



**WAINA BELLA DE CASTRO JUNQUEIRA**

**DESEMPENHO DE CAIXA DE GORDURA  
EMPREGADA NO TRATAMENTO  
PRELIMINAR DOS EFLUENTES DE  
RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO**

**LAVRAS - MG**

**2014**

**WAINA BELLA DE CASTRO JUNQUEIRA**

**DESEMPENHO DE CAIXA DE GORDURA EMPREGADA NO  
TRATAMENTO PRELIMINAR DOS EFLUENTES DE RESTAURANTE  
UNIVERSITÁRIO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, área de concentração em Saneamento Ambiental, para a obtenção do título de Doutora.

Orientador

Dr. Claudio Milton Montenegro Campos

Coorientadora

Dra. Fátima Resende Luiz Fia

**LAVRAS - MG**

**2014**

**Ficha Catalográfica Elaborada pela Coordenadoria de Produtos e  
Serviços da Biblioteca Universitária da UFLA**

Junqueira, Waina Bella de Castro.

Desempenho de caixa de gordura empregada no tratamento preliminar dos efluentes de restaurante universitário / Waina Bella de Castro Junqueira. – Lavras : UFLA, 2014.

218 p. : il.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Lavras, 2014.

Orientador: Claudio Milton Montenegro Campos.

Bibliografia.

1. Caixa de gordura. 2. Água residuária. 3. Óleos e graxas. 4. Flotação. 5. Hidrodinâmica. 6. Biodiesel. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 628.1

**DESEMPENHO DE CAIXA DE GORDURA EMPREGADA NO  
TRATAMENTO PRELIMINAR DOS EFLUENTES DE RESTAURANTE  
UNIVERSITÁRIO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, área de concentração em Saneamento Ambiental, para a obtenção do título de Doutora.

Aprovada em 21 de fevereiro de 2014.

Dra. Fátima Resende Luiz Fia (Coorientadora)	UFLA
Dr. Marcos Von Sperling	UFMG
Dr. Luiz Fernando Coutinho de Oliveira	UFLA
Dr. Ronaldo Fia	UFLA

Dr. Claudio Milton Montenegro Campos  
Orientador

**LAVRAS - MG**

**2014**

*A Deus, por estar presente em todos os momentos da minha vida,  
iluminando meu caminho em direção à verdade, fé e confiança.*

**OFEREÇO**

*Com todo meu amor, aos meus filhos  
Hugo, Bruno e Felipe e ao meu marido Ricardo.  
Aos meus pais, Wilson (in memoriam) e Edina, pelo amor,  
exemplo de vida e principalmente, pela formação do meu caráter.  
E a meu Irmão, Weldson (in memoriam) pelo amor, carinho,  
exemplo de vida e coragem.*

**DEDICO**

## AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras e ao Programa de Pós-Graduação “Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas”, pela oportunidade e infraestrutura.

À Universidade Federal de Juiz de Fora pela ajuda concedida e em especial ao Magnífico Reitor - Henrique Duque, por toda a confiança, oportunidade e amizade.

À Capes, CNPq e FAPEMIG, pela concessão das bolsas de estudos aos bolsistas que participaram deste trabalho. Ao MEC pelo financiamento da Caixa de Gordura instalada no Restaurante Universitário da UFLA.

Ao meu orientador, Claudio Milton Montenegro Campos, meu agradecimento especial pela oportunidade, orientação e pelos inúmeros ensinamentos.

A minha coorientadora, Fátima Resende Luiz Fia e ao professor Ronaldo Fia, pelo carinho, disponibilidade, conversas e ensinamentos.

Aos professores e membros da banca Marcos von Sperling e Luiz Fernando Coutinho de Oliveira, pelas contribuições enriquecedoras.

Ao grupo do Laadeg, Alexsander Teodoro Teixeira (Alex) sempre ao meu lado me ajudando, ao Wesley Machado e aos amigos bolsistas, Fabiana Amorim, Hederson Ferreira, Ana Augusta Damasceno, Ana Flávia Melo, Raquel Costa e Diego Domingues pela amizade, grande apoio e empenho na condução do meu experimento.

Aos que me ajudaram voluntariamente, Bárbara Lemes, Kaio Olímpio, Gabriel Matias, Bruna Amaral, Karen Paiva, Pedro Sodré, Hugo, Bruno e Felipe Junqueira.

Ao amigo Erlon Lopes pela amizade e conselhos iniciais.

Aos amigos do doutorado Camila, Lidiane, Lucas de Paula, Lucas Alves, Maurício, Wellington, Rosângela, Daniel, João, Matheus e outros pela

convivência e amizade, especialmente a você Michael, pela atenção, disponibilidade em ajudar e carinho.

Às amigas, Maria José Berti, Regina Vilas Boas, Francine Sousa e Ana Carla Nogueira, pela amizade e pelas prosas agradáveis.

Ao professor Renato, pela disponibilidade e atenção na realização das análises estatísticas.

Ao Silvio da estatística pela ajuda fundamental ao meu entendimento do conteúdo.

Aos professores do programa “Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas”, pelos ensinamentos e convivência durante o curso de doutorado.

Ao professor Eduardo Alves e a técnica Eloísa (Elô) pela disponibilidade, a ajuda e os ensinamentos e ao professor José Aldo pelas aulas agradáveis e muito especiais.

Aos professores Pedro Castro Neto (Pedrão) e Antônio Carlos Fraga na disponibilização do Laboratório de Pesquisa em Óleos, Gorduras e Biodiesel (G-Óleo).

Aos funcionários do programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas e aos do Departamento de Engenharia.

Aos funcionários tanto do Laboratório de Análise Foliar como os da Química e aqueles do RU/UFLA, especialmente ao Wilson Ferreira, a técnica Maria Aparecida Junqueira pela confiança no empréstimo de material por tempo indeterminado e a nutricionista Emília Cristina Moes.

À professora Zuy Magriotis pelos esclarecimentos e ao Hugo da química pela cooperação e convivência.

Aos funcionários da prefeitura em especial ao Sebastião, Érique e Marquinho pelos serviços prestados quanto à parte eletro-mecânica da CG.

Ao grupo da República “Farol Aceso”, à Dona Laíde pela amizade e acolhimento.



Às amigas Carla e Cida, pelas conversas e atenção.

À Adriana de Assis, Michele Paravidino e Juliana Simili pela amizade e apoio.

À amiga e irmã de coração Marta Esteves que, de modo particular, sempre me apoia nas horas difíceis.

E a todos que contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho.

## RESUMO

Neste estudo foi avaliada uma Caixa de Gordura (CG) em escala real, no pré-tratamento de água residuária proveniente da cozinha industrial do restaurante universitário da Universidade Federal de Lavras (RU/UFLA), com condições operacionais distintas: funcionando por flotação gravitacional (Primeira etapa); e utilizando flotação forçada auxiliada por meio de difusores de ar (Segunda etapa). Para avaliação do desempenho da CG foram monitoradas as variáveis: óleos e graxas (O&G), sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF), sólidos totais voláteis (STV), sólidos suspensos (SS), sólidos dissolvidos (SD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total (P total), nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e detergentes. A primeira etapa ocorreu entre os dias 11 de abril a 16 de maio e entre 03 e 31 de outubro de 2012 e a segunda etapa, entre os dias 28 de novembro e 19 de dezembro de 2012, e de 22 de janeiro a 21 de março de 2013. Foram realizados quatro ensaios hidrodinâmicos nessas condições operacionais empregando cloreto de potássio (KCl) como traçador: 1º e 2º testes com água limpa e 3º e 4º testes com a água residuária do RU. A CG trabalhou com vazão média de 0,9 e 0,79 L s<sup>-1</sup>, mínima de 0,63 e 0,49 L s<sup>-1</sup> e máxima de 1,19 e 1,22 L s<sup>-1</sup>, respectivamente na primeira e segunda etapas, em que seu desempenho na eficiência de remoção foi de 57 e 52% para O&G; 56 e 61% para ST; 63 e 65% para STV; 19 e 25% para STF; 73 e 63% para SS; 41 e 54% para SD; 50 e 44% para DBO total; 35 e 39% para DBO filtrada; 49 e 32% para DQO total; 27 e 35% para DQO filtrada; 38 e 25% para P total; 30 e 24% para NTK; e, 34 e 10% para detergentes. Houve diferenças significativas ( $p > 0,05$ ) entre os tratamentos, somente para STF, SD, DQO total e detergentes. Os resultados hidrodinâmicos, na primeira condição operacional, apontaram para a tendência de escoamento pistonado com pequena à moderada intensidade de dispersão no 1º teste e, escoamento entre pistonado e dispersivo com moderada intensidade de dispersão e certa mistura, no 3º teste. Sob aeração os resultados mostram o modelo de dispersão de grande intensidade, com tendência ao escoamento em mistura completa no 2º e 4º testes este último com grande intensidade de dispersão. Conclui-se que o processo de flotação gravitacional se mostrou como a melhor opção. Além da redução das cargas poluidoras, ofereceu menor custo de implantação e maior quantidade de gordura acumulada superficialmente, com maior potencial de retenção, podendo atingir valores anuais de 3,2 toneladas de gordura e ser utilizada para fins de produção de biodiesel, com a CG operando por 6h30min/dia, período de funcionamento do RU. A gordura apresentou inviabilidade para uso no processo de transesterificação alcalina, principalmente devido à umidade e acidez que extrapolaram os valores considerados ideais. No entanto, o emprego de processos ácidos e híbridos parece ser a melhor alternativa com a hidroesterificação como um processo viável em ambos os tratamentos.

**Palavras-chave:** Caixa de gordura. Água residuária. Óleos e graxas. Flotação. Hidrodinâmica. Biodiesel.

## ABSTRACT

This work evaluated a fat trapper device (FT) in real scale, used as pre-treatment of industrial kitchen effluent originated from the university restaurant at the Federal University of Lavras (UR/UFLA), with different operating conditions: working by gravitational flotation (First step); and using forced flotation aided by air diffusers (Second stage). In order to evaluating the FT performance, the following variables were monitored: oils and greases (O&G), total solids (TS), total fixed solids (TFS), total volatile solids (TVS), suspended solids (SS), dissolved solids (DS), biochemical oxygen demand (BOD), chemical oxygen demand (COD), total phosphorus (P), total Kjeldahl nitrogen (TKN) and detergents. The first stage took place between April 11 and May 16 and between October 03 and 31, 2012 and the second stage, between November 28 and December 19, 2012; and between January 22 and March 21, 2013. Four hydrodynamic tests were performed on these operating conditions using potassium chloride (KCl) as a tracer: 1<sup>st</sup> and 2<sup>nd</sup> tests with clean water and 3<sup>rd</sup> and 4<sup>th</sup> tests with wastewater from the UR. The FT worked with average flow of 0.9 and 0.79 L s<sup>-1</sup>, and minimum 0.63 and 0.49 L s<sup>-1</sup> and maximum 1.19 and 1.22 L s<sup>-1</sup>, respectively in the first and second stages, where their performance in removal efficiency was 57 and 52% O & G; 56 and 61% TS; 63 and 65% TVS; 19 and 25% TFS; 73 and 63% SS; 41 and 54% DS; 50 and 44% total BOD; 35 and 39% BOD filtered; 49 and 32% total COD; 27 and 35% COD filtered; 38 and 25% P total; 30 and 24% TKN ; 34 and 10% detergents. There were significant differences ( $p > 0.05$ ) among treatments, only for TFS, DS, total COD and detergents. The hydrodynamic results, in the first operating condition, pointed to the trend of plug flow with small to moderate dispersion intensity in the 1<sup>st</sup> test and flow between dispersive and slug with moderate dispersion intensity and mix in the 3<sup>rd</sup> test. Under aeration the results show the dispersion model of great intensity, with a tendency to flow at complete mixing in the 2<sup>nd</sup> and 4<sup>th</sup> tests, this latter with intensive dispersion. It can be concluded that the flotation gravitational process showed as the best option. Besides the reduction of pollutant loads, offered lower cost of deployment and greater amount of fat accumulated superficially, with greater potential of retention, reaching values of 3.2 tons of fat annual and be used for biodiesel production, with FT operated during 6h30min/day, the same operating period of UR. The fat presented infeasibility for use in alkaline transesterification process, mainly due to moisture and acidity that extrapolated the values considered ideal. However, the use of acids and hybrid processes appears to be the best alternative with hydroesterification as a viable process in both treatments.

