito da carga orgânica volumétrica (COV) no desempenho do sistema de tratamento.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Temperatura durante a operação do sistema

Os valores médios da temperatura durante as fases de operação dos reatores UASB variaram de 21,6 a 24,17 °C, e foram observadas nos testes 5 e 4, respectivamente (**Tabela 7**), indicando que os reatores UASB foram operados na faixa mesofílica. As variações das temperaturas máxima, média e mínima estão apresentadas na (**Figura 9**).

TABELA 7. Valores médios e coeficientes de variação da temperatura (° C) do ar máxima, mínima e média durante a operação dos reatores anaeróbios UASB em série, R1 e R2.

	Testes										c.v	F
	1		2		3		4		5			
Máxima	30,7	a	29,2	bc	30,2	a	30,2	ab	29,7	c	10,74	8,16**
Média	23,7	a	22,5	b	22,3	b	24,1	a	22,5	c	10,95	30,32**
Mínima	18,6	a	17,2	b	8,6	c	17,0	a	6,9	d	15,16	93,38**

A temperatura operacional é um fator importante na determinação do processo de degradação anaeróbia (Pap et al., 2015). Embora seja possível o tratamento anaeróbio sob as três faixas de temperatura: psicrófila (4 a 15 °C), mesofílica (20 a 40°C) e termofílica (45 a 50°C), a temperatura pode promover o aumento ou declínio na atividade e nas taxas de crescimento dos microrganismos metanogênicos (Rizvi et al., 2014). Os maiores valores de temperaturas máxima do ar foram observados nos testes 3 e 4 (Figura 6), alcançando valores diários de até 37,8 °C. Os menores valores de temperaturas também foram observados novamente no teste 3 e teste 5 nos meses de junho e julho, estação de inverno, com valores mínimos de 8,6 e 6,9 °C, respectivamente (**Figura 9**).

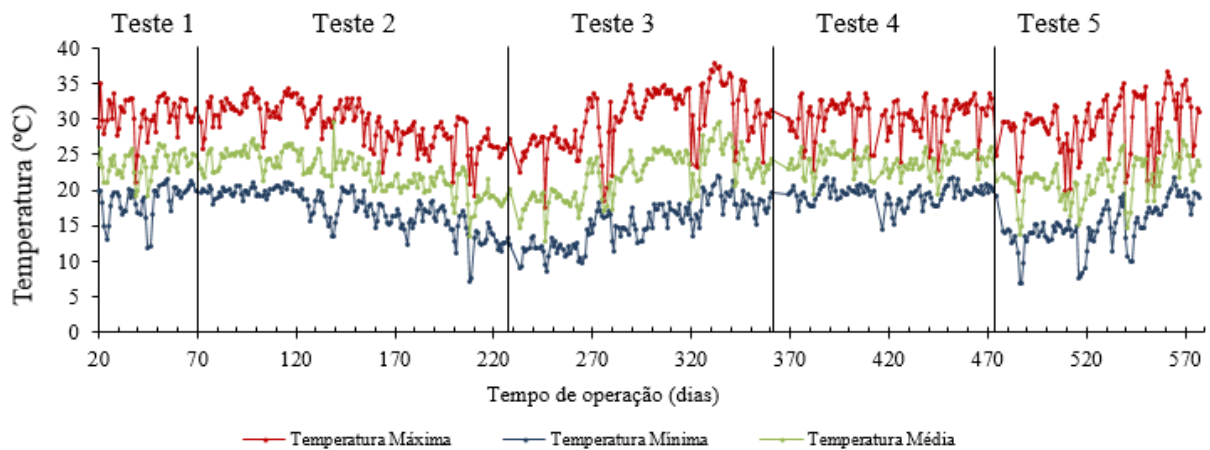


FIGURA 9. Valores de variação da temperatura (°C) do ar máxima, mínima e média durante a operação dos reatores anaeróbios UASB, em série, R1 e R2.

5.2 pH, alcalinidade, ácidos voláteis totais e nitrogênio amoniacal

Os valores médios de pH do afluente para os testes 1 e 2 foram 7,48 e 6,36 respectivamente e foram maiores que nos testes 3, 4 e 5 (**Figura 11**), devido adição de ARC (**Tabela 8**). Embora nos testes 3 e 4, os valores médios de pH do afluente tenham sido 5,98 e 5,22, no efluente do R1 e R2 o pH foi mantido acima de 7,0, assegurando a faixa ótima (6,50 a 7,8) para atividade das arqueias metanogênicas (Sakar et al., 2009), sem a adição de fonte externa de alcalinidade ou recirculação do efluente ao sistema.

TABELA 8. Valores médios e coeficiente de variação (c.v. em %) do pH, ácidos voláteis totais (AVT), alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP), razão entre alcalinidade intermediária e parcial (AI / AP) e nitrogênio amoniacal (N_{am}) no afluente e efluente dos reatores UASB em série, R1 e R2 no tratamento de ARBL + ARC.

Parâmetros	Pontos	Testes (%ARBL:%ARC)											
		1		2		3		4		5		c.v.	F
		partida		100:00		85:15		70:30		50:50			
pH	Afluente	7,48	a	6,36	bc	5,98	c	5,22	d	5,47	d	7,36	170,74**
	R1	7,21	ab	7,32	a	7,18	ab	7,16	ab	6,96	b	4,66	3,05**
	R2	7,7	a	7,49	b	7,31	c	7,31	c	7,45	b	3,03	20,39**
AVT (mg L ⁻¹)	Afluente	1389	c	1.459	bc	1.748	b	2.568	ab	2.734	a	23,81	79,64**
	R1	1269	b	532	c	491	c	690	c	1650	a	44,33	61,73**
	R2	637	a	262	c	314	c	275	c	470	b	51,85	22,72**
AT (mg L ⁻¹)	Afluente	2590	a	1.397	bc	1.252	d	1.389	cd	1.502	b	23,62	94,82**
	R1	2841	a	1927	bc	2231	b	2122	b	2611	a	19,22	26.42**
	R2	2998	a	2017	c	2224	bc	2393	b	3058	a	18,35	49,07**
AP (mg L ⁻¹)	Afluente	1330	a	383	b	205	c	10	d	37	d	54,33	247,57**
	R1	1866	a	1.474	b	1.814	ab	1.715	a	1.460	ab	27,21	4,49**
	R2	2.484	a	1.723	c	1.968	bc	2.163	b	2.596	a	20,41	31,86**
AI/AP (mg L ⁻¹)	Afluente	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	R1	0,59	b	0,36	bc	0,24	c	0,41	bc	1,2	a	105,41	12,15**
	R2	0,21	a	0,17	ab	0,13	bc	0,11	c	0,2	a	59,5	9,67**
N _{am} (mg L ⁻¹)	Afluente	138	b	88	c	117	c	104	c	212	a	30,79	56,09**
	R1	315	a	184	c	249	b	222	b	255	b	21,55	35,87**
	R2	340	a	218	c	286	b	267	b	306	b	20,03	26,29**

c.v -coeficiente de variação; Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade ($p < 0,01$); * - Significativo a 5% de probabilidade ($p < 0,05$) ns - não significativo ($p > 0,05$); p - probabilidade.

O mesmo foi observado por Toumi et al. (2015) em co-digestão de ARBL com água residuária de laticínio contendo elevadas frações de matéria biodegradável e com o pH do afluente de 4,5. Os microrganismos presentes nos dejetos dos bovinos advindos de seu trato intestinal, propiciaram este efeito tampão, garantindo a estabilidade para a digestão anaeróbia (Toumi et al., 2015).

O aumento da fração de ARC promoveu aumento da AP no R2 para valores de 1.968, 2.163 2.596 mg L⁻¹ nos testes 3, 4 e 5, respectivamente (**Figura 10**). No R1, houve um decréscimo da AP nos testes 4 e 5 em relação ao teste 3, sinalizando

acúmulo de AVT o que pode ser observado pelo aumento da relação AI/AP, de 0,24 para 1,20 (**Tabela 8**). Portanto o segundo estágio (R2) foi fundamental para assegurar o consumo dos ácidos no sistema e estabilizar o processo, pois mesmo após o aumento da fração de ARC para 50% os valores da relação AI/AP, mantiveram-se próximos a 0,3, no R2.

A AP aumentou no R1 para 1.814 mg L⁻¹ no teste 3, e no R2 nos testes 3, 4 e 5 para 1.968, 2.163 e 2.596 mg L⁻¹, demonstrando a capacidade de tamponamento do sistema em virtude da formação de bicarbonato. Mazarelli et al. (2016) também observou aumento da AP de 1.205 a 3.552 mg L⁻¹ em co-digestão de resíduos vegetais e água residuária de suinocultura em reatores anaeróbios de alta taxa em série.

A concentração média de AVT no afluente aumentou para 1.748 e 2.568 mg L⁻¹ nos testes 3 e 4 (**Figura 11**). Também ocorreu o aumento da COV de 12,9 para 14,5 g DQO_{total} (L d)⁻¹ e 2,6 para 6,9 DQO_{Diss} (L d)⁻¹ no R1 (**Tabela 4**). Com o acréscimo na proporção de ARC a remoção de AVT no R1 aumentou de 64 para 72 e 73%, nos testes 2, 3 e 4, respectivamente. No R2 obteve-se uma remoção de 60 % de AVT no teste 4, e no teste 3 a remoção foi de 36%. Os testes 3 e 5 tiveram as menores temperaturas médias registradas, 22,3 e 21,6°C. Ou seja, 2,0 °C inferior em comparação ao teste 4, o que pode ter afetado o processo, influenciando nas taxas das reações enzimáticas ou difusão do substrato (Rico et., 2012). A carga biológica (Cb) para o R1 aumentou de 0,39 para 0,89 g DQO (g SV d)⁻¹ (testes de 1 a 4) e no R2 de 0,15 para 0,26 g DQO (g SV d)⁻¹ (testes 1, 2 e 4). No teste 3 foram observados maiores Cb, de 0,29 g DQO (g SV d)⁻¹ no R2, justificando o declínio na remoção de AVT, influenciado pela temperatura mais baixa neste teste (Henze e Harremões, 1983; van Haandel & Lettinga, 1994) e associado ao período de aclimação da microbiota presente no reator em que recebeu substrato com diferentes características.

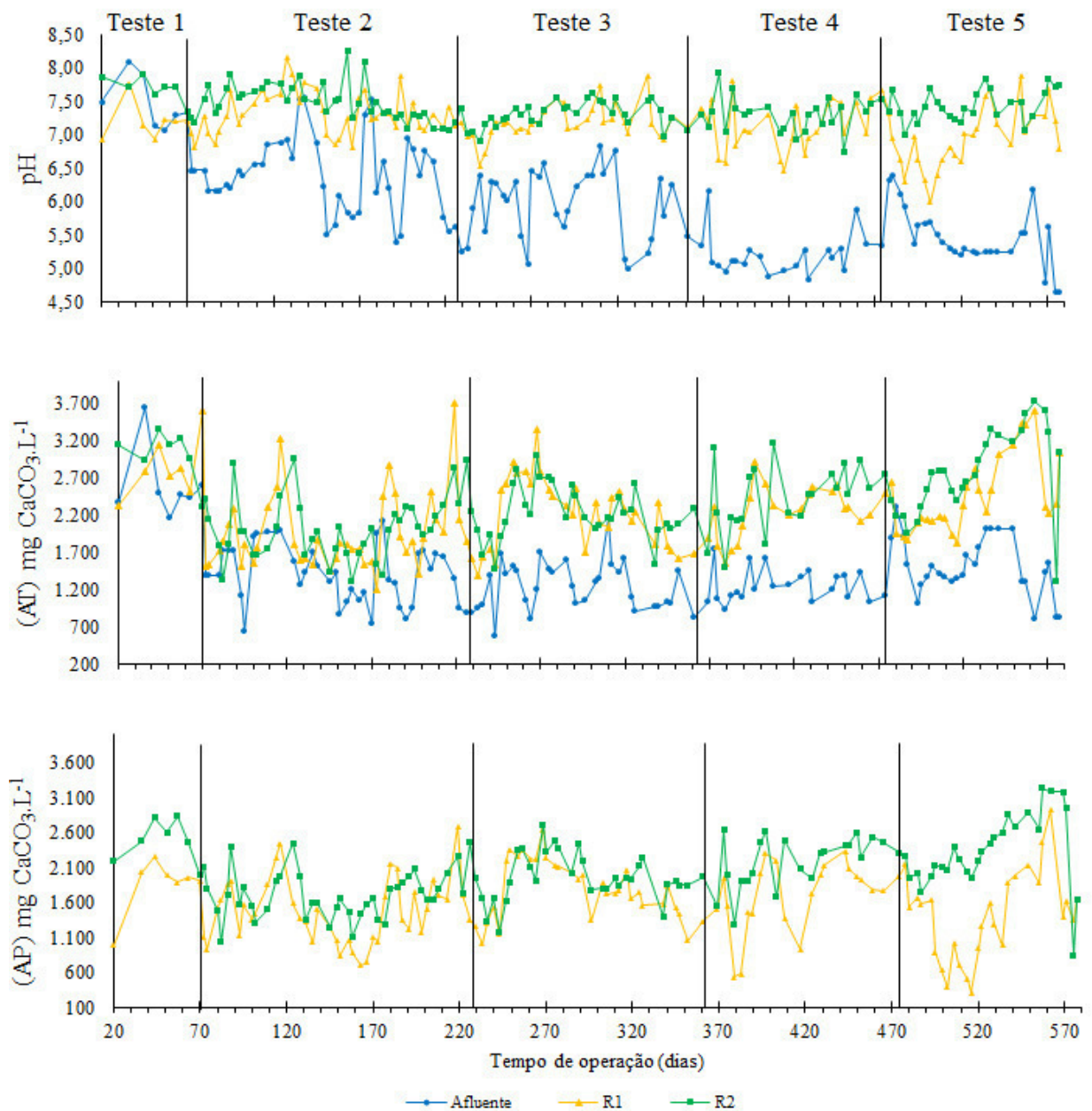


FIGURA 10. Valores de pH, alcalinidade total (AT) e parcial (AP) no afluente e efluentes dos reatores anaeróbios UASB, em série, R1 e R2.

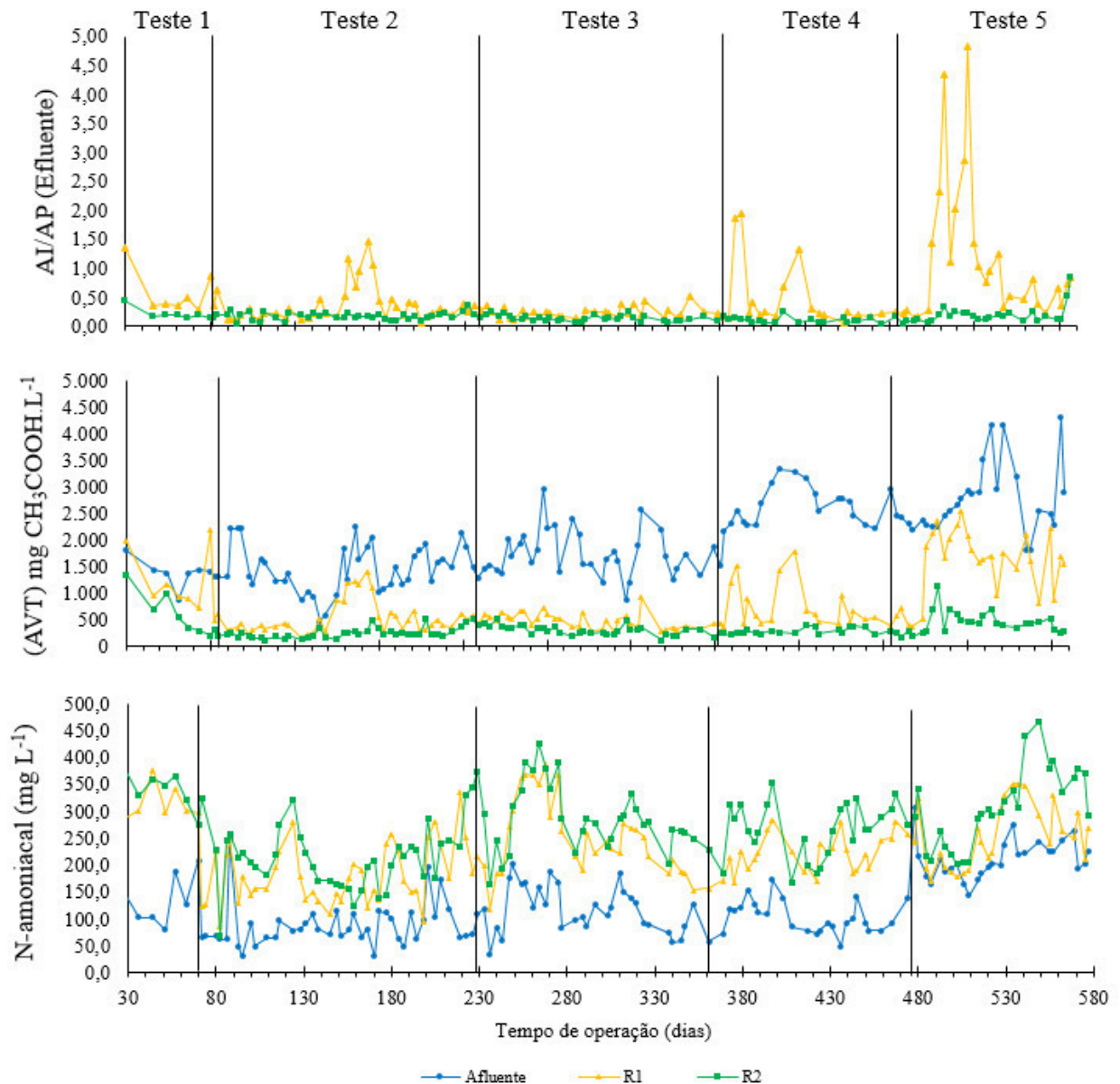


FIGURA 11. Relação AI/AP, valores de ácidos voláteis totais (AVT), nitrogênio amoniacal (Nam) no afluente e efluentes dos reatores anaeróbios UASB, em série, R1 e R2.

Nos testes 2, 3 e 4 as concentrações médias de N_{am} aumentaram 110% no R1 ao afluente e 20% no R2 em relação aos seus respectivos afluentes, atingindo valores médios de 184 a 249 $mg\ L^{-1}$ e de 218 a 286 $mg\ L^{-1}$, respectivamente (**Tabela 8**). A degradação de compostos proteicos para a síntese celular conduz ao processo de amonificação no sistema promovendo a formação de bicarbonato de amônia, com efeito tamponante ao sistema e também precipitados de estruvita (Rico et al., 2012). De acordo com a equação de Emerson et al. (1975) os teores de amônia livre

no R1 e R2 nos testes 2, 3, 4 e 5 foram inferiores a 5% em relação ao N_{am} com concentrações próximas a $10 \text{ mg NH}_3 \text{ L}^{-1}$, sem riscos de inibição do processo de digestão anaeróbia.

5.3 Remoção de matéria orgânica e fenóis e produção de lodo

As concentrações médias de DQO_{total} e DQO_{Diss} no afluente aumentaram com a adição da ARC (**Tabela 9**), em virtude do elevado teor de sólidos solúveis na forma de açúcares presentes em sua composição (Jiang et al., 2013).

Nos testes de 2 a 5, a DQO_{total} e DQO_{Diss} aumentou de 23.289 para 42.629 mg L^{-1} e de 4.744 para 18.460 mg L^{-1} , respectivamente. A fração de DQO_{diss}/DQO_{total} correspondeu a apenas 20, 21, 33% e 43% nos testes 2, 3, 4 e 5, em virtude da elevada concentração de SST no afluente, que certamente tornou a fase de hidrólise limitante (Li et al., 2016).

As eficiências médias de remoção global de DQO_{total} no sistema foram de 76% nos testes 2, 4 e 5, e 67% no teste 3. A remoção para DQO_{diss} foi sempre crescente, atingindo 89% nos testes 4 e 5, sendo o R1 responsável pelas maiores remoções (**Figura 12**).

Nos testes de 2 a 4, a DQO_{total} e DQO_{Diss} do afluente aumentou de 23.289 para 27.773 mg L^{-1} e de 4.744 para 9.069 mg L^{-1} , respectivamente. A fração de DQO_{diss}/DQO_{total} correspondeu a apenas 20, 19 e 33% nos testes 2, 3 e 4, em virtude da elevada concentração de SST no afluente, que certamente tornou a fase de hidrólise limitante (Li et al., 2016).

TABELA 9. Valores médios e coeficiente de variação (c.v. em %) da demanda química total e dissolvida de oxigênio (DQO_{total} e DQO_{diss}), concentrações de sólidos suspensos totais e voláteis (SST e SSV), fenóis totais (FT) no afluente e efluente dos reatores UASB em série, R1 e R2 no tratamento de ARBL + ARC.

Parâmetros	Pontos	Testes (%ARBL:%ARC)										c.v.	F
		1		2		3		4		5			
		(partida)		(100:0)		(85:15)		(70:30)		(50:50)			
DQO _{total} (mg L ⁻¹)	Afluente	24.354	c	23.289	c	25.787	bc	27.773	b	42.629	a	16,25	107,13**
	R1	17.678	a	11918	ab	23.768	a	16.092	ab	24.921	a	68,51	4,55**
	R2	10.872	ab	6.079	b	9.697	ab	6.271	b	12.929	a	88,06	3,39*
Rem. (%)	R1 + R2	55	b	76	a	67	ab	76	ab	76	a	28,51	6,16**
DQO _{diss} (mg L ⁻¹)	Afluente	5.204	c	4.744	c	5.369	c	9.069	b	18.460	a	30,54	178,24**
	R1	4.409	b	2.014	c	1.682	c	2.075	c	5.197	a	38,76	70,15**
	R2	3.465	a	1.179	c	1.214	c	952	c	1928	b	46,03	45,48**
Rem. (%)	R1 + R2	44	d	68	c	76	b	89	a	89	a	13,06	167,67**
SST (mg L ⁻¹)	Afluente	14.480	ab	14.454	ab	13.734	bc	11.535	c	16.217	a	20,61	14,2
	R1	9.263	c	8.780	c	14.137	a	8.732	bc	13.325	ab	72,14	5,12**
	R2	5.859	a	5.262	a	5.888	a	4.196	a	4.714	a	98,12	ns
Rem. (%)	R1 + R2	58	b	76	a	61	b	77	a	79	a	31,06	7,69**
SSV (mg L ⁻¹)	Afluente	12.567	ab	12.513	b	12.678	ab	10.566	c	13.784	a	16,81	13,58**
	R1	4.788	b	7.941	b	13.092	a	8.358	ab	11.859	a	66,11	5,51**
	R2	5.154	ab	5.055	ab	5.848	a	3.632	b	3.630	b	94,91	4,93**
Rem. (%)	R1 + R2	59	b	76	a	57	b	79	a	79	a	26,78	21,30**
FT (mg L ⁻¹)	Afluente	6	c	16	c	88	b	84	b	132	a	26,86	186,77**
	R1	6	c	14	c	67	b	64	b	125	a	27,36	197,20**
	R2	5	c	12	c	50	b	57	b	106	a	34,91	125,88**
Rem. (%)	R1 + R2	35	ab	38	a	52	a	38	a	22	b	48,25	4,50**

c.v -coeficiente de variação; Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade ($p < 0,01$); * - Significativo a 5% de probabilidade ($p < 0,05$) ns - não significativo ($p > 0,05$); p - probabilidade.

As eficiências médias de remoção global de DQO_{total} no sistema foram de 76% nos testes 2, 4 e 5, e 67% no teste 3, enquanto que a remoção para DQO_{diss} foi sempre crescente, atingindo 89% no teste 4. O R1 foi responsável pelas maiores remoções de matéria orgânica (**Figura 12**).

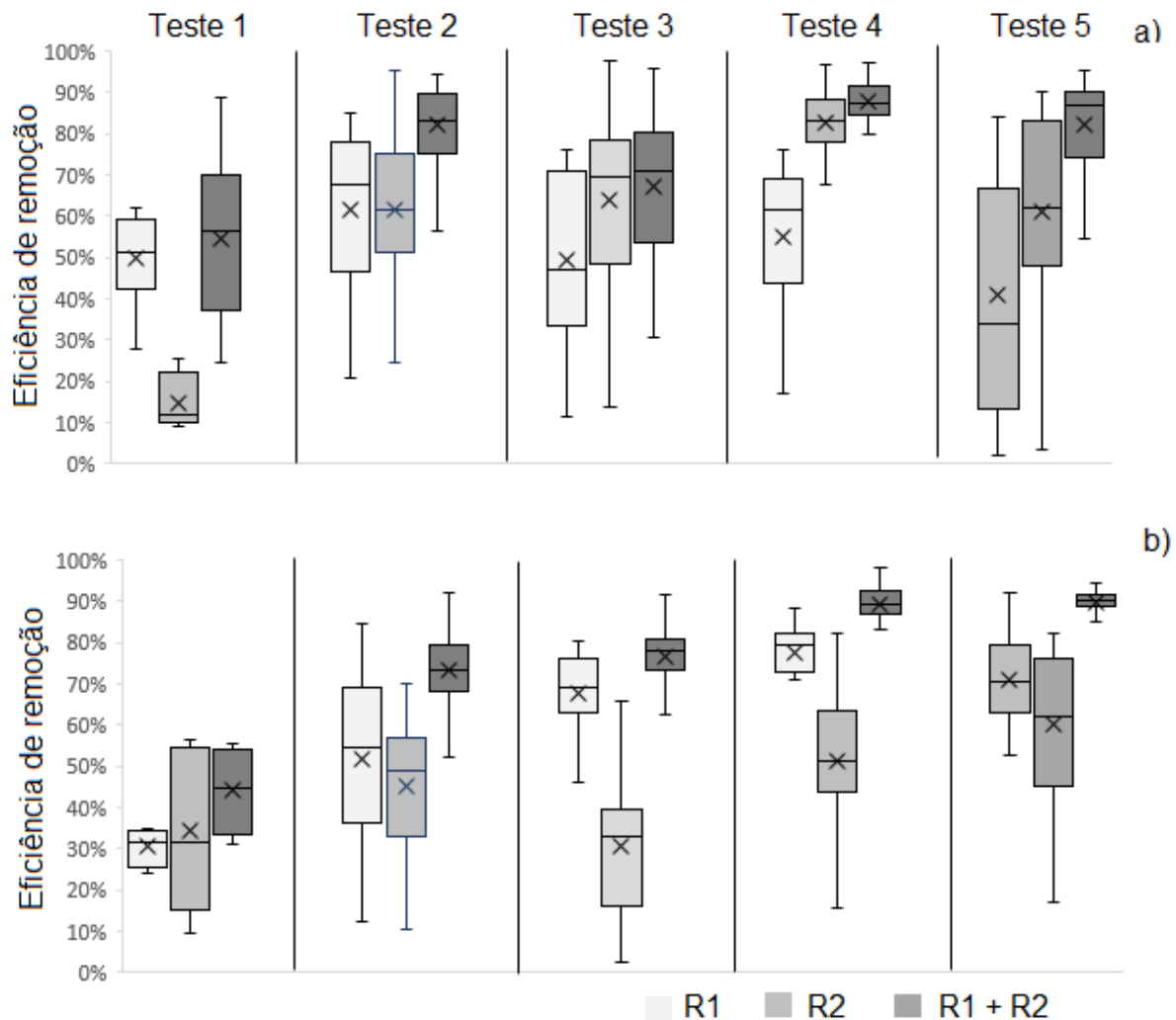


FIGURA 12. Eficiência média de remoção da demanda química total e dissolvida de oxigênio (a - DQO_{total} e b- DQO_{diss}) em sistema de tratamento anaeróbio (UASB) instalados em série (R1 e R2), durante os testes 1 (100% ARBL - partida), 2 (100% ARBL), 3 (85% ARBL: 15% ARC) , 4 (70% ARBL: 30% ARC) e 5 (50% ARBL: 50% ARC).