**Keywords:** Fat trapper. Waste water. Oils and greases. Flotation. Hydrodynamics. Biodiesel.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Vista frontal da caixa de gordura (CG).....	72
Figura 2 Planta Baixa da CG (medidas em centímetro).....	74
Figura 3 Corte A-A da CG (medidas em centímetro) .....	75
Figura 4 Corte B-B da CG (medidas em centímetro) .....	75
Figura 5 Pontos de coleta de água residuária, espuma e lodo na CG.....	81
Figura 6 Coleta de lodo com amostrador desenvolvido na UFLA .....	83
Figura 7 Croqui do medidor de lodo desenvolvido na UFLA .....	84
Figura 8 Pontos de coleta de gordura (A) e coleta de gordura na 1ª etapa (B) .....	92
Figura 9 Pontos de coleta de gordura na 2ª etapa (A) e (B).....	92
Figura 10 Valores da vazão afluyente à CG durante a primeira etapa (11/04 a 16/05/2012, 36 dias e 03 a 31/10/2012, 29 dias) .....	102
Figura 11 Valores da vazão afluyente à CG durante a segunda etapa (28/11 a 19/12/2012, 22 dias e 22/01 a 21/03/2013, 59 dias) .....	102
Figura 12 Média das vazões diárias afluyente à CG em intervalos de 30 min (1ª etapa) .....	103
Figura 13 Média das vazões diárias afluyente à CG em intervalos de 30 min 2ª etapa.....	104
Figura 14 Detalhe da pequena quantidade de espuma flotada na CG em condições aeróbias e temperatura afluyente de 39°C - dia 05/12/2013 às 13 h (A e B).....	107
Figura 15 Variação do OD afluyente, efluyente e no interior da CG durante a primeira etapa (27/04 a 16/05/2012, 19 dias e 03 a 31/10/2012, 29 dias).....	112

Figura 16	Variação do OD afluente, efluente e no interior da CG na segunda etapa (28/11 a 19/12/2012, 22 dias e 22/01 a 21/03/2013, 59 dias) .....	112
Figura 17	Água residuária (A) e lodo (B) na segunda etapa.....	114
Figura 18	Variação na concentração do lodo em termos ST, STF e STV durante a primeira etapa (25/04 a 16/05/2012, 19 dias e 03 a 31/10/2012, 29 dias) .....	115
Figura 19	Observações do lodo anaeróbio por microscopia eletrônica de varredura (Primeira etapa - 16/05/2012).....	116
Figura 20	Visualização das bactérias: 1- presença de bactérias na superfície dos grânulos; 2-bacilos; 3-cocos; e, 4-filamentosas (Primeira etapa - 16/05/2012) .....	116
Figura 21	Perfil do lodo na primeira etapa, dos 15 aos 36 dias e dos 133 aos 161 dias em que corresponde à concentração média de 77.665 mg L-1 de STV e altura média de 65 cm de lodo .....	117
Figura 22	Volume médio de lodo (Primeira etapa) de 0 aos 36 dias e dos 133 aos 161 dias.....	118
Figura 23	Concentração do lodo em termos ST, STF e STV na segunda etapa .....	119
Figura 24	Observações do lodo aeróbio por microscopia eletrônica de varredura e visualização das bactérias: 1-presença de bactérias na superfície do grânulo, 2-bacilos e 3-cocos (Segunda etapa - 05/02/2013).....	119
Figura 25	Perfil do lodo na segunda etapa (flotação forçada), dos 84 aos 114 dias, em que corresponde à concentração média de 3.256 mg L-1 de STV e altura média de 11 cm de lodo .....	120
Figura 26	Volume médio de lodo na CG na segunda etapa .....	120
Figura 27	Concentrações afluentes de ST, STF, STV (Primeira etapa) ...	129

Figura 28	Concentrações efluentes de ST, STF, STV (Primeira etapa) ...	129
Figura 29	Concentrações afluentes de ST, STF, STV (Segunda etapa) ...	130
Figura 30	Concentrações efluentes de ST, STF, STV (Segunda etapa) ...	130
Figura 31	Concentrações afluentes e efluente DBO total e filtrada (Primeira etapa).....	135
Figura 32	Concentrações afluentes e efluente DBO total e filtrada (Segunda etapa).....	136
Figura 33	Concentrações afluentes e efluente DQO totais e filtradas (Primeira etapa).....	139
Figura 34	Concentrações afluentes e efluente DQO totais e filtradas (Segunda etapa).....	139
Figura 35	Concentrações afluentes e efluente de P total (Primeira etapa)	142
Figura 36	Concentrações afluentes e efluente de P total (Segunda etapa)	143
Figura 37	Concentrações afluentes e efluente NTK total (Primeira etapa)	145
Figura 38	Concentrações afluentes e efluente NTK (Segunda etapa) .....	145
Figura 39	Concentrações afluentes e efluente de detergente (Primeira etapa).....	148
Figura 40	Concentrações afluentes e efluente detergente (Segunda etapa)	148
Figura 41	Curva de distribuição do tempo de residência (DTR) e ajuste da curva conforme metodologia descrita por Kadlec e Wallace (2008) no 1º teste com o sistema de aeração desligado totalizando 32h (1920 min) de ensaio.....	153
Figura 42	Tubulação de entrada - afluente (A) e tubulação de saída - efluente (B) .....	153
Figura 43	Curva de distribuição do tempo de residência (DTR): diferenças entre o tempo de residência hidráulica real ( $TRH_{real}$ ) e teórico ( $TRH_{teórico}$ ).....	154

Figura 44 Curva de distribuição do tempo de residência (DTR) e ajuste da curva conforme metodologia descrita por Kadlec e Wallace (2008) no 2 ° teste, simulação (A), com a CG por 6h30min diárias sob alimentação e aeração no período de 26h30min (1.590 min).....	157
Figura 45 Curva de distribuição do tempo de residência (DTR) e ajuste da curva conforme metodologia descrita por Kadlec e Wallace (2008) no 2 ° teste, simulação (B), com a CG por 6h30min diárias sob alimentação e aeração somadas às 17h30min sem aeração, vazão e concentração de saída no período de 78h30min (4.710 min) .....	158
Figura 46 Curva de distribuição do tempo de residência (DTR): diferenças entre os tempos de residência hidráulica real ( $TRH_{real}$ ) e teórico ( $TRH_{teórico}$ ), na simulação (A) .....	159
Figura 47 Curva de distribuição do tempo de residência (DTR): diferenças entre os tempos de residência hidráulica real ( $TRH_{real}$ ) e teórico ( $TRH_{teórico}$ ) na condição real observada (B) .....	160
Figura 48 Curva de distribuição do tempo de residência (DTR) e ajuste da curva conforme metodologia descrita por Kadlec e Wallace (2008) no 3° teste, simulação (A), com água residuária do RU e sistema de aeração desligado totalizando 46h (2.760 min) de teste .....	165
Figura 49 Curva de distribuição do tempo de residência (DTR) e ajuste da curva conforme metodologia descrita por Kadlec e Wallace (2008) no 3° teste, simulação (A), com água residuária do RU e sistema de aeração desligado totalizando 149,67 h (8.980 min) de teste .....	166

Figura 50 Amostragem estratificada do líquido residente na CG em que se verifica no fundo o lodo sedimentado, na parte superior a espuma superficial e, na parte central, o volume ativo que participa efetivamente do escoamento (A) e amostra do lodo do fundo da caixa de gordura (B) em meio anaeróbio .....	167
Figura 51 Gordura acumulada na superfície da CG referente à primeira etapa (A) e (B).....	167
Figura 52 Curva de distribuição do tempo de residência (DTR) e ajuste da curva conforme metodologia descrita por Kadlec e Wallace (2008) no 4º teste com água residuária do RU e sistema de aeração em funcionamento totalizando 46h (2.760 min) de teste .....	171
Figura 53 Curva de distribuição do tempo de residência (DTR) e ajuste da curva conforme metodologia descrita por Kadlec e Wallace (2008) no 4º teste com água residuária do RU e sistema de aeração em funcionamento totalizando 150,5 h (9.030 min) de teste .....	171



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Forma de avaliação da intensidade de dispersão (METCALF & EDDY, INC, 3003). .....	57
Tabela 2 Parâmetros aplicados à Caixa de Gordura (CG) do RU/UFLA. ....	76
Tabela 3 Valores médios de potencial hidrogeniônico (pH), sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF), sólidos totais voláteis (STV), óleos e graxas (O&G), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) e detergente com respectivos desvios padrões (DP) e coeficientes de variações (CV). .....	79
Tabela 4 Parâmetros analisados, pontos e métodos utilizados. ....	82
Tabela 5 Características de operação do ensaio hidrodinâmico nos 1º e 2º testes com água limpa. ....	88
Tabela 6 Características de operação e do ensaio hidrodinâmico nos 3º e 4º testes com água residuária do RU. ....	90
Tabela 7 Parâmetros analisados e métodos utilizados para caracterização da gordura para produção de biodiesel. ....	93
Tabela 8 Valores médios e desvio padrão (DP) dos parâmetros que afetaram o desempenho da CG durante a primeira e segunda etapas de funcionamento, no afluente (Aflu.), no efluente (Eflu.) e na caixa de gordura (CG). ....	99
Tabela 9 Valores médios da concentração, carga afluente (Aflu.) e efluente (Eflu.), carga mássica volumétrica (CMV) e eficiência (Ef.) da CG durante a primeira e segunda etapas de funcionamento, relativos aos parâmetros óleos e graxas (O&G), sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF), sólidos totais voláteis (STV), sólidos suspensos (SS), sólidos dissolvidos (SD), demanda bioquímica de oxigênio total e filtrada (DBO total e DBO filtrada), demanda química de oxigênio	

total e filtrada (DQO total e DQO filtrada), Fósforo total (P total), Nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e detergente.....	100
Tabela 10 Valores médios, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) da vazão afluyente à CG durante a primeira e segunda etapas.....	101
Tabela 11 Valores médios, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) da temperatura ambiente na primeira e segunda etapas. ....	104
Tabela 12 Valores médios, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) da temperatura da água residuária durante a primeira etapa. ....	105
Tabela 13 Valores médios, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) da temperatura da água residuária durante a segunda etapa. ....	106
Tabela 14 Valores médios, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) do pH durante a primeira e segunda etapas. ....	107
Tabela 15 Valores médios, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) de alcalinidade durante a primeira e segunda etapas.....	108
Tabela 16 Valores médios, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) da acidez durante a primeira e segunda etapas. ....	109
Tabela 17 Valores médios, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) da condutividade elétrica durante a primeira e segunda etapas...	110
Tabela 18 Valores médios, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) do oxigênio afluyente, no interior da CG e efluyente na primeira etapa. (Titulação) .....	111
Tabela 19 Valores médios, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) do OD afluyente, efluyente e no interior da CG, na segunda etapa.	112
Tabela 20 Valores médios, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) do potencial de oxirredução (mV) afluyente, efluyente e no interior da CG na segunda etapa. ....	113
Tabela 21 Análise de variância para a eficiência de remoção de O&G com respectivas fontes de variação (FV), quadrados médios (QM),	

coeficiente de variação (CV) e eficiência média nos tratamentos da primeira e segunda etapas em função das variáveis aleatórias...	122
Tabela 22 Valores médios da concentração e carga, afluente (Aflu.) e efluente (Eflu.), eficiência (Efic.) da CG e carga mássica volumétrica (CMV) de O&G na primeira e segunda etapas. ....	123
Tabela 23 Análise de variância para a eficiência de remoção de sólidos com respectivas fontes de variação (FV), quadrados médios (QM), coeficiente de variação (CV) e eficiência média nos tratamentos da primeira e segunda etapas em função das variáveis aleatórias...	126
Tabela 24 Valores médios da concentração e carga, afluente (Aflu.) e efluente (Eflu.), eficiência (Efic.) da CG e carga mássica volumétrica (CMV) de sólidos, na primeira e segunda etapas.....	127
Tabela 25 Comparação entre sólidos orgânicos e minerais na primeira e segunda etapas.....	132
Tabela 26 Análise de variância para a eficiência de remoção de DBO e DQO, com respectivas fontes de variação (FV), quadrados médios (QM), coeficiente de variação (CV) e eficiência média nos tratamentos da primeira e segunda etapas em função das variáveis aleatórias...	133
Tabela 27 Valores médios da concentração e carga, afluente (Aflu.) e efluente (Eflu.), eficiência (Efic.) da CG e carga mássica volumétrica (CMV) de DBO total e filtrada na primeira e segunda etapas. ....	134
Tabela 28 Valores médios da concentração e carga, afluente (Aflu.) e efluente (Eflu.), eficiência (Efic.) da CG e carga mássica volumétrica (CMV) de DQO total e filtrada na primeira e segunda etapas. ....	137
Tabela 29 Análise de variância para a eficiência de remoção de NTK e P total com respectivas fontes de variação (FV), quadrados médios (QM), coeficiente de variação (CV) e eficiência média nos tratamentos da primeira e segunda etapas em função das variáveis aleatórias. ....	141