A remoção de SST e SSV no teste 4 atingiu 77 e 79%, respectivamente (**Figura 12**). No teste 1, que foi a partida do sistema, as remoções foram de 58 e 59%. Montoya et al. (2017) operando UASB em dois estágios com ARBL observou remoções de SST e SSV de 74 e 78% com COV de 6,3 g DQO_{total} (L d)⁻¹ e TDH de 12 dias. Ao aumentar a COV para 14,2 g DQO_{total} (L d)⁻¹ e reduzir TDH para 7,5 dias, os autores observaram que as eficiências de remoção de SST e SSV foram reduzidas para 71 e 74%, respectivamente.

A concentração de fenóis no afluente após a adição de ARC, testes 3 e 4 foi de 88 e 84 mg L⁻¹ (**Figura 13**), em virtude da presença de compostos fenólicos no

fruto do cafeeiro e suas respectivas eficiências de remoção foram de 52 e 38% (**Tabela 9**). Oliveira et al., (2013) obtiveram remoção de fenóis de 52% em reatores anaeróbios horizontais em série com três estágios, aplicando TDH de 90h e COV entre 8,9 e 25 g DQO_{total} (L d)⁻¹.

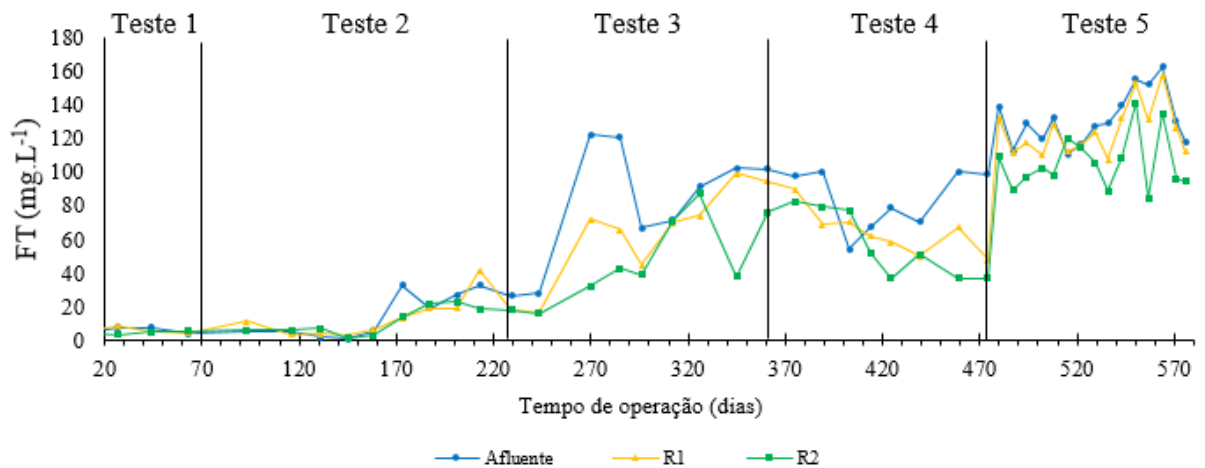


FIGURA 13. Valores de fenóis totais no afluente e efluentes dos reatores anaeróbios UASB, em série, R1 e R2.

A relação SV/ST em todos os pontos de coleta de lodo do R1 e R2 foi superior a 0,7, em todos os testes (**Figura 14**). De acordo com Oliveira (1997), as altas relações SV/ST evidenciam a predominância de matéria orgânica no lodo, e consequentemente a presença de micro-organismos, considerando as conversões de DQO a metano, observadas no R1 e R2.

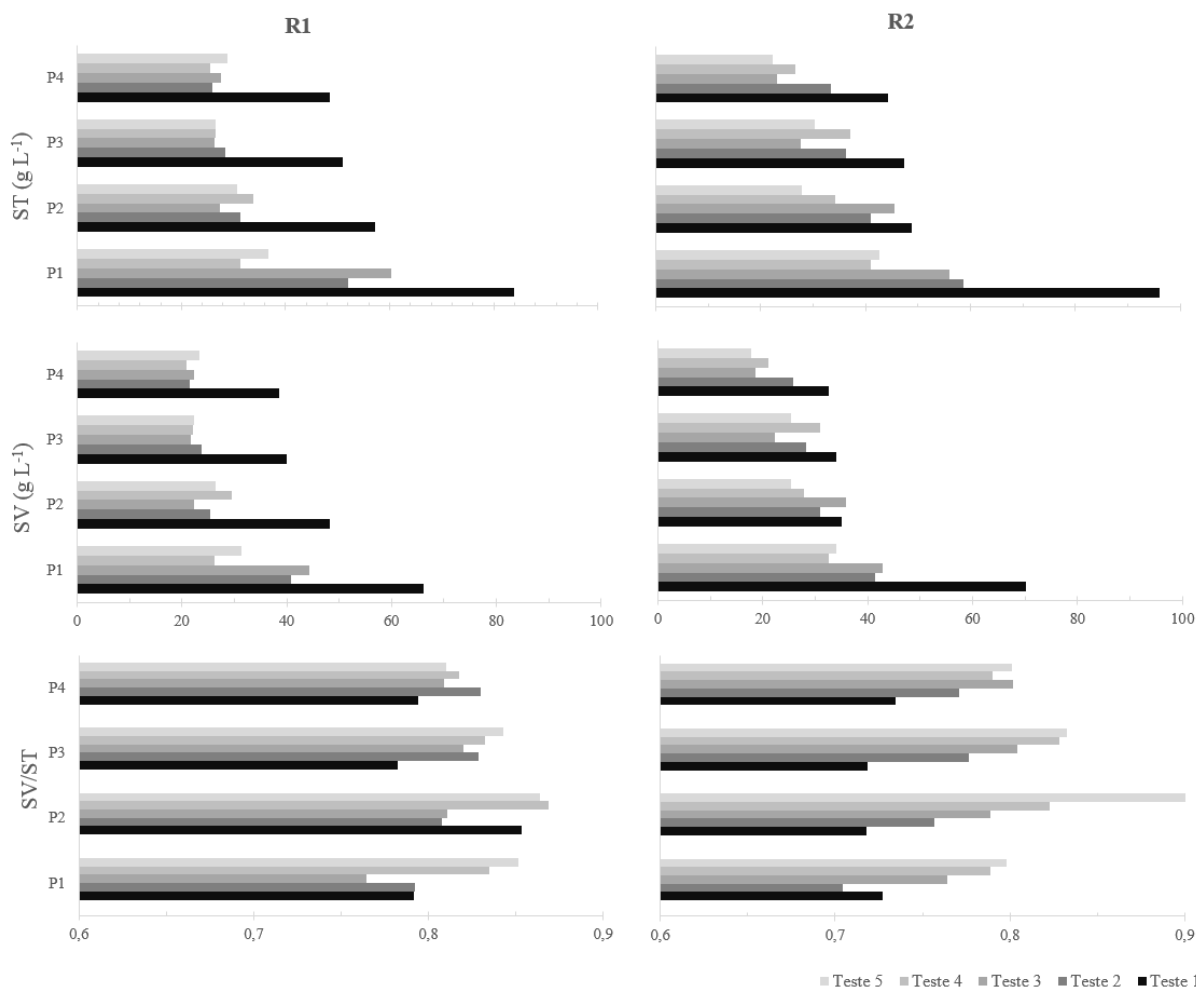


FIGURA 14. Valores médios da relação SV/ST no lodo coletado no R1 e R2 (P1-P4), durante os testes 1 (100% ARBL - partida), 2 (100% ARBL), 3 (85% ARBL: 15% ARC), 4 (70% ARBL: 30% ARC) e 5 (50% ARBL: 50% ARC).

No teste 3, para o R1, foram observados no lodo a menor relação SV/ST (0,73) no ponto 1. No R2, nos quatro pontos do teste 1 foram observadas as frações mais estáveis de matéria orgânica ($\leq 0,73$). A elevada relação SV/ST do lodo durante o experimento pode ter ocorrido em virtude do TDH utilizado, podendo este ter sido baixo para permitir a estabilização da fração orgânica presente na biomassa. Conforme a **Tabela 10** demonstra, a perda de sólidos pelo sistema também possibilitou um baixo tempo de retenção de sólidos (TRS) nos reatores (inferior a 30 dias), que segundo Chernicharo (2007) impede a estabilização da matéria orgânica.

TABELA 10. Valores médios de tempo retenção de sólidos (TRS) e taxa de carregamento de lodo (TCL) dos reatores UASB (R1 e R2) durante os testes 1–5.

	TRS (dias)		TCL kgSV.m ³ d	
	R1	R2	R1	R2
Teste 1	8,45	22,53	7,21	2,36
Teste 2	4,57	16,42	7,65	2,11
Teste 3	2,35	6,69	7,57	3,28
Teste 4	2,29	3,62	7,34	2,18
Teste 5	2,80	18,68	11,55	3,71

No final do teste 3 foram realizados dois descartes (352° e 361° dia de operação) de lodo do ponto 4 dos dois reatores, devido a elevada perda de sólidos no sistema neste teste, principalmente pelo R1 (APÊNDICE-1A). Antes dos descartes, a massa de sólidos totais presente nos reatores 1 e 2 alcançaram valores médios de 27 e 30 g ST L reator⁻¹ e sólidos voláteis de 21 e 20 g ST L reator⁻¹ e as relações SV/ST para os mesmos foram de 0,78 e 0,67, respectivamente. Após o descarte, a massa de sólidos totais presente nos reatores 1 e 2 alcançaram valores médios de 19 e 22 g ST L reator⁻¹ e sólidos voláteis de 16 e 18 g ST L reator⁻¹ e as relações SV/ST para os mesmos foram de 0,84 e 0,81, respectivamente. Aumentando a carga biológica (**Figura 15**) ao sistema, porém o sistema não foi inibido ou acidificado.

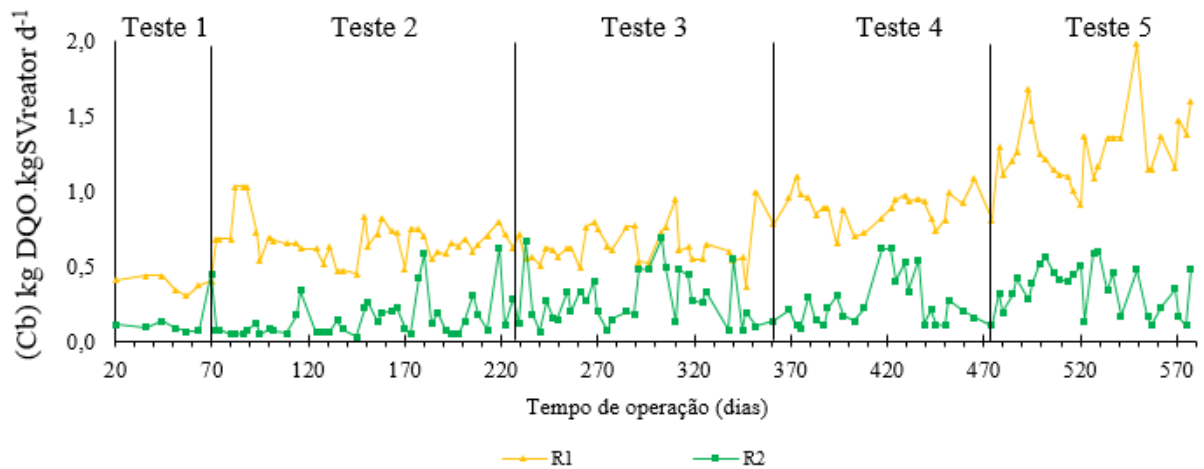


FIGURA 15. Carga biológica no sistema durante a operação para os reatores anaeróbios UASB, em série, R1 e R2.