Tabela 30 Valores médios da concentração e carga, afluente (Aflu.) e efluente (Eflu.), eficiência (Efic.) da CG e carga mássica volumétrica (CMV) de P total na primeira e segunda etapas.....	141
Tabela 31 Valores médios da concentração e carga, afluente (Aflu.) e efluente (Eflu.), eficiência (Efic.) da CG e carga mássica volumétrica (CMV) de NTK na primeira e segunda etapas.....	144
Tabela 32 Análise de variância para a eficiência de remoção de detergente com respectivas fontes de variação (FV), quadrados médios (QM), coeficiente de variação (CV) e eficiência média nos tratamentos da primeira e segunda etapas em função das variáveis aleatórias. ...	147
Tabela 33 Valores médios da concentração e carga, afluente (Aflu.) e efluente (Eflu.), eficiência (Efic.) da CG e carga mássica volumétrica (CMV) de detergente na primeira e segunda etapas.....	147
Tabela 34 Características de operação e resultados do 1º teste hidrodinâmico com água limpa com o sistema de aeração desligado. ....	150
Tabela 35 Resumo dos resultados dos índices utilizados para complementação da avaliação hidrodinâmica da CG com interpretação dos resultados do 1º teste com água limpa com o sistema de aeração desligado.....	152
Tabela 36 Características de operação e resultados do 2º teste hidrodinâmico da simulação (A) e da condição real (B). ....	155
Tabela 37 Resumo dos resultados dos índices utilizados para complementação da avaliação hidrodinâmica da CG com interpretação dos resultados do 2º teste, simulação (A) e da condição real (B). ....	156
Tabela 38 Características de operação do 3º teste hidrodinâmico com água residuária do RU e com o sistema de aeração desligado e resumo dos resultados.....	162

Tabela 39 Resumo dos resultados dos índices utilizados para complementação da avaliação hidrodinâmica da CG com interpretação dos resultados do 3º teste com água residuária do RU e com o sistema de aeração desligado.....	164
Tabela 40 Características de operação do 4º teste hidrodinâmico com água residuária do RU e com o sistema de aeração em funcionamento e resumo dos resultados. ....	168
Tabela 41 Resumo dos resultados dos índices utilizados para complementação da avaliação hidrodinâmica da CG com interpretação dos resultados do 4º teste com água residuária do RU e com o sistema de aeração em funcionamento. ....	169
Tabela 42 Resultados das análises dos parâmetros teor de impurezas (TI) em (%), teor de água (TA) em (%), potencial hidrogmiônico (ph), índice de acidez (IA) em (mg de NaOH g <sup>-1</sup> de óleo), índice de iodo (II2) em (g I2 100 g <sup>-1</sup> de óleo), índice de peróxido (IP) em (meq kg <sup>-1</sup> ), índice de refração em (% Brix) e índice de saponificação (IS) em (mg de KOH g <sup>-1</sup> de óleo), avaliados para caracterização dos O&G nos tratamentos da primeira (flotação gravitacional) e segunda etapas (flotação auxiliada por ar difuso). ....	175
Tabela 43 Análise de variância com as fontes de variação (FV); grau de liberdade (GL); quadrados médios (QM); probabilidade acima do F calculado (Pr>Fc), coeficiente de variação (CV) para a variável teor de impureza. ....	176
Tabela 44 Análise de variância com as fontes de variação (FV); grau de liberdade (GL); quadrados médios (QM); probabilidade acima do F calculado (Pr>Fc), coeficiente de variação (CV) para a variável teor de água.....	177

Tabela 45	Análise de variância com as fontes de variação (FV); grau de liberdade (GL); quadrados médios (QM); probabilidade acima do F calculado ( $Pr > F_c$ ), coeficiente de variação (CV) para a variável pH. ....	179
Tabela 46	Análise de variância com as fontes de variação (FV); grau de liberdade (GL); quadrados médios (QM); probabilidade acima do F calculado ( $Pr > F_c$ ), coeficiente de variação (CV) para a variável índice de acidez. ....	180
Tabela 47	Análise de variância com as fontes de variação (FV); grau de liberdade (GL); quadrados médios (QM); probabilidade acima do F calculado ( $Pr > F_c$ ), coeficiente de variação (CV) para a variável índice de iodo. ....	182
Tabela 48	Análise de variância com as fontes de variação (FV); grau de liberdade (GL); quadrados médios (QM); probabilidade acima do F calculado ( $Pr > F_c$ ), coeficiente de variação (CV) para a variável índice de peróxido. ....	184
Tabela 49	Análise de variância com as fontes de variação (FV); grau de liberdade (GL); quadrados médios (QM); probabilidade acima do F calculado ( $Pr > F_c$ ), coeficiente de variação (CV) para a variável índice de refração. ....	185
Tabela 50	Análise de variância com as fontes de variação (FV); grau de liberdade (GL); quadrados médios (QM); probabilidade acima do F calculado ( $Pr > F_c$ ), coeficiente de variação (CV) para a variável índice de saponificação. ....	186

### **LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS**

A	Área
AGCL	Ácidos graxos de cadeia longa

AGL	Ácidos graxos livres
ANP	Agencia Nacional de Petróleo
AOCS	American Oil Chemists Society
APHA	American Public Health Association
ATP	Adenosina trifosfato
C	Concentração
CaCO <sub>3</sub>	Carbonato de Cálcio
CE	Condutividade elétrica
CG	Caixa de gordura
cis	configuração de ácido graxo que do latim significa “aquém de”
COPPE	Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia
COV	Carga orgânica volumétrica
CRE	Caixa Retentora de Escuma
C <sub>soluto</sub>	Concentração do soluto (mg L <sup>-1</sup> )
CV	Coefficiente de variação
d	Dia
<i>d</i>	Número de dispersão
D	Coefficiente de dispersão (m <sup>2</sup> . hora <sup>-1</sup> );
DBC	Delineamento em blocos casualizados
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
dt	Variação de tempo
DTR	Distribuição do tempo de residência
E	Distribuição de idade de saída do fluido
ECP	Estação climatológica principal
EPDM	Borracha de etileno-propileno-dieno
ETA	Estação de Tratamento de Água

ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
<i>f</i>	Fator de correção
FAD	Flotação por ar dissolvido
FAI	Flotação por ar induzido
FBS	Filtro biológico submerso
F <sub>c</sub>	Valor calculado da estatística F de Fisher
F	Estatística F de Fisher
FV	Fontes de variação
G-Óleo	Laboratório de Pesquisa em Óleos, Gorduras e Biodiesel
GL	Grau de liberdade
h	Hora
H <sup>+</sup>	Íons de hidrogênio
HCl	Cloreto de hidrogênio
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Bicarbonatos
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Ácido sulfúrico
IA	Índice de acidez
I <sub>2</sub>	Iodo
II <sub>2</sub>	Índice de iodo
IDM	Índice de Dispersão de Morrill
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
IP	Índice de peróxido
IR	Índice de refração
IS	Índice de saponificação
IVIG	Instituto Virtual Internacional de Mudanças Globais
KCl	Cloreto de potássio
K <sup>+</sup>	Íon de potássio
KOH	Hidróxido de potássio
L	Comprimento do percurso longitudinal na unidade tratamento



LAADeg	Laboratório de Análise de Água do Departamento de Engenharia
LAS	Sulfonato de alquilbenzeno linear
LiCl	Cloreto de lítio
LME	Laboratório de Microscopia Eletrônica e Análise Ultraestrutural
M	Molaridade
MEV	Microscopia Eletrônica de Varredura
min	Minutos
$m_{injetada}$	Massa injetada
$m_{K^+}$	Massa de $K^+$ (mg);
$m_{recuperada}$	Massa recuperada
$m_{soluto}$	Massa do soluto (m)
$n$	Número de refeições servidas.
$N$	Número de células
NaCl	Cloreto de sódio
NaOH	Hidróxido de sódio
$Na_2S_2O_3$	Tiosulfato de sódio
$NH_4^+$	Amônia ionizada (íon amônio)
NTK	Nitrogênio total Kjeldhal
OD	Oxigênio dissolvido
O&G	Óleos e graxas
P	Fósforo
$p$	Peso da amostra
$p_s$	Peso da amostra seca
pH	Potencial hidrogeniônico
$Pr > F_c$	Probabilidade acima do F calculado
Q	Vazão
QM	Quadrados médios
$R^2$	Coefficiente de determinação

RAC	Reator anaeróbio compartimentado
RU	Restaurante universitário
SAS	Statistical Analysis System
SD	Sólidos dissolvidos
SS	Sólidos suspensos
ST	Sólidos totais
STF	Sólidos totais fixos
STV	Sólidos totais voláteis
t	Tempo decorrido durante a análise com traçador
$\bar{t}$	Tempo médio de residência
TA	Teor de água
$\bar{t}_c$	Tempo médio de residência do fluido no interior da unidade
Temp.	Temperatura ambiente
Tmaxamb	Temperatura máxima
Tempmaxcx	Temperatura máxima dentro da caixa de gordura
Tempmedaf	Temperatura média afluenta à caixa de gordura
Tempmedcx	Temperatura média dentro da caixa de gordura
Tempminamb	Temperatura mínima ambiente
Tempmincx	Temperatura mínima dentro da caixa de gordura
Tempminef	Temperatura mínima efluente à caixa de gordura
TI	Teor de impurezas
Trat*Card	Interação tratamentos e cardápio
TRH	Tempo de residência hidráulica
TRH <sub>i</sub>	Tempo de residência hidráulica inicial
TRH <sub>pico</sub>	Tempo de residência hidráulica modal
TRH <sub>real</sub>	Tempo de residência hidráulica real
TRH <sub>teórico</sub>	Tempo de residência hidráulica teórico
u	Velocidade média de escoamento do fluido

UASB	Upflow anaerobic sludge blanket (reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo)
UFLA	Universidade Federal de Lavras
UFRJ	Universidade Federal do Rio de Janeiro
V	Volume
$V_B$	Volume do branco
$V_A$	Volume da amostra
$V_{\text{solvente}}$	Volume do solvente (L)
$\sigma$	Desvio padrão
$\sigma^2$	Variância
$\sigma_\theta^2$	Variância normalizada
$\infty$	Infinito
$\lambda$	Eficiência volumétrica
$\rho$	Densidade
$\theta$	Tempo médio normalizado de residência do fluido

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>30</b>
<b>2</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	<b>33</b>
<b>2.1</b>	<b>Caracterização de óleos e gorduras e impactos causados ao meio ambiente</b> ....	<b>33</b>
<b>2.1.1</b>	<b>Impactos causados em unidades e sistemas de tratamento</b> .....	<b>35</b>
<b>2.2</b>	<b>Unidades e processos para o tratamento de efluentes com teores de O&amp;G</b> .....	<b>39</b>
<b>2.2.1</b>	<b>Caixa de gordura</b> .....	<b>40</b>
<b>2.2.2</b>	<b>Flotação via aeração</b> .....	<b>43</b>
<b>2.3</b>	<b>Influência da presença de detergentes na remoção de gordura</b> .....	<b>45</b>
<b>2.4</b>	<b>Hidrodinâmica das unidades e sistemas de tratamento</b> .....	<b>47</b>
<b>2.4.1</b>	<b>O uso de traçadores em ensaios hidrodinâmicos</b> .....	<b>49</b>
<b>2.4.2</b>	<b>Distribuição do tempo de residência em escoamento hidrodinâmico</b> .....	<b>52</b>
<b>2.4.3</b>	<b>Modelos para escoamento hidrodinâmico não ideal</b> .....	<b>54</b>
<b>2.4.3.1</b>	<b>Modelo de dispersão</b> .....	<b>55</b>
<b>2.4.3.2</b>	<b>Modelo de células agitadas em série</b> .....	<b>57</b>
<b>2.4.4</b>	<b>Medidas de desempenho hidráulico das unidades de tratamento</b> ...	<b>59</b>
<b>2.5</b>	<b>Óleos e gorduras como fontes alternativas na produção de biodiesel</b> .....	<b>61</b>
<b>2.5.1</b>	<b>Caracterização físico-química dos óleos e gorduras</b> .....	<b>63</b>
<b>2.5.2</b>	<b>Tecnologias de produção de biodiesel</b> .....	<b>67</b>
<b>3</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>72</b>
<b>3.1</b>	<b>Unidade e caracterização experimental</b> .....	<b>72</b>
<b>3.2</b>	<b>Configuração da Caixa de Gordura (CG)</b> .....	<b>73</b>
<b>3.3</b>	<b>Caracterização do afluente</b> .....	<b>78</b>
<b>3.4</b>	<b>Condução do experimento e monitoramento da CG</b> .....	<b>79</b>
<b>3.5</b>	<b>Testes hidrodinâmicos</b> .....	<b>84</b>
<b>3.5.1</b>	<b>Testes hidrodinâmicos com água limpa</b> .....	<b>87</b>
<b>3.5.1.1</b>	<b>Primeiro teste: CG com o sistema de aeração desligado</b> .....	<b>88</b>
<b>3.5.1.2</b>	<b>Segundo teste: CG com sistema de aeração em funcionamento</b> ....	<b>89</b>

3.5.2	Testes hidrodinâmicos com água residuária do RU .....	89
3.5.2.1	Terceiro teste: CG com sistema de aeração desligado .....	90
3.5.2.2	Quarto teste: CG com sistema de aeração em funcionamento.....	91
3.6	Avaliação da gordura para produção de biodiesel .....	91
3.7	Análise estatística .....	96
4	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	99
4.1	Parâmetros que afetaram o desempenho da caixa de gordura (CG).....	101
4.1.1	Vazão .....	101
4.1.2	Temperatura ambiente .....	104
4.1.3	Temperatura da água residuária .....	105
4.1.4	Potencial hidrogeniônico – pH .....	107
4.1.5	Alcalinidade Total .....	108
4.1.6	Acidez total .....	108
4.1.7	Condutividade elétrica.....	110
4.1.8	Oxigênio dissolvido .....	110
4.1.9	Determinação da concentração de ST, STF e STV presentes no lodo .....	114
4.2	Avaliação do desempenho da caixa de gordura (CG) .....	121
4.2.1	Eficiência na remoção de O&G.....	121
4.2.2	Eficiência na remoção de sólidos.....	126
4.2.3	Eficiência na remoção de matéria orgânica .....	132
4.2.4	Eficiência na remoção de fósforo e nitrogênio .....	140
4.2.4.1	Fósforo total (P total) .....	141
4.2.4.2	Nitrogênio total Kjeldahl (NTK).....	144
4.2.5	Eficiência na remoção de detergente .....	146
4.3	Hidrodinâmica da caixa de gordura (CG) .....	149
4.3.1	Testes hidrodinâmicos com água limpa.....	149
4.3.1.1	Primeiro teste: CG com o sistema de aeração desligado .....	150
4.3.1.2	Segundo teste: CG com sistema de aeração em funcionamento ...	155

4.3.2	Testes hidrodinâmicos com água residuária do RU .....	161
4.3.2.1	Terceiro teste: CG com sistema de aeração desligado .....	161
4.3.2.2	Quarto teste: CG com sistema de aeração em funcionamento.....	168
4.3.3	Comparação entre os testes hidrodinâmicos.....	172
4.4	Qualidade dos óleos e gorduras na produção de biodiesel .....	173
4.4.1	Teor de impurezas (TI) .....	176
4.4.2	Teor de água (TA).....	177
4.4.3	Potencial hidrogeniônico (pH).....	178
4.4.4	Densidade.....	179
4.4.5	Índice de acidez (IA) .....	180
4.4.6	Índice de iodo (II <sub>2</sub> ).....	182
4.4.7	Índice de peróxido (IP) .....	183
4.4.8	Índice de refração (IR).....	185
4.4.9	Índice de saponificação (IS).....	186
5	CONCLUSÕES .....	188
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES .....	191
	REFERÊNCIAS .....	193
	APÊNDICE I .....	213

## 1 INTRODUÇÃO

A crescente demanda por água, a inviabilidade de seu uso *in natura* somado às exigências legais quanto ao seu descarte têm contribuído para o desenvolvimento de novas tecnologias focadas no tratamento de efluentes.

Atualmente, tem se dado considerável atenção e apresenta-se como um grande desafio, o tratamento de águas residuárias ricas em gorduras, tais como as provenientes de cozinhas e restaurantes, assim como das diversas indústrias de alimentos.

A elevada demanda por produtos alimentícios tem requerido um aumento significativo na produtividade das indústrias que trabalham nesse segmento. Em países em que os hábitos alimentares resultam em uma grande quantidade de óleos e gorduras, torna-se cada vez mais difícil cumprir os requisitos legais de descarte (CAMMAROTA; FREIRE, 2006).

Os óleos e gorduras, especialmente os emulsionados, com pequena solubilidade e alta resistência à degradação, são muito estáveis, e talvez sejam os constituintes mais complexos em termos de tratamento. Esses compostos, quando presentes no ambiente, podem causar diversos problemas, tais como: impermeabilizam e contaminam o solo; se acumulam em superfícies aquáticas formando filmes que impedem a difusão de oxigênio do ar no meio líquido; provocam inibição da vida aquática nesses ecossistemas; e, além disso, podem prejudicar o tratamento biológico quando presente no afluente das estações de tratamento de efluentes (ETEs).

Pela consistência, o tratamento por meios convencionais não é simples (BECKER et al., 1999; SOUZA, 2006). Nesse contexto, os processos por flotação convencional (gravitacional) em caixa de gordura, assim como os por flotação por ar nas unidades de fotação, vêm ganhando fundamental importância como

alternativa para o tratamento de águas residuárias provenientes de cozinhas e restaurantes.

O processo de flotação por ar dissolvido, em relação ao processo convencional (sem aeração) apresenta algumas vantagens: agitação, mistura e equalização dos resíduos; auxilia na flotação; melhora a qualidade do tratamento e, conseqüentemente, a eficiência do processo; diminui as dimensões das unidades de tratamento; minimiza a sedimentação do lodo, assim como o volume de lodo produzido, e diminui a produção de maus odores devido a não liberação de gás sulfídrico.

As caixas de gordura são unidades de tratamento preliminar e funcionam retendo partículas menos densas que as do meio para posterior remoção. Operam de maneira eficiente, evitam uma série de problemas causados por esses poluentes em sistemas de rede e tratamento de esgoto e, conseqüentemente, melhoram a tratabilidade afluente.

Entretanto, o destino ou condicionamento do resíduo proveniente das caixas de gordura merece especial atenção, visto que se pode utilizá-lo como matéria-prima para processos industriais. O aproveitamento desse passivo ambiental, que na maioria das vezes, é disposto inadequadamente no meio ambiente, vem ganhando grande interesse para produção de biodiesel. Alguns pesquisadores passaram a estudar o assunto, já que são possuidores de um elevado potencial de energia (BARROS; WUST; MEIER, 2008; CHAKRABARTI et al., 2008; OLIVEIRA, 2012; PEDROSO et al., 2012; WILTSEE, 1998; WUST, 2004).

O uso desse resíduo torna-se uma opção sustentável, com melhor destinação final, além de economicamente viável por reduzir custos de produção, pela utilização de matéria-prima menos dispendiosa e, além disso, se mostra como um potencial promissor no abastecimento da matriz energética brasileira.



Nesse contexto, o objetivo geral com o experimento constituído por uma caixa de gordura (CG) em escala real foi avaliar o desempenho da unidade no tratamento da água residuária proveniente da cozinha industrial do restaurante universitário (RU) da Universidade Federal de Lavras (UFLA), bem como obter e comparar as características hidrodinâmicas em duas condições operacionais: (1) convencional por flotação gravitacional (Primeira etapa) e (2) flotação auxiliada por difusores de ar, acionados por soprador (Segunda etapa). Os objetivos específicos foram:

- avaliar o desempenho da CG em relação à eficiência de remoção de matéria orgânica, nutrientes e dos compostos orgânicos hidrofóbicos por meio da análise das concentrações de óleos e graxas (O&G), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF), sólidos totais voláteis (STV), sólidos suspensos (SS), sólidos dissolvidos (SD), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), fósforo total (P total) e detergente no afluente e efluente;

- determinar e comparar o padrão de escoamento (pistonado, mistura completa ou dispersivo); o tempo de residência hidráulica real ( $TRH_{real}$ ); a existência de anomalias, como zonas mortas e curtos-circuitos; e, a dispersão das partículas;

- caracterizar e quantificar os resíduos de óleos e gorduras a fim de comprovar a viabilidade do seu emprego na obtenção de biodiesel;

- conhecer o potencial de produção, e ainda, identificar o processo mais eficaz no aproveitamento dos resíduos de óleos e gorduras na transformação de biodiesel.

## **2 REFERENCIAL TEÓRICO**

### **2.1 Caracterização de óleos e gorduras e impactos causados ao meio ambiente**

Os óleos se apresentam no estado líquido e as gorduras em estado sólido à temperatura ambiente. Os óleos vegetais são ricos em ácidos graxos insaturados com duplas ou triplas ligações de carbono-carbono, enquanto as gorduras animais possuem maior conteúdo de ácidos graxos saturados com apenas ligações simples de carbono-carbono, o que ocasiona seu estado sólido (GNIPPER, 2008; GOMES, M. M. R., 2009; SEMIONATO, 2006; VEIGA, 2003).

Os óleos e gorduras têm como característica a apolaridade. São altamente solúveis em solventes orgânicos, como o hexano, sendo apenas levemente solúveis em água, o que os torna de degradação difícil. São identificados analiticamente por meio do parâmetro de qualidade intitulado “óleos e graxas” (O&G), em que o termo “graxa” inclui também as ceras e outros componentes encontrados em águas residuárias (HAMMER, 1979; NUVOLARI, 2003; SEMIONATO, 2006).

Além dos restaurantes em geral, os óleos e gorduras possuem as mais diversas origens: indústrias de sorvetes, óleos comestíveis e enlatados, indústrias de bebidas (refrigerantes e cervejas), pescado, abatedouros de aves, de bovinos e/ou, suínos, laticínios e ainda, curtumes, processamento de cosméticos. Porém, as indústrias alimentícias são as que mais contribuem com significativa carga de O&G (MENDES et al., 2005; VEIGA, 2003).

Notadamente, em cozinhas e restaurantes, a geração dos resíduos gordurosos ocorre em fases distintas: na preparação de alimentos, pela lavagem e desinfecção de equipamentos e utensílios de cozinha, pisos, quebra de embalagens e lubrificação de equipamentos somam-se aos restos de alimentos segregados; na limpeza, se inclui a remoção de resíduos orgânicos e minerais aderidos às

superfícies; e, na sanitização, pela aplicação de soluções alcalinas e agentes ácidos para remover resíduos gordurosos e proteicos das superfícies e incrustações minerais (RIGO, 2004; RIGO et al., 2008; VEIGA, 2003).

As águas residuárias oriundas dos estabelecimentos supracitados, por apresentarem na composição significantes níveis de gorduras, proteínas ou particulados, são consideradas complexas (BATSTONE et al., 2000). Quando descartadas sem tratamento nas redes de esgoto, contribuem para o aumento da carga orgânica lançada no ambiente. Consequentemente são as principais responsáveis por alterações dos parâmetros de controle ambiental como: pH, sólidos totais, DBO e DQO (DORS, 2006). Em abatedouro de aves os lipídeos são responsáveis por mais de 67% da DQO efluente (DAMASCENO; CAMMAROTA; FREIRE, 2012).

Os compostos gordurosos, se dispostos de forma inadequada, impermeabilizam e contaminam os solos, podendo causar grandes danos à fauna e flora. Em corpos hídricos podem se acumular nas suas superfícies, formando um filme sobrenadante que impede a difusão de oxigênio do ar para esse meio e ao mesmo tempo prejudica a iluminação natural. Assim, a base da cadeia alimentar fica comprometida e causa mortandade da vida aquática. Em processos de decomposição, reduzem o oxigênio dissolvido, pelo elevado valor de DBO e DQO, produzindo maus odores e aspectos desagradáveis (JORDÃO; PESSOA, 2005; MENDES et al., 2005; ROSA, 2008; ROSA et al., 2009; VEIGA, 2003).

O descarte de O&G em águas residuárias na forma livre, dispersa ou emulsificada, juntamente com os sólidos em suspensão, só é permitido depois que removidos (SCHULZ, 2005). São altamente fermentáveis e representam uma fonte principal da poluição, já que 1 kg dos mesmos representa aproximadamente 2,4 a 2,8 kg da DQO (CHIABAI; REBOUÇAS; GONÇALVES, 2005). Em indústrias e estabelecimentos alimentícios, sua concentração pode variar dentro de amplos limites (MENDES et al., 2005). Porém, na legislação brasileira, as

condições e padrões para lançamento direto de efluentes em corpo receptor, de qualquer fonte poluidora, são limitados em até 20 e 50 mg L<sup>-1</sup> para óleos minerais e para óleos vegetais e gorduras animais, respectivamente, e para o lançamento direto quando provenientes de Sistemas de Tratamento de Esgotos Sanitários em até 100 mg L<sup>-1</sup>. Em ambos os casos, os materiais flutuantes deverão estar ausentes (BRASIL, 2005, 2011). Todavia, acredita-se que a concentração limite dessas substâncias, despejadas em cursos- d'água, deva ficar na faixa de 15 e 20 mg L<sup>-1</sup> (JORDÃO; PESSOA, 2005). Em unidades de tratamento biológico, concentrações acima de 150 mg L<sup>-1</sup> podem prejudicar o desempenho do processo, levando a colmatação de filtros em reatores anaeróbios e aeróbios, além da inibição do metabolismo microbiano (DURLI, 2007; SPEECE, 1996).