5.4 Produção de Metano

A co-digestão possibilitou maior produção volumétrica de metano (**Tabela 11**), que as observadas nos testes 1 e 2 (R1 + R2, 0,23 e 0,26 L CH₄ (L d)⁻¹, respectivamente) com COV de 12,2 e 11,6 g DQO_{Total} (L d)⁻¹ para estes testes.

Montoya et al., 2017 trabalhando com ARBL (monodigestão) em reatores UASB em dois estágios alcançou produção volumétrica de metano de 0,61 L CH₄ (L d)⁻¹ no R1 e no sistema (R1 + R2) de 0,28 L CH₄ (L d)⁻¹, com COV de 14,2 g DQO_{Total} (L d)⁻¹.

A maior PVM ocorreu nos testes 3 e 4 após adição de ARC atingindo 0,82 e 0,89 L CH₄ (L d)⁻¹ no R1 e no sistema (R1 + R2) de 0,39 e 0,42 L CH₄ (L d)⁻¹, respectivamente (**Figura 16**). Nestes testes também se observaram as maiores eficiências de remoção da DQO_{diss} no R1, de 68 e 78% com menores coeficientes de variação, evidenciando a rápida degradação dos compostos orgânicos na fração solúvel. Battista et al. (2016), observou produções de 1,14 L CH₄ (L d)⁻¹ com teores de 65% CH₄ no biogás, em reator operando com temperatura controlada (35°C) e TDH de 40 dias, utilizando como afluente resíduos de refugo de café (sementes de café refugadas e cascas), após pré-tratamento químico.

TABELA 11. Valores médios e coeficiente de variação (c.v.) do teor de metano no biogás, produção volumétrica de metano e produções específicas nos reatores UASB (R1 e R2) instalados em série.

Parâmetros	Pontos	Testes (%ARBL:%ARC)										c.v.	F
		1		2		3		4		5			
		(partida)		(100:0)		(85:15)		(70:30)		(50:50)			
Percentual de metano no biogás (%)	R1	56	ab	66	a	66	a	66	a	48	b	7,74	8,22**
	R2	64	a	59	a	57	a	63	a	44	b	9,11	9,24**
Produção volumétrica de metano (LCH ₄ (L d) ⁻¹)	R1	0,24	e	0,53	d	0,82	b	0,89	a	0,76	c	33,23	275,02**
	R2	0,22	a	0,15	bc	0,18	b	0,18	b	0,14	c	35,88	26,01**
	R1 + R2	0,23	e	0,26	d	0,39	b	0,42	a	0,35	c	27,6	138,46**
Produção específica de metano (LCH ₄ (g DQO _{total} rem) ⁻¹)	R1	0,04	d	0,07	c	0,16	a	0,13	b	0,09	c	57,13	118,60**
	R2	0,25	a	0,1	b	0,07	c	0,07	c	0,05	c	53,86	334,24**
	R1 + R2	0,13	b	0,1	d	0,15	a	0,11	c	0,07	e	45,37	80,90**
Produção específica de metano (LCH ₄ (g DQO _{diss} rem) ⁻¹)	R1	0,13	c	0,25	b	0,29	a	0,25	b	0,13	d	36,14	154,74**
	R2	0,21	c	0,29	b	0,18	d	0,27	a	0,13	e	29,26	147,51**
	R1 + R2	0,10	d	0,24	a	0,27	b	0,27	a	0,13	c	23,18	514,18**
Rendimento de metano (mlCH ₄ (g SV _{adíc.} (L d) ⁻¹))	R1	34	d	69	c	114	b	122	a	67	c	33,93	331,20**
	R2	126	a	101	b	64	c	98	b	41	d	52,86	79,49**
	R1 + R2	159	c	167	bc	178	b	219	a	108	d	34,8	89,42**

c.v -coeficiente de variação; Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade (p<0,01); * - Significativo a 5% de probabilidade (p<0,05) ns - não significativo (p>0,05); p - probabilidade.

Toumi et al. (2015) obtiveram rendimentos de metano em um reator operado com ARBL e água residuária de laticínio de 453 e 431 ml CH₄ (g SV (L d)⁻¹) com TDH entre 20 e 15 dias, respectivamente e TCL inferior a 3 (g SV (L d)⁻¹). Neste trabalho o maior rendimento foi obtido no teste 4 com produção de 219 ml CH₄ (g SV (L d)⁻¹) (**Tabela 11**) com TDH de 6 dias e TCL de 7,3 (g SV (L d)⁻¹).

Neves et al. (2006), obtiveram produções entre 240 e 280 ml CH₄ (g SV (L d)⁻¹) em co-digestão de resíduos de café e lodo de esgoto e relataram a instabilidade

de sistemas anaeróbios mesofílicos tratando resíduos de café após 80 dias de operação devido liberação de compostos inibitórios.

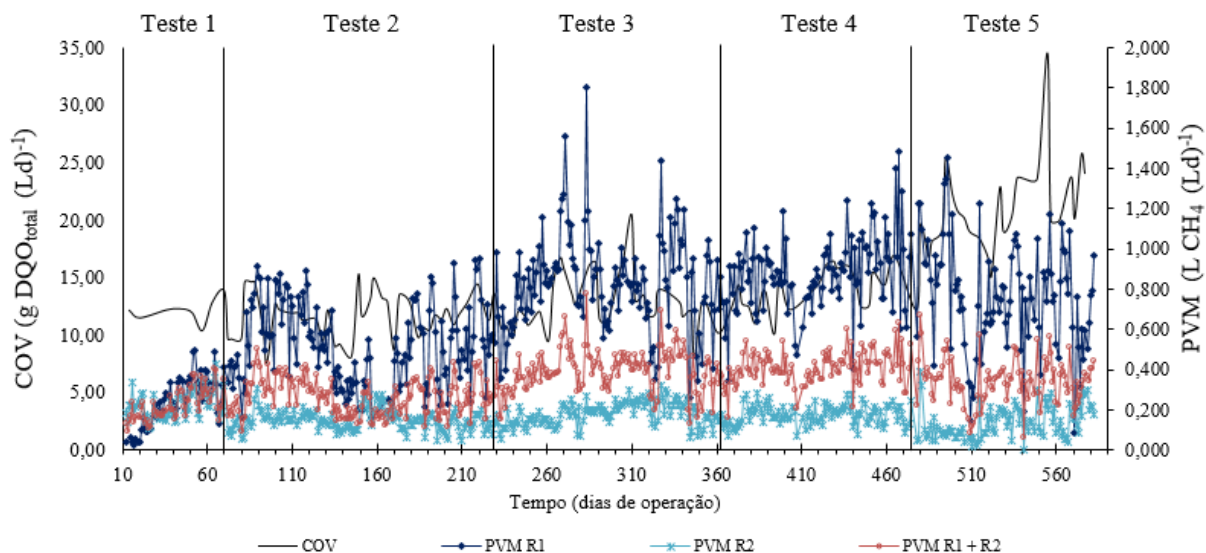


FIGURA 16. Produção volumétrica de metano e carga orgânica volumétrica (COV) dos reatores UASB instalados em série (R1 e R2), durante os testes 1 (100% ARBL - partida), 2 (100% ARBL), 3 (85% ARBL: 15% ARC), 4 (70% ARBL: 30% ARC) e 5 (50% ARBL: 50% ARC).

O teor médio de metano no biogás produzido pelo R1 foi de 66% nos testes 2, 3 e 4 e no R2 foram obtidos teores de 63% no teste 4.

Observou-se que durante a partida (teste 1) o R2 produziu o maior teor de metano no biogás (64%) e a maior produção específica, de $0,25 \text{ L CH}_4 (\text{g DQO}_{\text{total}} \text{ removida})^{-1}$, perfazendo 71% da produção teórica. No entanto a PMV para o R2 e para o sistema (R1+R2) foi a menor do experimento, $0,23 \text{ L CH}_4 (\text{g DQO}_{\text{total}} \text{ removida})^{-1}$.

Após a adição de ARC o sistema (R1+R2) melhorou a produção de metano em 50 e 60% (testes 3 e 4) e o R2 contribuiu com o percentual de 30% do volume de metano produzido no sistema. Deve-se considerar que as ARC são sazonais e que os testes 1 e 2, mesmo com menores produções volumétricas de metano são relevantes, e podem ser otimizadas para a produção de energia, na entre-safra do café. Isto permitiria aos produtores de leite e de café, a produção de energia durante o ano todo.

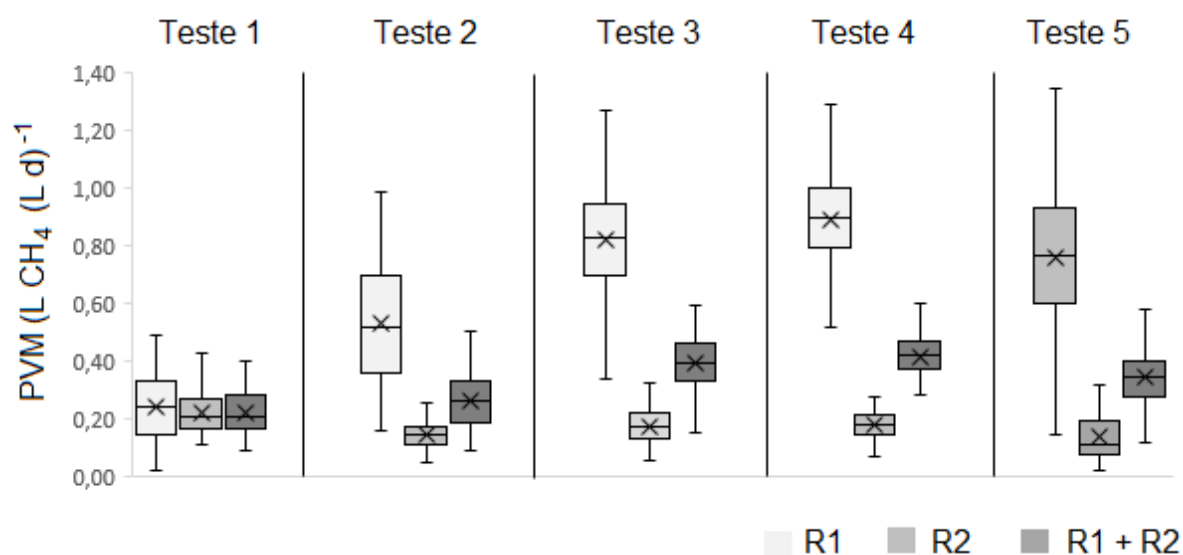


FIGURA 17. Produção volumétrica de metano nos reatores UASB instalados em série (R1 e R2), durante os testes 1 (100% ARBL - partida), 2 (100% ARBL), 3 (85% ARBL: 15% ARC), 4 (70% ARBL: 30% ARC) e 5 (50% ARBL: 50% ARC).

5.5 Macronutrientes e micronutrientes

A relação nutricional DQO:N:P (350:5:1) foi assegurada em todos os testes para os afluentes do R1 e R2 (**Tabela 12**). De acordo com Chernicharo (2007) esta relação proporciona estabilidade ao processo embora ainda os requisitos nutricionais pela microbiota sejam altamente variáveis e complexo requerendo estudos adicionais para limitar faixas ótimas afim de melhorar o desempenho de reatores anaeróbios (Suárez et al., 2018).

As maiores eficiências de remoção de NTK ocorreram nos testes 1 (partida) e 2, o que pode ter sido devido a maior exigência pelos microrganismos privados de substrato no interior do reator, alcançando 61,17% e 48,67. No teste 3 a menor remoção certamente ocorreu devido à perda de sólidos no efluente, e após o descarte de lodo do sistema as eficiências de remoção novamente aumentaram (teste 4 e 5, 25,89 e 13,83% respectivamente).

Para fósforo total (P_{total}) a maior eficiência de remoção foi observada no teste 4 (70 %). As concentrações dos macronutrientes aumentaram no teste 5 devido recirculação de efluente do R2 utilizado na preparação do afluente. Potássio,

Magnésio e Cálcio tiveram concentrações médias no afluente de 17,03, 6,35 e 22,38 mg L⁻¹ com eficiências de remoção de 24,96, 37,48 e 39,90% respectivamente.

As eficiências de remoção para os micronutrientes estão apresentadas na **tabela 13** e sugerem que a concentração presente destes elementos traços é elevada para Fe e Zn o que o torna atrativo para co-digestão junto a outros substratos submetidos ao tratamento anaeróbio e que requerem principalmente a exigência para Fe que além do papel como fator de crescimento, também atua na estimulação da formação de citocromos e ferroxinas (Fd), que são vitais para o metabolismo energético celular (Choong et al., 2016) e também é usado frequentemente para reduzir a concentração de sulfeto de hidrogênio no biogás (Xu et al., 2017).

TABELA 12. Concentrações (mg L⁻¹) e eficiência de remoção (%) dos macronutrientes NTK, P-total, K, Mg e Ca no afluente e efluente dos reatores UASB em série (R1 e R2) no tratamento anaeróbio mesofílico de ABRL e ARC.

Parâmetros	Ponto de Amostragem	Testes					c.v	F
		1	2	3	4	5		
N	Afluente	1043 b	1017 b	970 b	788 b	1656 a	31,05	18,89**
	R1	460 d	565 cd	932 b	670 bc	1534 a	29,24	65,67**
	R2	405 c	522 c	904 b	584 c	1427 a	36,67	45,18**
	R1+R2 (% rem.)	61,17 a	48,67 a	6,8 b	25,89 b	13,83 c	44,21	20,98**
P	Afluente	252 b	244 b	243 b	265 b	319 a	19,28	9,86**
	R1	179 ab	147 b	218 ab	232 a	198 ab	39,99	3,28*
	R2	110 ab	91 b	154 a	106 ab	140 a	56,13	4,27**
	R1+R2 (% rem.)	53,64 b	61,74 ab	56,1 ab	70,01 a	54,17 ab	32,65	3,11*
K	Afluente	15,81 a	9,36 b	14,55 ab	12,9 ab	17,03 a	43,55	4,54**
	R1	12,92 ab	8,78 c	9,12 bc	11,56 bc	14,87 a	33,3	8,49**
	R2	13,15 a	8,82 b	9,99 ab	10,6 ab	12,78 a	38,41	3,09**
	R1+R2 (% rem.)	18,27 c	32,6 b	60,77 ab	22,81 bc	24,96 bc	43,75	18,16**
Mg	Afluente	3,44 b	2,98 b	3,2 ab	5,26 b	6,35 a	56,45	6,96**
	R1	2,97 b	2,4 b	2,81 b	4,79 b	5,88 a	40,43	8,51**
	R2	2,6 b	2,56 b	2,45 ab	4,11 ab	3,97 a	42,66	3,88**
	R1+R2 (% rem.)	27,57 c	40,05 bc	36,34 a	21,86 b	37,48 bc	38,18	9,74**
Ca	Afluente	12,36 bc	9,59 bc	16,66 ab	8,35 c	22,38 a	57,4	8,62**
	R1	7,95 b	5,57 b	7,16 b	6,81 b	18,71 a	41,43	29,17**
	R2	7,33 bc	6,04 c	8,74 ab	7,88 c	13,45 a	47,69	10,98**
	R1+R2 (% rem.)	37,49 c	56,68 b	69,84 b	85 a	39,9 c	22,85	42,88**

c.v -coeficiente de variação; Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade ($p < 0,01$); * - Significativo a 5% de probabilidade ($p < 0,05$) ns - não significativo ($p > 0,05$); p - probabilidade.

TABELA 13. Concentrações (mg L⁻¹) e eficiência de remoção (%) dos micronutrientes Fe, Zn, Cu e Mn no afluente e efluente dos reatores UASB em série (R1 e R2) no tratamento anaeróbico mesofílico de ABRL e ARC.

Parâmetros	Ponto de Amostragem	Testes					c.v	F
		1	2	3	4	5		
Fe	Afluente	38,78 d	97,55 cd	170,15 bc	280,81 ab	344,12 a	61,81	18,82**
	R1	21,29 d	18,89 d	60,54 c	137,38 b	251,21 a	41,49	91,54**
	R2	21,03 c	8,95 c	139,89 b	173,63 a	198,34 a	26,03	158,03**
	R1+R2 (% rem.)	56,05 b	88,58 a	53,51 b	38,37 c	42 c	13,33	121,52**
Zn	Afluente	64,58 ab	34,05 c	54,29 bc	59,13 b	78,12 a	30,87	9,41**
	R1	46,04 bc	23,28 c	47,61 ab	51,57 ab	63,48 a	37,37	10,04**
	R2	34,46 c	19,55 d	38,89 bc	47,92 b	59,61 a	25,28	32,39**
	R1+R2 (% rem.)	27,54 b	67,71 a	28,37 bc	18,96 b	23,69 b	39,67	33,59**
Cu	Afluente	2,67 ab	1,89 b	3,65 a	2,05 ab	3,1 ab	71,63	3,00 *
	R1	1,55 ab	1,17 b	2,57 a	1,75 ab	2,32 ab	80,47	2,92*
	R2	1,39 b	1,77 ab	2,76 a	1,00 b	1,63 ab	96,11	4,10**
	R1+R2 (% rem.)	53,22 b	74,23 a	74,13 a	49,11 b	47,42 b	25,85	11,25**
Mn	Afluente	4,81 c	5,14 c	9,78 ab	6,95 bc	11,22 a	59,81	6,49**
	R1	3,31 bc	3,08 c	5,21 b	5,63 bc	8,79 a	46,73	12,46**
	R2	3,13 b	3,10 b	6,42 a	3,20 b	5,12 ab	69,21	5,49**
	R1+R2 (% rem.)	41,23 b	66,93 a	68,04 a	52,14 ab	54,37 ab	32,54	4,60**

c.v -coeficiente de variação; Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade ($p < 0,01$); * - Significativo a 5% de probabilidade ($p < 0,05$) ns - não significativo ($p > 0,05$); p - probabilidade.

Além dos macronutrientes como carbono (C), nitrogênio (N), fósforo (P) e enxofre (S), os microrganismos anaeróbios também exigem elementos traços, com uma concentração relativamente menor (Choong, et al. 2016). Consequentemente, as concentrações ótimas desses elementos são necessárias para manter a estabilidade do sistema. Com base no coeficiente de rendimento teórico das arqueias metanogênicas, a proporção de elementos essenciais em relação à remoção de DQO pode ser estimada. Usando o cálculo teórico descrito por Wu et al. (2016), foi determinado os valores teóricos ótimos para os elementos previamente

descritos e comparamos com os dados experimentais obtidos para os efluentes dos reatores RAHLF. Como observado na (**Tabela 14 e 15**), os resultados obtidos estão entre os valores calculados para a maioria dos elementos analisados (micronutrientes), com exceção das proporções de todos os elementos para o R1, que tiveram valores superiores no teste 3.

TABELA 14. Relação ($\text{mg g DQO}_{\text{removida}}^{-1}$) dos micronutrientes Fe, Zn, Cu e Mn no afluente dos reatores UASB em série (R1 e R2) no tratamento anaeróbio mesofílico de ABRL e ARC e coeficiente de variação (c.v.)

	Ótimo*	Reator	Testes				
			1	2	3	4	5
Micronutrientes (mg/g DQO removida)							
Fe	1.1-30.1	R1	5,8	8,6	85,1	24,0	19,4
		R2	3,1	3,3	4,3	14,0	20,9
Zn	0.1-6.6	R1	9,6	3,0	27,1	5,1	4,4
		R2	6,8	4,0	3,4	5,3	5,3
Cu	0.02-1.69	R1	0,4	0,2	1,8	0,2	0,2
		R2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Mn	0.04-0.75	R1	0,7	0,5	4,9	0,6	0,6
		R2	0,5	0,5	0,4	0,6	0,7

* Valores ideais de micronutrientes para metanogênicos calculados de acordo com Wu et al. (2016)

TABELA 15. Proporção de nutrientes (DQO:N:P) e Relação (mg g DQO_{removida}⁻¹) dos macronutrientes K, Mg e Ca no afluente dos reatores UASB em série (R1 e R2) no tratamento anaeróbio mesofílico de ABRL e ARC e coeficiente de variação (c.v.)

Ótimo*		Reator	Testes				
			1	2	3	4	5
Proporção de nutrientes (Chernicharo, 2007)							
DQO:N:P	350:05:01	R1	350:15:04	350:15:04	350:13:04	350:10:03	350:14:03
		R2	350:09:04	350:11:03	350:14:03	350:15:05	350:22:03
Macronutrientes (mg/g DQO removida)							
K	3.9-575.7	R1	2,4	0,8	7,3	1,1	1,0
		R2	1,9	1,5	0,6	1,2	1,2
Mg	1.4-56.5	R1	3,4	0,3	1,6	0,4	0,4
		R2	3,0	0,4	0,2	0,5	0,5
Ca	1.3-45.4	R1	1,8	0,8	8,3	0,7	1,3
		R2	1,2	1,0	1,0	0,7	1,6

* Valores ideais de macronutrientes para metanogênicos calculados de acordo com Wu et al. (2016)

5.6 Remoção de coliformes totais, fecais e parasitos

Com o objetivo de conhecer o potencial de remoção de contaminantes biológicos nos reatores UASB, foram analisados parâmetros que refletem a qualidade microbiológica das águas residuárias e seus efluentes. A concentração de coliformes totais e termotolerantes tiveram redução de 3 unidades log (**Tabela 16**) no afluente, possivelmente em virtude do baixo pH e altas concentrações de AVT após adição da ARC, inibindo o crescimento e inativação dos coliformes (; Salsali et al., 2006; Mazareli et al., 2016).

TABELA 16. Valores médios de coliformes totais e termotolerantes nos afluentes e efluentes, e eficiências de remoção nos reatores anaeróbios de alta taxa com manta de lodo fluxo ascendente em série (UASB) (R1 e R2), no final dos testes 2 e 4.

Teste (% ARBL:% ARC)	Ponto de amostragem	Coliformes			
		Totais		Termotolerantes	
		NMP (100 ml) ⁻¹	Remoção (%)	NMP (100 ml) ⁻¹	Remoção (%)
2 (100:0)	Afluente	$1,1 \times 10^8$	-	$1,1 \times 10^8$	-
	R1	$9,0 \times 10^5$	99,18	$6,0 \times 10^5$	99,45
	R2	$2,4 \times 10^7$	-	$2,4 \times 10^7$	-
	R1 + R2	-	78,18	-	78,18
4 (70:30)	Afluente	$9,0 \times 10^5$	-	$9,0 \times 10^5$	-
	R1	$7,3 \times 10^5$	18,89	$3,0 \times 10^5$	66,67
	R1 + R2	-	66,67	-	66,67

NMP = Número mais provável; ARBL – águas residuárias da bovinocultura leiteira; ARC – águas residuárias do processamento de café; R1 e R2 – primeiro e segundo estágio UASB em série.

As maiores eficiências de remoção de coliformes totais e termotolerantes ocorreram no teste 2, no R1, de 99,18 e 99,45%, respectivamente. Isto pode estar associado com a maior remoção de SSV neste período que foi de 37%, comparando-se com o teste 4 que foi de 21%. O arraste de SSV pode contribuir para o arraste de coliformes que não foram inativados pelo processo.

A investigação de parasitos foi realizada no afluente e efluente em todos os testes. Os resultados revelaram presença de ovos de Helminthos no afluente para os testes 1, 2, 3 e 5, em número de 1 ovo (10 mL)⁻¹ pertencente a sub-ordem Strongylida e no teste 4, de 3 ovos (10 mL)⁻¹ pertencente a mesma sub-ordem (Tabela 17).

No teste 3 também foi encontrado 1 ovo (10 mL)⁻¹ pertencente a ordem Ascaridida. No exame do efluente do R1 e R2 observou-se ausência de ovos de helmintos em todos os testes. No teste 4, no efluente do R2 foi observado 1 ovo (10 mL)⁻¹ de Platelmino representado pela classe Cestoda. Foram também encontrados 1 cisto (10 mL)⁻¹ de *Eimeria sp.* no afluente do R1 nos testes 1, 2 e 3.

TABELA 17. Parasitos encontrados em dois reatores anaeróbios de alta taxa com manta de lodo fluxo ascendente em série (UASB) durante os testes 1 -5.

Testes (%ARBL:% ARC)	Ponto de amostragem	Parasitos ⁽¹⁾				
		Nematóides			Platelmintos	Protozoários
		<i>Strongylida</i>	<i>Ascaridida</i>	<i>Capillaria</i>	<i>Cestoidea</i>	<i>Eimeria sp.</i>
		ovos (10 ml) ⁻¹			ovos (10 ml) ⁻¹	cistos (10 ml) ⁻¹
1 (partida) (100:0)	Afluente	1	-	-	-	-
	R1	-	-	-	-	1
	R2	-	-	-	-	-
2 (100:0)	Afluente	1	-	-	-	-
	R1	-	-	-	-	1
	R2	-	-	-	-	-
3 (85:15)	Afluente	1	1	-	-	-
	R1	-	-	-	-	1
	R2	-	-	-	-	-
4 (70:30)	Afluente	3	-	-	-	-
	R1	-	-	-	-	-
	R2	-	-	-	1	-
5 (50:50)	Afluente	1	-	-	-	-
	R1	-	-	-	-	-
	R2	-	-	-	-	-

⁽¹⁾Técnica de Willis-Mollay; ARBL – águas residuárias da bovinocultura leiteira; ARC – águas residuárias do processamento de café; R1 e R2 – primeiro e segundo estágio UASB em série.