Alguns pesquisadores restringem ainda mais esse limite, sendo que a partir de 65 mg L<sup>-1</sup> seriam suficientes para ocasionar problemas à digestão anaeróbia, acarretando acúmulo de escumas nos digestores e inviabilizando o uso do lodo na prática da fertilização (GUIMARÃES et al., 2002; ORSSATO; HERMES; VILAS BOAS, 2010); e, acima de 20 mg L<sup>-1</sup> acreditam que podem causar a morte dos micro-organismos responsáveis pelo tratamento, pois costumam envolver os flocos biológicos, ocasionando a morte das células bacterianas por asfixia (NUVOLARI, 2003).

### **2.1.1 Impactos causados em unidades e sistemas de tratamento**

As águas residuárias ricas em O&G trazem graves consequências, especialmente em processos mesofílicos convencionais. Por ser tratar de compostos muito estáveis, a decomposição por bactérias em geral é difícil (CAMMAROTA; FREIRE, 2006; CHIABAI; REBOUÇAS; GONÇALVES, 2005; ORSSATO; HERMES; VILAS BOAS, 2010; ROSA, 2008; SEMIONATO, 2006; ROSA, 2008; ORSSATO et al., 2010). Assim, a redução desses compostos

em unidades e sistemas de tratamento é de fundamental importância, para não sobrecarregá-las (DURLI, 2007).

Os O&G em águas residuárias de cozinhas e restaurantes, quando descartados em elevadas temperaturas, devido aos processos de lavagem e desinfecção, ao percorrerem as tubulações perdem calor e se solidificam se aglomerando nesses dutos. Como consequência diminuem suas seções úteis causando vários problemas de manutenção (JORDÃO; PESSOA, 2005; SEMIONATO, 2006; VEIGA, 2003). Quando acima de 40°C provocam a destruição da microbiota presente nas unidades e sistemas de tratamento (VEIGA, 2003).

A “escuma”, considerada matéria graxa e sólidos em mistura com gases, que flutuam no líquido em tratamento (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT, 1993) é uma camada grossa composta de materiais flutuantes, principalmente de gordura (CHERNICHARO, 2007). Sua espessura depende mais da composição do substrato do que das alterações na biomassa e desempenho do reator (LAUBSCHER et al., 2001). A espuma gerada durante o tratamento de águas residuárias é constituída de materiais flotáveis, de baixa solubilidade, baixo coeficiente de biodegradabilidade e elevada carga orgânica. A espuma é produzida à medida que a camada formada excede a decomposição, em um determinado tempo de referência (JORDÃO; PESSOA, 2005; SEMIONATO, 2006). A elevada concentração de micro-organismos filamentosos também participa da sua formação, além do lodo granular e substâncias mortas (LAUBSCHER et al., 2001; SOUZA, 2006).

Gorduras, óleos, ceras, sabões, restos de comida, cascas de frutas e vegetais, cabelos, papel e algodão, pontas de cigarros, materiais plásticos e materiais similares que apresentam massa específica menor que  $1,0 \text{ g cm}^{-3}$  e usualmente perto de  $0,95 \text{ g cm}^{-3}$  também podem fazer parte da espuma (METCALF & EDDY INC, 2003). Porém, os lipídeos são considerados os

causadores de ocorrências, potencialmente graves devido ao seu baixo peso específico (ZEEMAN; SANDERS, 2001).

Resumidamente, a constituição e formação da espuma depende fundamentalmente das características do esgoto bruto (SOUZA et al., 2005). Quando acumulada em grande quantidade é necessário sua remoção física imediata (LAUBSCHER et al., 2001), pois provoca a diminuição do volume útil de unidades e sistemas de tratamento de efluentes comprometendo o seu funcionamento e os subsequentes (CHERNICHARO, 2007).

Assim, os O&G causam várias interferências na eficiência do tratamento, com geração de compostos intermediários durante sua biodegradação, produção e acúmulo de espuma; flotação e lavagem do lodo; diminuição da carga ativa (biomassa); toxicidade e efeitos inibitórios aos micro-organismos. Esses problemas serão relacionados na sequência, separadamente dentro do processo anaeróbio e o aeróbio.

Em anaerobiose a espuma pode se acumular em intensidade caso não haja uma mistura satisfatória e escapar no efluente final prejudicando sua qualidade (SOUZA, 2006). Quando desprendida pode atingir os dispositivos de coleta de efluente com possíveis entupimentos das tubulações de saída. A falta de controle na sua formação, mesmo em taxas muito baixas, pode causar efeitos danosos sobre a produção de gases (RAMAN; RANGA RAO; KISHORE, 1989).

Em relação aos problemas envolvendo o lodo, a biomassa ativa pode vir a se incorporar na zona de digestão por flotação. No momento em que os gases são formados com a velocidade de subida mais intensa, devido aos escoamentos ascensionais das correntes biológicas ou correntes hidráulicas, pode ser arrastada para fora no efluente (HALALSHEH et al., 2005; HWU; VAN LIER; LETTINGA, 1998; SOUZA, 2006). Essas perdas podem ocasionar redução na eficiência de tratamento (ROSA, 2008; VALENTE, 2010).

Em trabalho utilizando reator UASB, tratando água residuária de abatedouros de bovinos e suínos com elevados níveis de O&G (452 a 957 mg L<sup>-1</sup>) foi observado que grânulos de lodo e blocos de biomassa tenderam a flotar formando uma camada superficial de espuma e foram varridos para fora. Isso foi associado à inibição das bactérias metanogênicas e acetogênicas devido à toxicidade aguda aos ácidos graxos de cadeia longa (AGCL) e à adsorção excessiva de O&G. Ambos formam uma camada hidrofóbica ocasionando, provavelmente, perda de densidade do lodo, redução da difusão do substrato nos grânulos e baixa acumulação de biogás. Esses efeitos são capazes de causar problemas hidráulicos e incompleta mistura de substrato e biomassa, reduzindo assim a produção de biogás e a taxa de conversão de DQO (MIRANDA; HENRIQUES; MONTEGGIA, 2005).

Especificamente em relação aos AGCL, produtos intermediários gerados na degradação de O&G, quando em maiores concentrações provocam decréscimo da concentração das moléculas de adenosina trifosfato (ATP), utilizada como fonte de energia pelas células microbianas. A atividade metanogênica fica inibida e por consequência ocorre redução na formação de gás metano (CAMMAROTA; FREIRE, 2006; MENDES et al., 2005).

Nesse contexto substâncias oleosas, assim como os AGCL formados, adsorvidos na superfície do lodo podem prejudicar a formação de gases, e o decréscimo desses. Dentre outras consequências provocam: limitação do transporte dos substratos solúveis à biomassa, levando à queda da taxa de conversão de poluentes e o seu arraste para fora do biorreator; redução da velocidade de transferência de oxigênio para as células do consórcio microbiano, restringindo as atividades hidrolíticas (CAMMAROTA; FREIRE, 2006; DORS, 2006; DURLI, 2007; HATAMOTO et al., 2007; JEGANATHAN; NAKHLA; BASSI, 2006; OMIL et al., 2003; ROSA, 2008; RIGO, 2004; RIGO et al., 2008; VALENTE, 2010; VIDAL et al., 2000).

No entanto, com maior tempo de residência hidráulica (TRH) pode haver menor flotação do lodo já que a adsorção excessiva dos AGCL é diminuída e são mais bem biodegradados. Nesses termos, há melhor remoção de lipídeos e menor produção de espuma (HALALSHEH et al., 2005; HWU; VAN LIER; LETTINGA, 1998).

Em processo de tratamento aeróbio a presença de O&G contribui com 30% a 40% da matéria orgânica presente nos efluentes e interfere negativamente em alguns aspectos, tais como: flotação da biomassa; aumento do tempo de residência hidráulica; redução da capacidade de aeradores; desempenho das bombas; e, ainda aumenta a demanda por produtos floclantes. Igualmente estimulam o crescimento excessivo de micro-organismos filamentosos que, com características físicas ruins, intensificam a formação de espuma na superfície da unidade de aeração, impedindo a floclação e interferindo na sedimentação e compactação do lodo biológico. A espuma e o lodo quando presentes no efluente do sistema de tratamento causam progressiva perda de eficiência de remoção da matéria orgânica (BECKER et al., 1999; CAMMAROTA; FREIRE, 2006; MENDES et al., 2005; ROSA, 2008; TSANG; SIN; CHUA, 2008; YANG; CHEN; CHEN, 2012).

## **2.2 Unidades e processos para o tratamento de efluentes com teores de O&G**

Os O&G não podem ser facilmente decompostos biologicamente nem simplesmente tratados por processos biológicos convencionais. Por esse motivo se torna fundamental o pré-tratamento para melhorar a tratabilidade afluente (BECKER et al., 1999; YANG; CHEN; CHEN, 2012). Essa etapa previne uma



série de problemas que, conseqüentemente, reduziriam a eficiência do tratamento secundário das estações de tratamento (CAMMAROTA; FREIRE, 2006).

### **2.2.1 Caixa de gordura**

A caixa de gordura é definida pela ABNT (1999) como uma unidade destinada a reter, na sua parte superior, camadas de gorduras, graxas e óleos contidos nas águas residuárias. E devem ser removidas periodicamente, evitando que escoem livremente pela rede causando sua obstrução. A sua instalação é obrigatória em todos os estabelecimentos que gerem efluentes que possam conter óleos e gorduras (VEIGA, 2003).

Em cozinhas e restaurantes, Veiga (2003) salienta ainda que a deficiência na segregação de restos alimentares, assim como a utilização atual de trituradores de alimentos em pias, contribui para a redução do tempo de residência do efluente em tratamento. Como consequência direta, há o aumento da carga orgânica lançada nas estações de tratamento biológico e/ou nas redes de esgotos e daí a necessidade da caixa de gordura (JORDÃO; PESSOA, 2005; SEMIONATO, 2006; SEMIONATO et. al., 2005).

Assim, as caixas de gordura, além de controle periódico em termos de manutenção, devem apresentar algumas características físicas, tais como: boas condições de ventilação; vedação adequada para evitar a penetração de insetos, pequenos animais, água de lavagem de pisos ou de águas pluviais; capacidade de acumulação da gordura entre cada operação de limpeza; dispositivos de entrada e de saída convenientemente projetados possibilitando o escoamento normal do afluente e efluente; distâncias mínimas respeitadas, inclusive altura entre a entrada e a saída suficiente para reter a gordura; e, condições de tranquilidade para permitir a flutuação do material (ABNT, 1999; JORDÃO; PESSOA, 2005). Para Borges (2009) é significativa esta última condição, sendo a caixa de gordura do

tipo convencional a mais utilizada e mais simples de ser construída. Entretanto, de acordo com a ABNT (1999), para escolas, hospitais, quartéis, e também cozinhas de restaurantes, elas devem ser especiais, assim como se faz essencial um tratamento complementar quando há grande concentração de O&G no esgoto. Sendo assim, destaca-se a importância da flotação (BORGES, 2009).

Na caixa de gordura, o efluente sob condições de escoamento laminar (tranquilidade hidráulica) permite que as partículas de gordura e óleo subam para a superfície e aproximem da extremidade de saída. Opera com base na diferença entre a densidade da fase dispersa (substância a ser eliminada) e contínua (meio líquido). Quando a primeira é menor a substância flota naturalmente (CAMMAROTA, 2011; CAMMAROTA; FREIRE, 2006).

Tais unidades, condicionadas às leis gravitacionais que regem os fenômenos de sedimentação de sólidos, em sentido equivalente, porém inverso funcionam por flotação (IMHOFF, 1998; JORDÃO; PESSOA, 2005; SEMIONATO, 2006). A principal diferença é que nesse processo pequenas ou finas partículas podem ser removidas completamente, por flotação, em menor espaço de tempo (METCALF & EDDY, INC, 2003).