5.7 Microbiota dos principais grupos metanogênicos quantificados

Os principais grupos microbianos atuantes na co-digestão anaeróbia e metanogênese tiveram o número de cópias do gene 16S rDNA quantificados por qPCR. A partir destes resultados foi possível observar que as diferenças na concentração da microbiota do lodo do inoculo não provocaram grandes mudanças na relação da microbiota do lodo dos reatores anaeróbios, R1 e R2 (**Figura 18**). Isto indica que a microbiota se readapta quando se encontra em funcionalidade nos reatores. Esta readaptação pode ser favorecida ou prejudicada conforme o tipo de resíduo utilizado, a co-digestão vem sendo muito utilizada com o objetivo de aprimorar todo o sistema.

Desse modo, a relação entre os domínios Bacteria e Archaea (ambos com 35 a 39%: cópias do gene 16S rDNA/g SV) se apresentou muito semelhante para todos os pontos e reatores anaeróbios estudados. Este equilíbrio torna-se fundamental para que a digestão anaeróbia ocorra adequadamente. Uma vez que a digestão anaeróbia (DA) envolve uma série de sofisticadas reações microbianas incluindo competição e sincronia harmoniosas para seus substratos durante os processos de biotransformação da hidrólise, acidogênese e metanogênese (Cho et al., 2017). Resultados equivalentes, porém, em reatores UASB e Horizontais de alta taxa com resíduos diferentes (vinhaça e suinocultura) já foram apresentados por outros autores, respectivamente (Duda et al., 2015; Barros et al., 2017).

Entretanto, neste trabalho podemos afirmar que os microrganismos correspondentes a estas etapas não foram prejudicados, pois o pH se manteve na faixa ótima (6,50 a 7,80) principalmente para as arqueas metanogênicas (Ward et al., 2008). O aumento na AP no R1 e R2 para 1.814 e 1.968 mg L⁻¹ (teste 3), respectivamente, após o aumento de 30% de ARC demonstrou a capacidade de tamponamento do sistema devido a formação de bicarbonato.

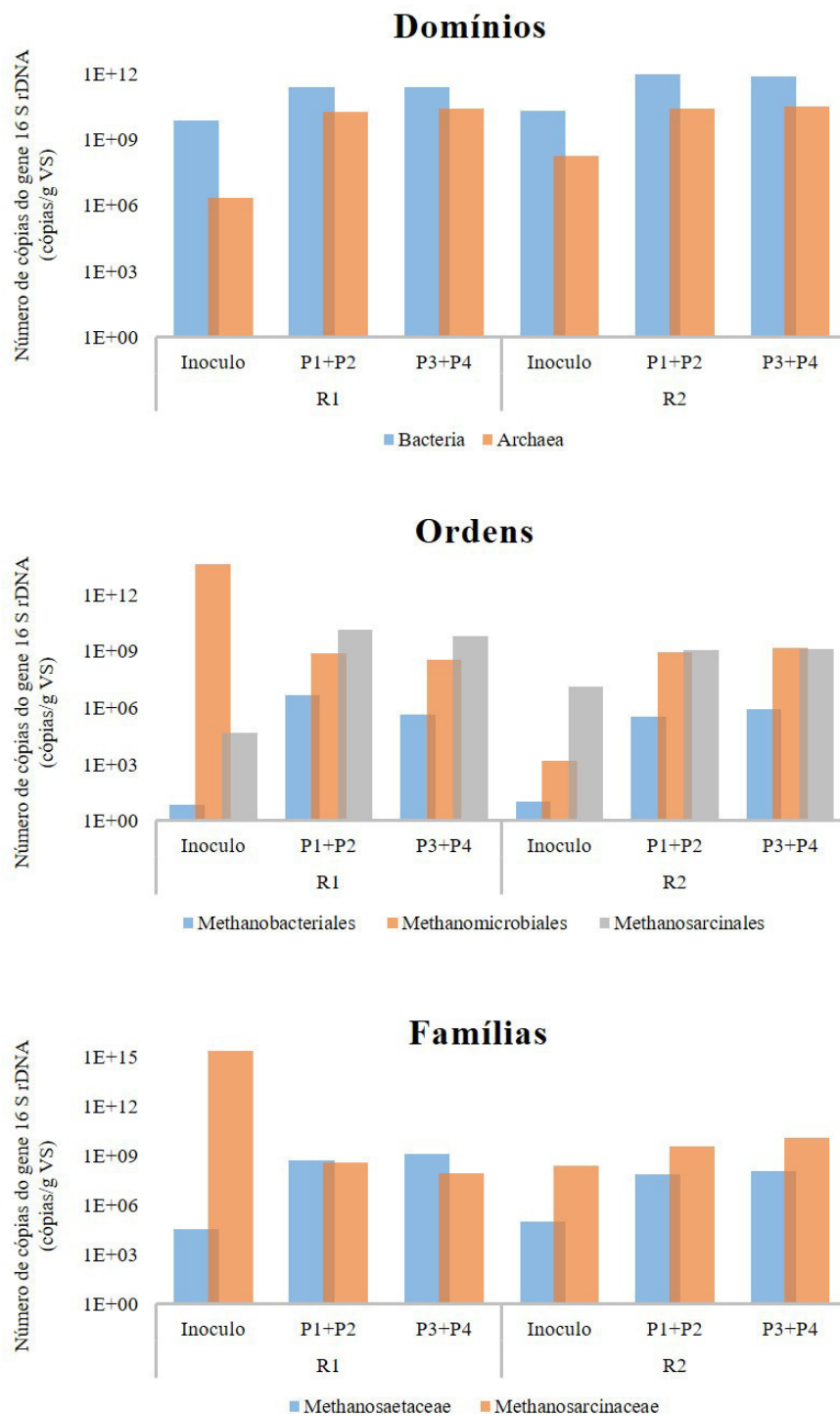


FIGURA 18. Real time quantitativo do lodo dos reatores anaeróbios (R1 e R2) UASB tratando co-digestão de bovinocultura de leite e águas residuárias de café. Número de cópias do gene 16S rDNA dos principais grupos microbianos da digestão anaeróbia.

Sendo assim, as concentrações do número de cópias do gene 16S rDNA para as ordens metanogênicas Metanobacterales ($2,99 \times 10^5$ a $4,38 \times 10^6$ cópias do gene 16S rDNA/g SV), Methanomicrobiales ($3,56 \times 10^8$ a $1,35 \times 10^9$ cópias do gene 16S rDNA/g SV) e Methanosarcinales ($1,11 \times 10^9$ a $1,26 \times 10^{10}$ cópias do gene 16S rDNA/g SV) se apresentaram de maneira crescente nos pontos dos R1 e R2, respectivamente (**Figura 18**).

Staley et al. (2018) trabalhando com decomposição de resíduos sólidos urbanos observaram que cerca de 44% das sequências de arqueas obtidas em condições de baixo pH e alto acetato foram estritamente hidrogenotróficas (Methanomicrobiales, Methanobacterales). Em nosso trabalho podemos dizer que existe um equilíbrio entre os grupos Methanomicrobiales e Methanosarcinales, ambas as vias hidrogenotróficas e acetoclástica permaneceram ativas. Segundo Gulhane et al. (2017) as etapas da hidrólise e da metanogênese são limitantes para a digestão anaeróbia, pois são muito sensíveis a variações no pH.

Na Figura 5, os resultados de qPCR indicaram que as famílias metanogênicas, Methanosaetacea e Methanosarcinaceae, se mantiveram constantes ao longo dos reatores, embora exista uma diferença mínima de concentração no número de cópias do gene 16S rDNA entre os reatores. No R1 a concentração de Methanosaetaceae foi vagamente maior, principalmente no P3+P4, a maior concentração de acetato pode ter favorecido o desenvolvimento deste grupo. O oposto ocorreu no R2, em ambos os pontos (P1+P2 e P3+P4), onde podemos notar maior desenvolvimento da Methanosarcinaceae, responsáveis pelo consumo tanto de acetato quanto de $H_2 + CO_2$.

Em digestores de lodo anaeróbio de larga escala tratando efluentes municipais, os organismos acetoclásticos (Methanosarcinaceae e Methanosaetaceae) foram mais abundantes que os organismos hidrogenotróficos (Methanobacterales, Methanomicrobiales, Methanobacteriaceae e Methanococcales). Tanto o FISH quanto o qPCR indicaram que a família Methanosaetaceae foi a mais abundante, sugerindo que a metanogênese acetolástica é provavelmente a via dominante de produção de metano nesses digestores (Khan et al., 2018).

Portanto, os resultados obtidos de qPCR corroboram com a maior PVM no teste 4 (após adição de ARC), que atingiu $0,82 \text{ L CH}_4 (\text{L d})^{-1}$ no R1 e $0,39 \text{ L CH}_4 (\text{L d})^{-1}$ no sistema (R1+R2). Após a adição de ARC o sistema aumentou a produção de metano em 50%, sendo que o R2 contribuiu com o percentual de 30% do volume de metano produzido no sistema. Os resultados obtidos neste trabalho comprovam que tanto os reatores UASB quanto a microbiota da digestão anaeróbia estavam operando de forma adequada e equilibrada.

6. CONCLUSÕES

Os reatores UASB em série empregados para co-digestão de ARBL e ARC são promissores para destinar estes resíduos que exibem produção sazonal, uma vez que, o sistema produziu alcalinidade suficiente mantendo o pH adequado para a conversão de AVT por microrganismos acetogênicos e metanogênicos e a PVM aumentou com a utilização direta destes dois resíduos sem incremento de custos operacionais.

O primeiro estágio possibilitou elevada remoção da DQO_{diss} sem riscos de acidificação para o sistema e o segundo estágio converteu a carga orgânica remanescente, aumentando a produção volumétrica de metano global, demonstrando que a digestão anaeróbia é uma tecnologia eficaz para a reciclagem de recursos.

A reciclagem de nutrientes promovida pelo sistema como N, P, K, Ca, Mg, Fe, Zn, Mn e Cu, mantendo-os na água residuária biodigerida demonstram potencial para a fertirrigação agrícola, no entanto, precisarão ser calculadas as taxas de aplicação de modo a atender as exigências estabelecidas pela legislação vigente do país.

A concentração de coliformes totais e fecais no efluente dos reatores permaneceu elevada, embora o sistema demonstrou eficiência para a remoção destes grupos de microrganismos, o que não exclui a necessidade de pós-tratamento para destinação adequada destes efluentes.

O sistema em série também demonstrou a capacidade de remoção de ovos de helmintos nos efluentes dos reatores, porém a investigação de viabilidade destes ovos não foi investigada para o lodo.

Os principais grupos microbianos quantificados neste trabalho se apresentaram de forma sincrônica e equilibrada na co-digestão de ARBL e ARC, assegurando a estabilidade operacional do processo.

REFERÊNCIAS

- Adhikari, M., Paudel, K. P., Martin JR. N. R., Gauthier, W. M., 2005. **Economics of dairy waste use as fertilizer in central Texas**. Waste Management. 25, 1067-1074.
- Álvarez, J. A., Otero, L., Lema, J. M., 2010. **A methodology for optimising feed composition for anaerobic co-digestion of agro-industrial wastes**. Bioresource Technology. 101, 1153-1158.
- APHA., 2005. **Standard methods for the examination of water and wastewater American Water Works Association/American Public Works Association/Water Environment Federation (21st ed.)**, American Public Health Association, Washington DC, USA.
- Battista F., Fino., Mancini, G., 2016. **Optimization of biogas production from coffee production waste**. Bioresource Technology. 200, 884-890.
- Barbosa, G., Langer, M., 2011. **Uso de biodigestores em propriedades rurais: uma alternativa à sustentabilidade ambiental**. Unoesc & Ciência – ACSA, Joaçaba. 2, 87-96.
- Barros V. G., Duda R. M., Vantini J. S., Omori W. P., Ferro M. I. T., Oliveira R. A., 2017. **Improved methane production from sugarcane vinasse with filter cake in thermophilic UASB reactors, with predominance of Methanothermobacter and Methanosarcina archaea and Thermotogae bacteria**. Bioresource Technology. 244 (1), 371-381.
- Belle, A. J., Lansing, S., Mulbry, W., Weil, R. R., 2015. **Anaerobic co-digestion of forage radish and dairy manure in complete mix digesters**. Bioresource Technology. 178, 230–237.
- Beyene, A. et al., 2014. **Experimental evaluation of anaerobic digestion for coffee wastewater treatment and its biomethane recovery potential**. International Journal of Environmental Science and Technology. 11, 1881-1886.
- Bonilla, V. A., 2014. **Aproveitamento dos resíduos do processamento semi-seco do café para a produção de compostos de valor agregado**. Tese (Mestrado) – Universidade Federal de Lavras-MG.
- Borges, M. S., Guedes, C. A. M., Drumond, M. C., 2016. **Programa de assistência técnica para o desenvolvimento de pequenas propriedades leiteiras em Valença-RJ e região Sul Fluminense**. Cadernos EBAPE, BR. 14, p. 569.
- Bruno, M., Oliveira, R. A., 2008. **Tratamento anaeróbio de águas residuárias do beneficiamento de café por via úmida em reatores UASB em dois estágios**. Engenharia Agrícola. 28, 364–377.

Bruno, M., 2011a. **Reatores UASB em dois estágios seguidos de lodos ativados em batelada para o tratamento de águas residuárias do beneficiamento de café por via úmida**. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal/SP.