O processo de flotação envolve três fases: líquida, sólida e gasosa. A flotação ocorre devido ao desprendimento de pequenas bolhas de gás, produzidas na digestão anaeróbia (BORGES, 2009) ou pela indução de ar em processos aeróbios. As partículas sólidas ou líquidas (suspensas ou materiais graxos ou oleosos) são separadas da fase líquida pela combinação das bolhas, resultando num agregado maior e mais leve, que ascende e flutua na superfície (IMHOFF, 1998; JORDÃO; PESSOA, 2005; METCALF & EDDY, INC, 2003).

A condição hidrodinâmica mais favorável à flotação está condicionada ao ambiente, no momento em que propicia a coleta da partícula que foi seletivamente hidrofobizada pela bolha. Num determinado período, três eventos sequenciais devem ocorrer: (1) colisão das partículas suspensas com bolhas de ar (2) adesão

das partículas às bolhas de ar, formando agregados estáveis; (3) e, estabilização, em que o agregado formado (partícula-bolha) flutuará. Caso um dos eventos não ocorra, o desempenho do processo será retardado e a partícula não flutará (RODRIGUES, 2010; RODRIGUES; LEAL, 2012).

Resumidamente, as bolhas ou microbolhas formadas ou inseridas no líquido colidem e aderem aos flocos previamente formados, aumentando o seu empuxo e provocando o seu deslocamento em direção à superfície em que é formada uma camada sobrenadante de material flotado (JORDÃO; PESSOA, 2005; PIOLTINE; REALI, 2011). Além do escoamento vertical ascendente há, coincidentemente, outro tipo de escoamento, o horizontal, o qual arrasta as partículas para a saída, acompanhando o escoamento líquido. Ao penetrar na caixa de gordura a velocidade horizontal do líquido é diminuída devido ao instantâneo aumento da área transversal. Igualmente, a gotícula de óleo é lentamente arrastada e também impelida para cima por uma força ascensional (GNIPPER, 2008).

Por flotação convencional (gravitacional), a caixa de gordura permite a dissociação de parte das gorduras, óleos e graxas presentes no meio líquido quando tais substâncias apresentarem densidades inferiores. Entretanto, remove prioritariamente a fração livre e dispersa em água (partículas grandes que flutam rapidamente à superfície), ou seja, já estratificado da água. À medida que o tamanho das gotas diminui essa técnica não é mais apropriada (MENDES et al., 2005; SCHULZ, 2005; ZAWADZKI, 2011). Para emulsificados e dissolvidos, o processo estimulado por injeção de ar no líquido pode ser mais eficiente. Partículas mais densas também podem ser removidas, pois as bolhas de ar ajudam na formação de agregados menos densos que o meio circundante, provocando um deslocamento mais acentuado (BORGES, 2009; JORDÃO; PESSOA, 2005; METCALF & EDDY, INC, 2003).

### 2.2.2 Flotação via aeração

As unidades de flotação via aeração, normalmente utilizadas em países mais desenvolvidos, têm como finalidade minimizar a quantidade de O&G que adentram ao sistema de tratamento de esgoto e são alocadas antes do tratamento biológico nas ETE(s). Algumas podem ser ainda mais sofisticadas, com uso de pressão e descompressão sobre o líquido e o ar, capazes de melhorar a flotação significativamente (METCALF & EDDY, INC, 2003), sendo fundamentais em agroindústrias, como por exemplo, no caso de laticínios e outras que processam efluentes ricos em óleos e gorduras.

A flotação via aeração tem-se apresentado promissora como pré-tratamento de efluentes contendo O&G (PALMEIRA et al., 2009; RUBIO; SOUZA; SMITH, 2002). Porém, a opção adotada vai depender das características da água residuária, da qualidade requerida para o efluente, do custo e facilidade de operação, disponibilidade de área a ser utilizada (ROSA, 2002; RUBIO; SOUZA; SMITH, 2002).

Existem diversos processos de flotação auxiliados por ar com diferentes maneiras de gerar bolhas dentre as quais estão: flotação por ar induzido (FAI) ou disperso; flotação por ar dissolvido (FAD); flotação via bocais; eletroflotação; e, flotação por cavitação.

Os processos usuais de ar ejetado são por ar disperso ou induzido; e o por via ar dissolvido, pressurizado ou a vácuo (RUBIO; SOUZA; SMITH, 2002). Diferenciam-se pelo mecanismo de geração de bolhas de ar (METCALF & EDDY, INC, 2003).

As características referentes à primeira opção na modalidade por ar difuso, a entrada das bolhas introduzindo ar ou oxigênio no líquido, se faz por ejetores ou difusores submersos ao longo e próximos ao fundo do volume a ser tratado. Os difusores de membrana recebem o ar e inflamam-se permitindo o

alargamento de minúsculas aberturas para a saída do ar que é transferido ao meio líquido à medida que a bolha se eleva à superfície. O sistema de tubulações distribuidoras e de transporte de ar, mais os sopradores, também são componentes da instalação (CAMMAROTA, 2011; METCALF & EDDY, INC, 2003; SPERLING, 1996).

Já o princípio da FAD difere do FAI somente pela forma de obtenção do sistema partícula-bolha que consiste na saturação de ar solúvel no líquido por meio do aumento de pressão. O ar é previamente dissolvido no efluente bruto ou numa corrente recirculada, numa câmara de pressão, por meio de uma pressão de várias atmosferas, seguido pela liberação da pressão ao nível atmosférico. Com a redução da pressão, o ar que se encontrava dissolvido, tende a desprender do líquido, formando microbolhas com grande área interfacial para coleta das partículas em suspensão (gotículas de óleo) (CAMMAROTA, 2011; METCALF & EDDY, INC, 2003). A água supersaturada com ar é forçada através de um orifício e na sua descompressão forma nuvens de microbolhas com diâmetros entre 30 e 100  $\mu\text{m}$  (VILAR, 2009; WAELKENS, 2010). Também pode ser conduzido a vácuo, ocorrendo primeiro a saturação do efluente por ar. Após, o efluente é conduzido a um tanque sob vácuo parcial, o que faz com que o ar dissolvido no efluente seja instantaneamente liberado sob a forma de microbolhas.

No processo via bocais, um bocal é utilizado para aspirar o gás para dentro do tanque de flotação de uma forma similar às máquinas de flotação via ar dissolvido. As bolhas possuem um diâmetro entre 400 e 800  $\mu\text{m}$ .

Na eletroflotação, as microbolhas são geradas por eletrólise de soluções aquosas com a produção de gás nos dois eletrodos. Aplica-se no tratamento de remoção em sistemas coloidais leves, como exemplo, emulsificação de óleo em água, íons, pigmentos, tintas e fibras (VILAR, 2009).

A flotação por cavitação funciona por meio de um aerador que extrai ar do ambiente e injeta microbolhas diretamente na água residuária. Esse tipo de

flotação é utilizado em indústrias alimentícias, especialmente na indústria de laticínios, tintas e em curtumes, para remover sólidos suspensos, gorduras, óleos e graxas (VILAR, 2009).

A eficiência do processo de flotação pode ser melhorada com aumento da vazão de ar, que contribui com a maior agitação e turbulência do sistema, resultando não só na maior quantidade de bolhas disponíveis, como também na redução do diâmetro das bolhas com conseqüente aumento da área superficial disponível para transferência de ar (VILAR, 2009; WAELKENS, 2010). Porém, de modo inverso, um sistema muito turbulento pode prejudicar o processo, principalmente quando a partícula não apresenta uma boa característica de hidrofobicidade. Assim, altas taxas de aeração devem ser evitadas para prevenir a destruição de agregados frágeis (VILAR, 2009).

O regime hidráulico predominante no recipiente também tem grande influência na transferência de ar e conseqüentemente na taxa de transferência (SPERLING, 1996). Além disso, outros fatores devem ser considerados no projeto de unidades de flotação, como concentração do material particulado, velocidade de ascensão das partículas e a taxa de alimentação de sólidos (CAMMAROTA, 2011).

Inúmeros fatores afetam a eficiência do processo de flotação, dentre os principais estão: colisão, aderência e retenção entre as partículas e as bolhas de gás. Entretanto, a aeração deve ser compatível com as características do efluente que está sendo tratado, tanto em termos da quantidade de ar quanto em tamanho das bolhas (SCHULZ, 2005).

### **2.3 Influência da presença de detergentes na remoção de gordura**

Reconhecidos como agentes ativos de superfície, os detergentes estão presentes em água residuária industrial e esgoto doméstico (DELFORNO, 2011).

Possuem propriedades que alteram a tensão interfacial quando dissolvidos em um solvente (HENRIQUE, 2008). Como outros produtos de limpeza contêm uma participação potencial de tensoativos aniônicos nas suas formulações, como os conhecidos sulfonatos de alquilbenzeno linear (LAS). Estes, quando adsorvidos sobre o particulado e material orgânico do lodo são removidos como o lodo primário (GANIDI; TYRREL; CARTMELL, 2009; JENSEN, 1999).

Os detergentes, mesmo que biodegradáveis, quando em excesso, podem causar vários problemas: prejudicam a eficiência de separação dos O&G da água formando gotículas de menor tamanho, com menor velocidade ascensional (MENDES et al., 2005); os emulsificados podem ser carreados no efluente sem ser tratado (CHAN, 2010; GANIDI; TYRREL; CARTMELL, 2009; JENSEN, 1999); modificam as características de sedimentação dos sólidos em suspensão (CHAN, 2010; LIMA, 2008); dependendo da fração adsorvida e do tempo de exposição dos micro-organismos, podem inibir os processos de tratamento biológico, pois ao aumentar a permeabilidade celular eliminam os constituintes essenciais das células (CAMMAROTA, 2011; JENSEN, 1999; LEITÃO et al., 2006; MÖSCHE; MEYER, 2002); na interface ar-água afeta a troca gasosa entre meios e pode também gerar espuma abundante (CAMMAROTA, 2011). Uma das formas de remoção dessas substâncias são os processos físico-químicos, porém a degradação microbiana é a principal via de eliminação. Entretanto, em relação aos detergentes sintéticos, nenhum organismo vivo possui necessariamente uma carga enzimática capaz de decompô-los (VEIGA, 2003).

A remoção aeróbia é considerada, por vários pesquisadores, como a que mais facilmente degrada os detergentes, ou por oxidação, ou adsorção no lodo e nos sólidos suspensos. Em processos anaeróbios, a degradação é bastante limitada, podendo ocorrer somente em determinadas condições, ou seja, com a limitação de enxofre, temperaturas termofílicas e, por meio de um consórcio de bactérias específicas (DUARTE et al., 2010; GANIDI; TYRREL; CARTMELL,

2009; LEITÃO et al., 2006; MÖSCHE; MEYER, 2002; SCOTT; JONES, 2000). Todavia, estudos têm sido realizados em reatores anaeróbios considerando a degradação satisfatória (DELFORNO, 2011), podendo melhorar a biodegradabilidade com redução de DBO<sub>5</sub> total e solúvel e minorar o problema de geração de resíduos sólidos (CAMMAROTA; FREIRE, 2006; DAMASCENO; CAMMAROTA; FREIRE, 2012).

Cabe destacar que os padrões para lançamento de efluentes líquidos, de forma direta ou indireta, nos cursos-d'água do estado de Minas Gerais contendo substâncias tensoativas que reagem com azul de metileno é de 2 mg L<sup>-1</sup> de LAS, exceto para sistemas públicos de tratamento de esgotos sanitários (CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL - COPAM/ CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DE MINAS GERAIS - CERH-MG, 2008).

#### **2.4 Hidrodinâmica das unidades e sistemas de tratamento**

Estudos hidrodinâmicos são essenciais para avaliar o potencial de desempenho, e assim, garantir a melhoria dos processos e detecção de problemas em unidades ou sistemas de tratamento de água residuária. Em projetos permitem definir se os critérios adotados no dimensionamento são de fato adequados e se cumprem na realidade (FERREIRA, 2012).

Dentre as características hidrodinâmicas estão o transporte hidráulico de materiais e a velocidade das reações ocorrentes internamente no volume de tratamento durante a permanência da água residuária. Esses são responsáveis pelas mudanças na composição e concentração de compostos. Entretanto, a maneira e a eficiência com que tais mudanças acontecem são em função do tipo de escoamento e do padrão de mistura (SPERLING, 1996).



O tipo de escoamento pode admitir como condições: a aplicação intermitente (batelada) ou contínua; e o padrão de mistura se caracteriza por meio de dois modelos de escoamento ideais conhecidos como, pistonado e mistura completa. Esses servem para configurar os extremos de uma ampla faixa, dentro da qual, na prática, as unidades reais de tratamento de água residuária se enquadram (LOURENÇO, 2006; LOURENÇO; CAMPOS, 2009).