Bruno M., Oliveira R. A., 2013. **Performance of UASB reactors in two stages followed by post-treatment with activated sludge in wastewater batch of wet-processed coffee**. Engenharia Agrícola. 33, 808-819.

Butler, J. H., Montzka, S. A., 2014. **The NOAA Annual Greenhouse Gas Index (AGGI)**. National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). Departamento de Comércio. Boulder, USA. p.10.

Campos, C. M., Prado, M. A., Pereira, E. L., 2010. **Caraterização físico-química, bioquímica e energética da água residuária do café processado por via úmida**. Biocience Journal. 26 (4), 514-524.

Cavalcanti P. F. F., Medeiros E. J. S., J.K.M. van Haandel A. S., 1999. **Excess sludge discharge frequency for UASB reactors**. Water Science & Technology. 40, 211-219.

Chernicharo, C. A. L., 2007. **Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico em águas residuárias**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG. p. 359.

Cho, S., Jung, K., Kim, D., Kwon, J., Zeeshan, U., 2017. **Bacterial community analysis in upflow multi-layer anaerobic reactor (UMAR) treating high-solids organic wastes**. Biotechnol Prog. 33, 1226-1234

Choong, Y. Y., Norli, I., Abdullah A. Z., Yhaya, M. F., 2016. **Impacts of trace element supplementation on the performance of anaerobic digestion process: A critical review**. Bioresource technology. 209, 369-379.

Conab, 2018. Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB). **Observatório Agrícola**. Acompanhamento da safra brasileira de café. 4, 84.

Corro, G. et al., 2013. **Generation of biogas from coffee-pulp and cow-dung co-digestion: Infrared studies of postcombustion emissions**. Energy Conversion and Management. 74, 471–481.

Costa, A. M. T., 2014. **Codigestão anaeróbia de resíduos bovinos e suínos: caracterização química e produção de biofertilizante para uso em cultura de milho**. Dissertação (mestre em tecnologia de processos químicos e bioquímicos). Universidade Federal do Paraná. Pato Branco-PR.

Daniel, T. R., 2015. **Avaliação dos afluentes e efluentes em sistemas de biodigestores em escala real para a produção de biogás e biofertilizante a partir de dejetos da pecuária leiteira**. Dissertação (Mestre em Ciência e Tecnologia do Leite e Derivados). Universidade Federal de Juiz de Fora. Juiz de Fora.

Dias T., Fragoso R., Duarte E., 2014. **Anaerobic co-digestion of dairy cattle manure and pear waste**. Bioresource Technology. 164, 420-423.

Dias, D. R., Valencia, R., Zambrano, D. A., López-Núñez, J. C., 2014. **Management and utilization of wastes from coffee processing** In: Schwan, R. F., Fleet, G. H., 2014. Cocoa and coffee fermentations. Boca Raton: CRC Taylor & Francis. 15, 376-382.

DiLallo R., Albertson O.E., 1961. **Volatile acids by direct titration**. Water Pollution Control Federation. 33, 356-365.

Duda, R. M., Oliveira, R. A., 2011. **Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador**. Engenharia Sanitária e Ambiental. 16, 91-100.

Duda R. M., Vantini J. S., Martins L.S., Varani A. M., Lemos M.V.F., Ferro M.I.T., Oliveira R. A., 2015. **A balanced microbiota efficiently produces methane in a novel high-rate horizontal anaerobic reactor for the treatment of swine wastewater**. Bioresource Technology. 197, 152-160.

Eftaxias, A., Diamantis, V., Aivasidis, A., 2018. **Anaerobic digestion of thermal pre-treated emulsified slaughterhouse wastes (TESW): effect of trace element limitation on process efficiency and sludge metabolic properties** Waste management. 357-363

EMBRAPA. Empresa Brasileira de pesquisa e agropecuária. **Avaliação Biológica de Virose em Plantas Matrizes e Mudas de Batata-doce (Ipomoea batatas)**. Circular técnica. Pelotas-RS Outubro, 2008. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/30878/1/Circular-75.pdf>. Acesso: 2018.

EMBRAPA, 2018. Empresa Brasileira de pesquisa e agropecuária. **Anuário Leite: O leite produzido no Brasil e no mundo**. Embrapa gado de leite, Juiz de Fora-MG. p. 116.

Emerson, K., Lund R.E., Thurston R. V., Russo R. C., 1975. **Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature**. Journal of the Fisheries Research Board of Canada. 32 (12), 2379-2383.

Fernandes, A., 2016. **Água residuária de laticínio em co-digestão com dejetos de bovinos leiteiros**. Dissertação (Mestre em Agronomia). Faculdade de Ciências Agrônômicas da UNESP – Campus Botucatu. Botucatu-SP.

Ferrarez, A. H., Filho, D. O., Gracia, L. M. N., Martinez, J. M., Lopes, R. P., Souza, N. S., 2015. **Potencial de geração de eletricidade com codigestão de resíduos agropecuários na região da Zona da Mata, Minas Gerais, Brasil**. Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental. Florianópolis, n. esp, 302-316.

Ferreira, J. S., Montenegro, C. M. C., 2010. **Capacidade da lagoa de estabilização, integrante de um sistema piloto, na remoção da carga orgânica da água residuária do processamento do café por via úmida.** Ciência e agrotecnologia, 34 (6) 1536-1542.

Ferreira, L. M. S., 2013. **Biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros com e sem separação da fração sólida.** Dissertação (Mestre em Zootecnia). Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias. p. 82.

Generoso, F. B., 2001. **Quantificação e caracterização de dejetos produzidos em propriedade com exploração leiteira para uso em biodigestores e reciclagem de nutrientes. 66p.** (Trabalho apresentado para obtenção de graduação em Zootecnia) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal-SP.

Gomes, A. T., Zoccal, R., 2001. **Caracterização da produção de leite nas principais regiões produtoras do país.** In: Martins, C. E., ALENCAR, C. A. B., Bressan, M. Sustentabilidade na produção de leite no leste mineiro. Juiz de Fora: CNPGL, p. 7-17.

Grooms, D. L., Kroll L. A. K., 2015. **Indoor Confined Feedlots.** Veterinary Clinics of North America - Food Animal Practice. 31, 295–304.

Gulhane, M., Pandit, P., Khardenavis, A., Singh, D., Purohit, H., 2017. **Study of microbial community plasticity for anaerobic digestion of vegetable waste in Anaerobic Baffled Reactor.** Renewable Energy. 101, 59–66.

Henze, M., Harremões, P., 1983. **Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactors - a literature review.** Water Science and Technology. 15, 1-101.

Hirano, M. Y., Silva, C. L., 2014. **Análise da viabilidade do uso de biogás gerado a partir de dejetos bovinos em microturbinas para fins de geração, cogeração e trigeração de energia.** X Fórum Ambiental da Alta Paulista. 10 (1) 28-41.

Huang, X., Yun, S., Zhu, J., Du, T., Zhang C., Li X., 2016. **Mesophilic anaerobic co-digestion of aloe peel waste with dairy manure in the batch digester: Focusing on mixing ratios and digestate stability.** Bioresource Technology. 218, 62-68.

ICO, 2018. Trade Statistics. Disponível em: <http://www.ico.org/prices/production.pdf>. Acesso: 2019.

Jenkins S. R., Morgan J. M., Sawyer R. C. L., 1983. **Measuring anaerobic sludge digestion and growth by a simple alkalimetric titration.** Water Pollution Control Federation. 55 (5), 448-453.

Jiang, J. G.; Zhang, Y. J.; Li, K. M.; Wang, Q.; Gong, C. X.; Li, M. L., 2013. **Volatile fatty acids production from food waste: effect of pH, temperature, and organic loading rate**. *Bioresource Technology*. 143, 525-530.

Jonge, N., Moset, V., Møller, H. B., Nielsen, J. L., 2017. **Microbial population dynamics in continuous anaerobic digester systems during start up, stable conditions and recovery after starvation**. *Bioresource Technology*. 232, 313–320.

Junqueira, J. B., 2011. **Biodigestão anaeróbia e compostagem com dejetos de bovinos confinados e aplicação do biofertilizante e do composto em área cultivada com *Panicum maximum*** JACQ., CV Tanzânia. 103f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia- Área de Concentração em Produção Animal) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal-SP.

Khan M. A., Patel P. G., Ganesh A. G., Rais N., Faheem S.M., Khan S.T., 2018. **Assessing Methanogenic Archaeal Community in Full Scale Anaerobic Sludge Digester Systems in Dubai, United Arab Emirates**. *The Open Microbiol Journal*. 12, 123-134.

Kouas, M., Torrijos M., Schmitz S., Sousbie P., Sayadi, S., Harmand, J., 2018. **Co-digestion of solid waste: towards a simple model to predict methane production**. *Bioresource Technology*. 254, 40-49.

Kumari K., Suresh S., Arisutha S., Sudhakar K., 2018. **Anaerobic co-digestion of different wastes in a UASB reactor**. *Waste Management*. 77, 545-554.

Kulandaivelu, V; Bhat, R., 2012. **Changes in the physico-chemical and biological quality attributes of soil following amendment with untreated coffee processing wastewater**. *European Journal of Soil Biology*. 50, 39-43.

Lee, D. H., Zo, Y. G., Kim, S. J., 1996. **Nonradioactive method to study genetic profiles of natural bacterial communities by PCR-single-strand-conformation polymorphism**. *Applied and Environmental Microbiology*. 62, 3112-3120.

Li K., Liu R., Sun C., 2016. **A review of methane production from agricultural residues in China**. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 54, 857-865.

Li, Y., Chen, Y., Wu, J., 2019. **Enhancement of methane production in anaerobic digestion process: A review**. *Applied Energy*. 240, 120-137.

Mata-Alvarez, J., Dosta, J., Romero-Güiza, M.S., Fonoll, X., Peces, M., Astals, S. S., 2014. **A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013**. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Amsterdam. 36, 412- 27.

Matos A. T., 2010. **Poluição ambiental: Impactos no meio físico**. 1ª edição. Viçosa, MG: ed. UFV, p. 260.

Mazareli R. C. S., Duda R.M., Leite V. D., Oliveira R. A., 2016. **Anaerobic co-digestion of vegetable waste and swine wastewater in high-rate horizontal reactors with fixed bed**. Waste Management. 52, 112-121.

Mburu, J.K., Thuo, J.T., Marder, R. C., 1999. **The characterization of coffee waste water from coffee processing factories in Kenya**. In: Kenya Coffee. 59 (690), 1757-1761.

Mesquita C. M.; Rezende J. E.; Carvalho J. S.; Júnior M. A. F.; Moraes N. C.; Dias P. T.; Carvalho R. M.; Araújo W. G., 2016. **Manual do café: colheita e preparo (Coffea arábica L.)**. Belo Horizonte EMATER-MG. p. 52.

Miranda N. D., Granell R., Tuomisto H. L., McCulloch M. D., 2016. **Meta-analysis of methane yields from anaerobic digestion of dairy cattle manure**. Biomass and Bioenergy. 86, 65-75.

Mshandete A. et al., 2004. **Anaerobic batch co-digestion of sisal pulp and fish wastes**. Bioresource Technology. 95, 19–24.

Munga, S. N., 2014. **Biogas Production Potential from Coffee Wastewater: A case study of Gatomboya Wet Coffee Factory**. Tese (Doutorado) - University of Nairobi.

Murthy, P. S., Naidu, M. M., 2012. **Sustainable management of coffee industry by-products and value addition: A review**. Resources, Conservation and recycling. 66, 45-58.

Mussatto, S. I., Machado, E. M., Martins, S., Teixeira, J. A., 2011. **Production, composition, and application of coffee and its industrial residues**. Food and Bioprocess Technology. 4 (5), 661-672.

Neves L., Oliveira, R., Alves, M.M., 2006. **Anaerobic co-digestion of coffee waste and sewage sludge**. Waste Management. 26, 176-181.

Nogueira, R. G. S., 2013. **Inclusão de cana-de-açúcar triturada em biodigestores abastecidos com dejetos de bovinos de corte confinado**. 2013. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Botucatu-SP.

Oliveira, R. A., 1997. **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**. 359 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

Oliveira R. A., Bruno M., Natani M. N., 2013. **Start-up of horizontal anaerobic reactors with sludge blanket and fixed bed for wastewater treatment from coffee processing by wet method**. Engenharia Agrícola. 33, 353-366.

Orozco, C., Barrientos, H., Lopezlena, A., Cruz, J., Selvas, C., Osorio, E., Giesseman, B., 2005. **Evaluación de una planta piloto de tratamiento de aguas residuales del procesamiento del café: características químicas.** Revista de higiene y sanidad ambiental. 5, 123-131.

Orrico, J. M. A. P., Orrico, A. C. A., Lucas, J. J., 2012. **Biodigestão anaeróbia dos dejetos da bovinocultura de corte: influência do período, do genótipo e da dieta.** Revista Brasileira de Zootecnia, Viçosa, MG. 41 (6), 1533-1538.

Pang, L., Ge, P., Yang, H., He, H., Zhang., 2018. **Degradation of organophosphate esters in sewage sludge: effects of aerobic/anaerobic treatments and bacterial community compositions.** Bioresource Technology. 255,16-21.