Na prática, os escoamentos reais (não ideais) geralmente se comportam de maneira diferente desses dois modelos idealizados de escoamento, pois apresentam desvios, devido à dispersão de partículas e fenômenos atípicos (anomalias) de escoamento, ocorrentes dentro do volume de tratamento e decorrentes de uma mistura ruim (CARVALHO et al., 2008).

O curto-circuito hidráulico é resultante da estratificação das partículas do fluido e ocorre quando essas escoam sem percorrer todo o volume da unidade de tratamento, podendo indicar deficiência de projeto. Como consequência o tempo de residência real é diminuído. Já a zona morta ou região estagnada se relaciona às características físicas da unidade, com ocorrência em cantos, abaixo de vertedores e no lado interno de curvas. Equivale a regiões isoladas ou inacessíveis, em que o fluido fica aprisionado sem interagir com as regiões ativas. Ambos os fenômenos contribuem com a redução do tempo de residência efetivo (GUTIERREZ, 2008; LEVENSPIEL, 2000; SASSAKI, 2005; SPERLING, 1996).

O caminho preferencial, anomalia de escoamento que pode causar curtos-circuitos hidráulicos dá-se quando grandes quantidades de partículas do fluido escoam em tempo menor que outras; o reciclo, por exemplo, está relacionado com a recirculação de parte do fluido para a entrada da unidade de tratamento. A retromistura, outra irregularidade que representa o movimento de parcelas do fluido na direção contrária ao escoamento principal (COTA, 2011; GUTIERREZ,

2008; SASSAKI, 2005); e, por fim a dispersão, é o transporte longitudinal do material devido à turbulência e a difusão molecular (SPERLING, 1996).

Cabe ressaltar que estudos científicos mostram que a condição de mistura interfere na eficiência do tratamento. Para tanto, uma mistura adequada promove um bom transporte de massa ou substrato, calor aos micro-organismos, mantém a uniformidade, além de outros fatores ambientais, e assegura o uso efetivo de todo volume da unidade de tratamento (CAPELA et al., 2009; MATANGUE, 2011).

De forma geral, os modelos reais são de difícil modelagem hidráulica, sendo frequentemente realizadas aproximações na determinação de dois atributos importantes: coeficiente de remoção de substrato; e, o número de dispersão (SPERLING, 1996). Na maioria das vezes um grau intermediário com escoamento disperso parece o mais adequado para representar o regime real de escoamento (CAMPOS, 1990; LEVENSPIEL, 2000; SPERLING, 1996).

Por meio da modelagem hidrodinâmica pode-se estabelecer os regimes de escoamento e o tipo de mistura predominante, obtendo-se meios de se quantificar possíveis problemas decorrentes de falhas operacionais, de concepção de projeto relacionadas aos aspectos construtivos (geometria) da unidade. Por conseguinte, a determinação do tempo de residência real ( $TRH_{real}$ ), parâmetro fundamental para o correto entendimento do comportamento das unidades de um sistema de tratamento deve ser realizado por meio de estudos com traçador, auxiliando de forma significativa a determinação do modelo cinético a ser estabelecido (DANTAS; MELO; NETO, 2000; FERREIRA, 2012; LOURENÇO; CAMPOS, 2009; MENDONÇA, 2002; MOTERANI, 2010).

#### **2.4.1 O uso de traçadores em ensaios hidrodinâmicos**

A condição necessária para estabelecer o comportamento hidrodinâmico de partículas durante o seu escoamento é o conhecimento da distribuição do tempo

de residência. Tal avaliação baseia-se no método de estímulo e resposta, com injeção de traçador no afluente (entrada) e, na imediata determinação de sua concentração no efluente (saída). A injeção pelo método em pulso ou aplicação instantânea, habitualmente utilizada, ocorre de uma só vez e no menor intervalo de tempo possível. Verifica-se como o fluido na unidade responde ao estímulo, e, por meio da análise da resposta obtém-se a informação desejada (LEVENSPIEL, 2000; METCAF; EDDY, INC, 2003).

Segundo Lourenço e Campos (2009) o uso de traçador pode ser aplicado a qualquer tipo de volume de controle, químico, físico-químico ou biológico, desde que seja compatível e inerte ao meio sob investigação, evitando a sorção. Consideram esse estudo fundamental na obtenção do tempo de residência hidráulica real ( $TRH_{real}$ ), especialmente em sistemas de tratamento de águas residuárias. Todavia, o traçador deve possuir características específicas, ou seja, concentração conhecida; estabilidade e compatibilidade ao meio no qual será injetado; apresentar densidade próxima ao meio; detecção precisa e quantificação em concentrações mínimas; ser se possível atóxico; não deve interagir com as substâncias a serem tratadas e tão pouco com os componentes da unidade; deixar resíduo; e, não pode modificar ou desvirtuar a hidrodinâmica do fluido avaliado (LEVENSPIEL, 2000; METCAF; EDDY, INC, 2003).

Usualmente as pesquisas sobre o tema fornecem informações sobre a teoria de traçadores e alguma discussão dos resultados. Entretanto, quanto aos tipos de substâncias a serem empregadas, apenas algumas sugestões são fornecidas, tais como: fluoresceína, rodamina, rodamina WT, cloreto de sódio (NaCl), cloreto de lítio (LiCl), cloreto de hidrogênio (HCl) e o ácido benzoico (DANTAS; MELO; NETO, 2000). Esses autores comentam sobre resultados satisfatórios com o uso de sais de metais alcalinos como, por exemplo, o NaCl. No caso do LiCl, mesmo sendo indicado como traçador ideal, concentrações

superiores a  $2 \text{ g L}^{-1}$ , mesmo com exposições temporárias, podem causar inibição da atividade metanogênica (CHERNICHARO, 2007; SILVA et al., 2009).

Lourenço (2006) e Lourenço e Campos (2009) utilizaram o LiCl em reator anaeróbio de manta de lodo (Upflow Anaerobic Sludge Blanket – UASB), em escala laboratorial, alimentado continuamente por água residuária de suinocultura. O preparo do traçador seguiu a metodologia de Campos (1990) e foi aplicado em pulso, quando o reator apresentava condições permanentes (estabilidade). A concentração utilizada foi de  $100 \text{ mg L}^{-1}$  do íon  $\text{Li}^+$ . A coleta das amostras (3 mL) foi realizada na saída do reator em intervalos constantes de 12 minutos e durante 124 horas, de forma ininterrupta. Não foi mencionado qualquer problema com relação ao tipo de traçador empregado.

Matangue (2011) determinou os parâmetros hidrodinâmicos em reator anaeróbio compartimentado (RAC) e de manta de lodo (UASB) operados em série. Utilizou como traçadores o KCl e o LiCl com água limpa e, em água residuária da suinocultura, respectivamente. Esses sais se mostram altamente solúveis e de boa difusibilidade. O primeiro pode ser detectado em baixas concentrações e o segundo, raro na natureza, apesar de tóxico a elevadas concentrações, quando empregado em baixas concentrações, sua toxidez pode ser substancialmente reduzida. Todavia, o autor enfatiza que o ideal é empregar o mesmo traçador em ambos os testes. O estudo permitiu a detecção de zonas mortas e o conhecimento da magnitude das mesmas.

Por fim, Dantas, Melo e Neto (2000) observaram que o aspecto a ser considerado na seleção do traçador é seu peso molecular, uma vez que se correlaciona com a sua capacidade de difusão. Deve-se optar por substâncias de alto peso molecular, já que a difusão é inversamente proporcional a esse parâmetro, assim, evita-se que o traçador seja adsorvido e se difunda no empacotamento ou na biomassa.

### 2.4.2 Distribuição do tempo de residência em escoamento hidrodinâmico

As infinidades de elementos, moléculas ou partículas constituintes do fluido em escoamento, são expostas a diversas forças, as quais definem o seu comportamento e podem interferir na dinâmica do processo de tratamento (GUTIERREZ, 2008; VALLEJOS et al., 2003). Essa variação pode ser representada pela distribuição do tempo de residência (DTR). Trata-se de uma função estatística que descreve a probabilidade de uma ou mais partículas permanecerem, por determinado tempo, no interior de uma unidade de tratamento de água residuária (LEVENSPIEL, 2000).

A determinação da DTR é obtida traçando-se um gráfico do perfil da distribuição, curva E ou curva-resposta do traçador, mediante as leituras da concentração do traçador na saída, das diversas amostras coletadas sequencialmente ao longo do tempo que deve idealmente corresponder, pelo menos, a três vezes o  $TRH_{teórico}$ . O  $TRH_{teórico}$  pode ser calculado pelo quociente entre o volume da unidade e a vazão aplicada.

A modelagem da curva E, representada pela Equação 1, simula a soma de todas as frações das partículas que estão fluindo da unidade. Para escoamento não ideal representa-se a DTR, de tal maneira que a área sob a curva seja unitária. Para resposta normalizada dividi-se a concentração medida pela área (A) sob a curva (Equação 2).

$$\int_0^{\infty} E(t) dt = 1 \quad (1)$$

$$\int_0^{\infty} \frac{C}{A} dt = 1 \quad \text{em que,} \quad A = \int_0^{\infty} E(t) \cdot dt \quad (2)$$

Integrando a equação da curva  $C(t)$ , tem-se a concentração de traçador recuperada no intervalo de tempo estudado  $E(t)$ , dada pela Equação 3. Multiplicando  $E(t)$  pela vazão aplicada tem-se a massa de traçador recuperada após o ensaio (Equação 4).

$$E(t) = \int_0^{\infty} C(t) dt \quad (3)$$

$$m_{recuperada} = E(t).Q \quad (4)$$

em que,

$E(t)$ : concentração do traçador obtida após ensaio no intervalo de tempo analisado ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$C(t)$ : concentração de saída do traçador no tempo ( $t$ ) ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$t$ : tempo de residência hidráulica do traçador (h).

$Q$ : vazão aplicada à unidade de tratamento ( $\text{L h}^{-1}$ ).

A caracterização da distribuição é dada pela locação da distribuição, representada pelo tempo médio de residência das partículas do fluido ( $\bar{t}$ ), que indica o tempo de residência hidráulica real ( $\text{TRH}_{\text{real}}$ ); e, pelo grau de dispersão, comumente medido pela variância ( $\sigma^2$ ) e que representa o quadrado da amplitude da distribuição. Ambos, respectivamente, são calculados pelas equações 5 e 7, também com as distribuições normalizadas para unidades fechadas, para curva contínua dentro de intervalos de tempo iguais. Ainda, o  $\text{TRH}_{\text{real}}$  pode ser dado pela Equação 6 e a variância pela Equação 8, considerando que as medidas de tempo são uma série de valores discretos (LEVENSPIEL, 2000; METCALF & EDDY, INC, 2003).

$$\bar{t} = \text{TRH}_{\text{real}} = \frac{\int_0^{\infty} t \cdot C(t)}{\int_0^{\infty} C(t)} \cdot dt = \int_0^{\infty} t \cdot E dt \quad (5)$$

$$\bar{t} = \text{TRH}_{\text{real}} = \frac{\sum_i t_i C_i(t) \Delta t_i}{\sum_i C_i(t) \Delta t_i} \quad (6)$$

$$\sigma^2 = \frac{\int_0^{\infty} t^2 \cdot C(t)}{\int_0^{\infty} C(t)} \cdot dt - (\bar{t})^2 = \int_0^{\infty} t^2 E dt - (\bar{t})^2 \quad (7)$$

$$\sigma^2 = \frac{\sum_i t_i^2 C_i(t) \Delta t_i}{\sum_i C_i(t) \Delta t_i} - (\bar{t})^2 \quad (8)$$

em que,

$\bar{t}$ : tempo de residência hidráulica médio (h);

t: tempo decorrido durante a análise com traçador (h);

C(t): concentração de saída do traçador no tempo (t) (mg L<sup>-1</sup>);

E: distribuição normalizada do tempo de residência do fluido;

$\sigma^2$ : variância da distribuição do tempo de residência do fluido (h<sup>2</sup>).

### 2.4.3 Modelos para escoamento hidrodinâmico não ideal

Dentre os vários tipos de modelos matemáticos empregados para caracterizar o escoamento de uma unidade real de tratamento de água residuária, serão abordados neste trabalho os modelos de um só parâmetro: o de dispersão e o de células agitadas em série.