Pap, B., Györkei, Á., Boboescu, I. Z., Nagy, I. K., Bíró, T., Kondorosi, É., Maróti, G., 2015. **Temperature-dependent transformation of biogas-producing microbial communities points to the increased importance of hydrogenotrophic methanogenesis under thermophilic operation.** Bioresource technology. 177, 375-380.

Parawira W. et al., 2004. **Anaerobic batch digestion of solid potato waste alone and in combination with sugar beet leaves.** Renewable Energy. 29, 1811–1823.

Pedreira, M. S., Primavesi, O., 2006. **Impacto da produção animal sobre o ambiente.** In: Berchielli, T. T., Pires, A. V., Oliveira, S. G., Nutrição de ruminantes. Jaboticabal, FUNEP. 497-511.

Pereira, R. G. F. A., Vilella, T. C., Andrade, E. T., 1995. **Composição química de grãos de café (*Coffea arabica* L.) submetidos a diferentes tipos de pré-processamento.** In: 2º Simpósio de Pesquisa dos Cafés do Brasil, Vitória, Anais, 2002. Qualidade do café (*Coffea arabica* L.). 826-831.

Rico C., Rico J. L., Lasa C., 2012. **Anaerobic digestion of the liquid fraction of dairy manure separated by screw pressing and centrifugation in a upflow anaerobic sludge blanket reactor at 25 °C.** Biosystems Engineering. 112, 344-351.

Ripley L. E., Boyle W. C. Boyle, Converse J. C., 1986. **Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes.** Water Pollution Control Federation. 58 (5), 406-411.

Rizvi, H., Ahmad, N., Abbas, F., Bukhari, I. H., Yasar, A., Ali, S., Riaz, M., 2014. **Start-up of UASB reactors treating municipal wastewater and effect of temperature/sludge age and hydraulic retention time (HRT) on its performance.** Arabian Journal of Chemistry. 8 (6), 780-786.

Rodríguez, J., Pérez, M., Romero, L. I., 2012. **Mesophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: Optimization of the semi continuous process.** Chemical Engineering Journal. 194, 10-15.

Roston, D. M., 2001. **Manejo e disposição de resíduos gerados pela bovinocultura leiteira.** In: Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia, 38. Anais. Piracicaba: SBZ, 1 CD-ROM.

Sagula, A. L., 2012. **Biodigestão anaeróbia de cama de frango em co-digestão com caldo de cana-de-açúcar.** 56 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Energia na Agricultura), Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

Sakar, S., Yetilmezsoy, K., and Kocak, E., 2009. **Anaerobic digestion technology in poultry and livestock waste treatment - a literature review.** Waste Management & Research. 27 (1), 3-18.

Salsali, H. R., Parker, W. J., Sattar, S. A., 2006. **Impact of concentration, temperature, and pH on inactivation of Salmonella spp. by volatile fatty acids in anaerobic digestion.** Canadian Journal of Microbiology. 52 (4), 279–286.

Santana A. M., Oliveira R. A., 2005. **Desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura.** Engenharia Agrícola. 25, 817-830.

Santos, I. A., Nogueira, L. G. H., 2012. **Estudo energético do esterco bovino: seu valor de substituição e impacto da biodigestão anaeróbia.** Revista Agroambiental. 4, 41-49.

Selvamurugan, M., Doraisamy, P., Maheswari, M., Nandakumar, N. B., 2010. **High rate anaerobic treatment of coffee processing wastewater using upflow anaerobic hybrid reactor.** Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering. 7 (2), 129-136.

Silva, E., Roston, D. M., 2010. **Tratamento de efluentes de sala de ordenha de bovinocultura: lagoas de estabilização seguidas de leito cultivado .** Engenharia Agrícola. 30, 67-73.

Shah, F. A., Mahmood, Q., Shah, M. M., Pervez, A., Asad, S. A., 2014. **Microbial ecology of anaerobic digesters: the key players of anaerobiosis.** The Scientific World Journal. p. 21.

Shahidi F.; Naczki M., 1995. **Food Phenolics: sources, chemistry, effects and applications.** Technomic Publishing Co. 235-273.

Smith, K. A., Brewer, A. J., Crabb, J., Dawven, A., 2001. **A survey of the production and use of animal manures in England and Wales. III. Cattle manures.** Soil Use and Management, Oxford. 17, 77-87.

Song, M., Shin, S. G., Hwang, S., 2010. **Methanogenic population dynamics assessed by real-time quantitative PCR in sludge granule in upflow anaerobic**

sludge blanket treating swine wastewater. Bioresource Technology. 101 (1), S23-S28.

Staley B. F., Reyes F. L., Wang L., Barlaz M. A., 2018. **Microbial ecological succession during municipal solid waste decomposition.** Applied Microbiology Biotechnology. 102(13), 5731-5740.

Suárez, W. A. B., Vantini, J. S., Duda, R. M., Giacheto, P. F., Cintra, L. C., Ferro, M. I. T. F., Oliveira, R. A., 2018. **Predominance of syntrophic bacteria, *Methanosaeta* and *Methanoculleus* in a two-stage up-flow anaerobic sludge blanket reactor treating coffee processing wastewater at high organic loading rate.** Bioresource Technology. 268, 158-168.

Toumi J., Miladi B., Farhat A., Nour S., Hamdi M., Gtari M., Bouallagui H., 2015. **Microbial ecology overview during anaerobic codigestion of dairy wastewater and cattle manure and use in agriculture of obtained bio-fertilisers.** Bioresource Technology. 198, 141-149.

Van Haandel, A. C., Lettinga, G., 1994. **Tratamento anaeróbio de esgotos. Um manual para regiões de clima quente.** Campina Grande: UFPb, p. 232.

Van Horn, H. H., et al., 1994. **Components of dairy manure management systems.** Journal Dairy Science, Champaign. 77 (7), 2008-2030.

Vilela, P. S., Rufino, J. L. S., 2010. **Caracterização da Cafeicultura de Montanha de Minas Gerais.** Estudos INAES. Cadeias Produtivas. Café; 1, p. 300.

Villa-Montoya A. C., Ferro M.I.T., Oliveira R. A., 2016. **Removal of phenols and methane production with coffee processing wastewater supplemented with phosphorous.** International Journal of Environmental Science and Technology. 14, 61-74.

Villa-Montoya A. C., Mazareli R. C. S., Silva D. C., Oliveira R. A., Leite V. D., 2017. **Dairy manure wastewater in serial UASB reactors for energy recovery and potential effluent reuse.** Brazilian Journal of Chemical Engineering 34, 971-983.

Wan, J., Jing, Y., Rao, Y., Zhang, S., Luo, G., 2018. **Thermophilic alkaline fermentation followed by mesophilic anaerobic digestion for efficient hydrogen and methane production from waste-activated sludge: dynamics of bacterial pathogens as revealed by the combination of metagenomic and quantitative PCR analyses.** Applied Environmental Microbiology. p.84.

Ward, A.J., Hobbs, P.J., Holliman, P.J., Jones, D.L., 2008. **Optimization of the anaerobic digestion of agricultural resources.** Bioresource. Technology. 99, 7928–7940.

Wilkerson, V. A., Mertens, D. R., Casper, D. P., 1997. **Prediction of excretion of manure and nitrogen by holstein dairy cattle.** Journal Dairy Science, Champaign. 80 (12), 3193-3204.

Wu, L. J., Kobayashi, T., Kuramochi, H., Li, Y. Y., Xu, K. Q., 2016. **Effects of potassium, magnesium, zinc, and manganese addition on the anaerobic digestion of de-oiled grease trap waste.** Arabian Journal for Science and Engineering. 41 (7), 2417-2427.

Xavier, C. A. N., 2009. **Caldo de cana-de-açúcar na biodigestão anaeróbia com dejetos de vacas em lactação sob diferentes dietas.** 104f. Tese (Doutorado em Zootecnia- Área de Concentração em Produção Animal) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.

Xin, X., He, J., Qiu, W., 2018. **Volatile fatty acid augmentation and microbial community responses in anaerobic co-fermentation process of waste-activated sludge mixed with corn stalk and livestock manure.** Environmental Science Pollution Research. 25, 4846-4857.

Xu, F., Li, Y., Ge, X., Yang L., Li, Y., 2017. **Anaerobic digestion of food waste– Challenges and opportunities.** Bioresource technology. 247, 1047-1058.

Yao, Y., Luo, Y., Yang, Y., Sheng, H., Li, X., Li, T., Song, Y., Zhang, H., Chen, S., He, W., He, M., Ren, Y., Gao, J., Wei, Y., An, L., 2014. **Water free anaerobic co-digestion of vegetable processing waste with cattle slurry for methane production at high total solid content.** Energy, Londres. 74, 309- 313.

Zambrano, D., Isaza, J. D., Rodriguez, N., López, U., 1999. **Tratamiento de aguas residuales del lavado del café.** Boletín Técnico Cenicafé, Colombia. 20, 1-26.

Zhang, C., Xiao, G., Peng, L., Su, H., Tan, T., 2013. **The anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure.** Bioresource Technology. 129, 170-176.

Zhang, Q., Hu, J., Lee, Duu-Jong., 2016. **Biogas from anaerobic digestion processes: Research updates.** Renewable Energy. 98, 108-119.

Zhang. Z., Gao, P., Cheng, J., Liu, G., Zhang, X., Feng, Y., 2018. **Enhancing anaerobic digestion and methane production of tetracycline wastewater in EGSB reactor with GAC/NZVI mediator.** Water Research. 136, 54-63.

Zou, Y., Xu, X., Li, L., Yang, F., Zhang, S., 2018. **Enhancing methane production from U. lactuca using combined anaerobically digested sludge (ADS) and rumen fluid pre-treatment and the effect on the solubilization of microbial community structures.** Bioresource Technology. 254, 83-90.

APÊNDICES

1 A. Valores médios e coeficiente de variação (c.v.) de sólidos totais (ST) e relação SV/ST no afluente e efluente dos reatores UASB durante os testes 1–4.

	ST (g.L ⁻¹)			Rel. SV/ST			Efic. Rem. ST (%)		
	Afluente	R1	R2	Afluente	R1	R2	R1	R2	R1+R2
Teste 1	18,49	13,25	8,95	0,78	0,71	0,64	28,4	32,4	51,6
DesvPad	3,29	10,17	3,40	0,03	0,06	0,09	-	-	-
CV(%)	17,80	76,81	37,93	4,02	8,08	13,45	-	-	-
Teste 2	18,77	11,65	8,70	0,82	0,72	0,65	37,9	25,4	53,7
DesvPad	4,34	8,73	8,42	0,05	0,06	0,10	-	-	-
CV(%)	23,12	74,89	96,86	6,35	8,94	15,11	-	-	-
Teste 3	18,45	16,75	8,63	0,82	0,78	0,70	9,2	48,5	53,2
DesvPad	3,31	8,11	3,83	0,03	0,05	0,08	-	-	-
CV(%)	17,97	48,39	44,42	3,16	6,50	11,90	-	-	-
Teste 4	17,84	11,52	7,07	0,82	0,76	0,66	35,4	38,6	60,4
DesvPad	1,75	4,83	4,98	0,03	0,05	0,11	-	-	-
CV(%)	9,81	41,94	70,52	4,09	6,68	17,15	-	-	-
Teste 5	28,30	18,77	10,55	0,82	0,79	0,75	33,7	43,8	62,7
DesvPad	2,89	4,48	7,52	0,01	0,04	0,10	-	-	-
CV(%)	10,19	23,86	71,24	1,51	4,69	13,32	-	-	-

1 B. Valores médios e coeficiente de variação (c.v.) de sólidos suspensos totais (SST) e relação SSV/SST no afluente e efluente dos reatores UASB durante os testes 1–4.

	SST (g.L ⁻¹)			Rel. SSV/SST			Efic. Rem. SST (%)		
	Afluente	R1	R2	Afluente	R1	R2	R1	R2	R1+R2
Teste 1	14,48	9,26	5,86	0,87	0,77	0,83	36,0	36,8	59,5
DesvPad	4,21	11,48	3,81	0,07	0,13	0,10	-	-	-
CV(%)	29,07	123,92	65,06	8,14	16,99	11,93	-	-	-
Teste 2	14,45	8,78	5,26	0,88	0,87	0,80	39,3	40,1	63,6
DesvPad	2,81	8,52	6,88	0,06	0,07	0,11	-	-	-
CV(%)	19,41	97,06	130,66	7,19	8,16	13,68	-	-	-
Teste 3	13,73	14,14	5,89	0,90	0,88	0,86	-2,9	58,4	57,1
DesvPad	2,71	8,56	4,22	0,05	0,06	0,08	-	-	-
CV(%)	19,70	60,54	71,71	5,92	7,11	9,27	-	-	-
Teste 4	11,54	8,73	4,20	0,92	0,86	0,77	24,3	51,9	63,6
DesvPad	1,25	5,13	5,12	0,04	0,09	0,12	-	-	-
CV(%)	10,83	58,76	121,98	4,30	10,38	15,87	-	-	-
Teste 5	16,22	13,33	4,71	0,85	0,89	0,77	17,8	64,6	70,9
DesvPad	2,85	3,87	4,20	0,03	0,05	0,21	-	-	-
CV(%)	17,59	29,06	89,00	3,12	5,87	26,83	-	-	-