### 2.4.3.1 Modelo de dispersão

O modelo de dispersão se baseia na relação entre a mistura e o processo de difusão no escoamento. Segundo Levenspiel (2000), esse modelo pode ser descrito matematicamente pela equação diferencial que rege a difusão molecular na direção  $x$ , dada pela Lei de Fick. Analogamente, a Equação 9 representa todas as contribuições à mistura do fluido escoando. Sendo que na forma adimensional, a equação diferencial básica que representa esse modelo é dada pela Equação 10:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (9)$$

$$\frac{\partial C}{\partial \theta} = \left(\frac{D}{uL}\right) \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - \frac{\partial C}{\partial z} \quad \text{para } z = x/L \text{ e } \theta = t/\bar{t} = tu/L \quad (10)$$

em que,

C: concentração de saída do traçador ( $\text{mg L}^{-1}$ );

t: tempo decorrido durante a análise com traçador (h);

D: coeficiente de dispersão longitudinal ou axial que caracteriza o grau de mistura durante o escoamento ( $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ );

$\theta$  = tempo médio normalizado de residência do fluido (adimensional);

u: corresponde à velocidade média de escoamento ( $\text{m s}^{-1}$ );

L: comprimento do percurso longitudinal na unidade (m);

D/uL: número de dispersão ( $d$ ) (adimensional);



$\bar{t}$ : tempo de residência hidráulica médio (h).

Os modelos matemáticos de dispersão representam satisfatoriamente o tipo predominantemente pistonado e podem ser ajustados como de pequena e grande intensidade, com diferentes condições de escoamento. No primeiro a forma do perfil da curva do traçador segue uma simetria, não mudando de maneira significativa durante o tempo. As Equações 11 e 12 fornecem o modelo bem como a respectiva estimativa dos parâmetros da curva. No segundo, a curva modifica sua forma de maneira significativa durante o tempo, possuindo formato assimétrico e prolongamento em forma de cauda. As condições de escoamento influirão na sua forma. Nesse caso, não é possível a obtenção de expressões analíticas para essas curvas, exceto para unidades fechadas. A estimativa dos parâmetros das curvas é dada pela Equação 13 (LEVENSPIEL, 2000).

$$C_{(\theta)} = \frac{1}{2\sqrt{\pi}(d/u \cdot L)} \exp\left[-\frac{(1-\theta)^2}{4(D/u \cdot L)}\right] \quad (11)$$

$$\sigma_{\theta}^2 = \frac{\sigma^2}{\bar{t}^2} = 2\left(\frac{D}{u \cdot L}\right) \quad (12)$$

$$\sigma_{\theta}^2 = \frac{\sigma^2}{\bar{t}^2} = 2\left(\frac{D}{u \cdot L}\right) - 2\left(\frac{D}{u \cdot L}\right)^2 \cdot \left(1 - e^{-\frac{u \cdot L}{D}}\right) \quad (13)$$

em que,

$C(\theta)$ : distribuição normalizada do tempo de residência do fluido no interior da unidade;

$\theta$ : tempo de residência hidráulica médio normalizado (adimensional);

- D: coeficiente de dispersão ( $\text{m}^2 \text{h}^{-1}$ );  
 u: velocidade média de escoamento do fluido na unidade ( $\text{m h}^{-1}$ );  
 L: comprimento do percurso na unidade (m);  
 D/uL: número de dispersão ( $d$ ) (adimensional);  
 $\bar{t}$ : tempo residência hidráulica médio (h);  
 $\sigma^2_0$ : variância normalizada da distribuição do tempo médio de residência;  
 $\sigma^2$ : variância da distribuição do tempo médio de residência.

O valor encontrado para o número de dispersão, tendendo a zero, tem-se que a dispersão é desprezível, indicando um escoamento pistonado; e, tendendo ao infinito ( $\infty$ ), denominado de grande dispersão, indica escoamento em mistura completa. Unidades que apresentam valores de número de dispersão em torno de 0,2, ou menos, aproximam-se das condições de escoamento em pistão, já com valores em torno de 3,0 ou mais, podem ser consideradas como se aproximando das condições de mistura completa (SPERLING, 1996). Já a avaliação da intensidade de dispersão pode ser feita com base na Tabela 1 (METCALF & EDDY, INC, 2003).

Tabela 1 Forma de avaliação da intensidade de dispersão (METCALF; EDDY, INC, 2003)

Dispersão ( $d$ )	Intensidade de dispersão
Zero	Nenhuma
< 0,05	Pequena*
0,05 a 0,25	Moderada
> 0,25	Grande

\*Para Levenspiel (2000), quando  $D/uL < 0,01$ .

#### 2.4.3.2 Modelo de células agitadas em série

O modelo de células agitadas em série, também denominados de reatores de mistura completa em série, pode ser utilizado para representar condições hidráulicas intermediárias entre unidades de mistura completa e de escoamento em pistão. Presume-se que uma unidade real se comporte como uma série de unidades ideais de mistura e de volumes iguais e cujo parâmetro único é o número de células ( $N$ ) nessa cadeia (LEVENSPIEL, 2000).

A curva resposta que descreve o comportamento do traçador é simplificada, já que não é restringida pelas condições de escoamento, métodos de injeção de traçador e medidas. Quanto mais simétrica, aproximando-se da curva normal, com  $N$  tendendo ao infinito, o padrão do escoamento é considerado pistonado. E de forma oposta, para poucas células, com  $N$  tendendo a unidade, o padrão do escoamento será de mistura completa. Para  $N$  com valor intermediário o escoamento é considerado disperso (LEVENSPIEL, 2000; METCALF & EDDY, INC, 2003; SILVA, 2004; SPERLING, 1996; TOSCANI, 2010).

Para se modelar a unidade real, determina-se o número de unidades ideais em série ( $N$ ) utilizando-se a variância normalizada adimensional ( $\sigma^2_\theta$ ), como representado na Equação 14 (LEVENSPIEL, 2000).  $N$  também pode ser estimado por meio de Equação 15, derivada das equações do modelo de dispersão de grande intensidade.

$$N = \frac{1}{\sigma_\theta^2} = \frac{\bar{t}^2}{\sigma^2} \quad (14)$$

$$N = \frac{1}{2d - 2d^2 \cdot (1 - e^{-1/d})} \quad (15)$$

em que,

$N$ : o número de células em série (adimensional);

$\sigma^2$ : variância normalizada da distribuição do tempo médio de residência (adimensional);

$\sigma^2$ : variância da distribuição do tempo médio de residência ( $h^2$ );

$\bar{t}$ : tempo de residência hidráulica médio (h);

$d$ : número de dispersão do modelo de dispersão de grande intensidade.

Pode-se também determinar  $N$  pela Equação 16, metodologia citada por Kadlec e Wallace (2008), usando a função gama. Essa equação deve ser ajustada aos dados do traçador, por meio de processos iterativos de minimização de função de erro, tais como a ferramenta SOLVER do “software” Excel®, selecionando-se  $N$  e tempo médio ( $\bar{t}$ ) para minimizar a soma dos erros quadrados entre a função  $g(t)$  e os dados do traçador.

$$g(t) = \frac{N}{\bar{t} \Gamma(N)} \cdot \frac{(N \cdot TRH_{teórico})^{N-1}}{\bar{t}} \cdot e^{-N \cdot TRH_{teórico} / \bar{t} t} \quad (16)$$

em que,

$g(t)$ : função gama de  $N$ ;

$N$ : o número de células em série (adimensional);

$\bar{t}$ : tempo de residência hidráulica médio (d).

$\Gamma(N)$ : função gama de  $N$  (para números inteiros = fatorial de  $N-1$ ) ( $d^{-1}$ );

$TRH_{teórico}$ : tempo de residência hidráulica calculado (d).

#### 2.4.4 Medidas de desempenho hidráulico das unidades de tratamento

Alguns índices reportados por e Cota (2011), Mendonça (2002) e Silva (2007), obtidos a partir da curva E, corroboram para avaliação mais cuidadosa do desempenho hidráulico das unidades e sistemas de tratamento de efluentes líquidos, pois avaliam o tipo, extensão e anomalias do escoamento. Esses índices foram calculados seguindo a metodologia proposta por Metcalf & Eddy Inc (2003).

O índice que avalia a eficiência volumétrica ( $\lambda$ ) é obtido pela razão entre o tempo de residência hidráulica real e o tempo de residência hidráulica teórico ( $TRH_{real}/TRH_{teórico}$ ), em que o valor 1 indica uso integral do volume de tratamento; maior ou menor que 1 indica a existência de curtos-circuitos e zonas mortas.

Para medir a extensão do escoamento utiliza-se a relação entre o tempo modal, tempo no qual a concentração de pico do traçador é registrada, e o tempo teórico de residência ( $TRH_{pico}/TRH_{teórico}$ ). Valores próximos a 1 indicam comportamento pistonado e 0, mistura completa. Valores que se afastam de 1, para mais ou para menos, indica que distribuição não uniforme. Muito inferior a 1 indica curtos-circuitos ou volume efetivo baixo.

O índice obtido pela razão entre o tempo em que o traçador é detectado pela primeira vez no ensaio hidrodinâmico e o tempo teórico de residência ( $TRH_i / TRH_{teórico}$ ), também sugere curto-circuitos, caso o valor encontrado seja menor que 1 e para valores iguais a 1 indicam escoamento em pistão ideal, assim como, próximo a 0, mistura completa.

O índice que mede desvio da curva de DTR em relação à curva normal ( $TRH_{50\%}/TRH_{real}$ ) é encontrado pela razão entre o tempo em que 50% do traçador passa pela saída da unidade e o tempo de residência real. Valores menores que 1 podem indicar áreas estagnadas no reator (zonas mortas).

Por fim, o Índice de Dispersão de Morril (IDM), desenvolvido em 1932, sugere que a razão entre os valores de 90% e 10% da curva acumulada do traçador ( $P_{90}/P_{10}$ ) poderia ser usada como estimativa do índice de dispersão. Sob condições

ideais, reatores de escoamento em pistão devem assumir IDM igual a 1,0; e para escoamento em mistura completa igual a 22,0.

## **2.5 Óleos e gorduras como fontes alternativas na produção de biodiesel**

Os óleos e as gorduras, tanto animais como vegetais, *in natura* ou modificados são de grande versatilidade reacional, possuindo potencial químico para serem aproveitados na preparação de vários produtos com inúmeras aplicações comerciais. Dentro do segmento do biocombustível são considerados importantes na produção de biodiesel (CHAKRABARTI et al., 2008; SUAREZ et al., 2007).

Diversas são as fontes para esse fim, porém os materiais graxos residuais de origem doméstica e industrial, resultantes principalmente do abate de gado, aves e suínos, os óleos e gorduras residuais de fritura, de esgotos domésticos e de caixas de gordura são considerados insumos de baixo custo (BARROS; WUST; MEIER, 2008; CANAKCI; VAN GERPEN, 2001; CANAKCI; VAN GERPEN, 2003; OLIVEIRA, 2012; PEDROSO et al., 2012; WUST, 2004). Esses, na sua maioria, são dispostos em aterros sanitários, gerando acúmulo em volumes significativos (BARROS; WUST; MEIER, 2008; KARNASUTA et al., 2007). Sua utilização representa uma alternativa ambiental adequada e vantajosa, além de economicamente viável, pois a matéria-prima é menos dispendiosa. Mas, a limitação está na organização de sistemas eficientes de coleta e purificação (AKBAR et al., 2009; CANAKCI, 2007; CANAKCI; VAN GERPEN, 2003; DELATORRE et al., 2011; SUAREZ et al., 2009).

No Brasil, desde 2003, vem sendo desenvolvidas no laboratório do Instituto Virtual Internacional de Mudanças Globais do Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa em Engenharia (COPPE) na Universidade Federal do Rio de Janeiro (IVIG/COPPE/UFRJ) pesquisas com gorduras

provenientes da espuma de esgoto e de caixa de gordura como insumo na produção de biodiesel. Nesse estudo, Pedroso et al. (2012) destacam algumas restrições para seu uso: diferentes níveis de degradação relacionados ao tempo de armazenagem; atendimento à especificação da ANP (Agencia Nacional de Petróleo) e ainda, elevadas perdas na extração da espuma, em que parte da gordura fica ligada ao lodo e a outra diluída em água. Contudo, a facilidade de obtenção e extração torna-se ponto favorável, aliado à minimização de problemas já citados, relacionados aos impactos ambientais.

Em relação à armazenagem do biodiesel, conforme relatado por Moser et al. (2012a, 2012b), trata-se de uma questão de fundamental importância para manter parâmetros de qualidade. Quando oriundo de insumos que possuem na sua composição uma quantidade considerável de compostos insaturados (ácidos graxos), aumenta a chance de sua degradação oxidativa. Luz, temperatura, traços de contaminantes são fatores que afetam a sua estabilidade. Presentemente foi considerado adequado para sua estocagem o frasco de vidro âmbar em atmosfera de N<sub>2</sub>, pois apresentou a menor influência nos parâmetros de qualidade avaliados. Igualmente, a embalagem que mais apresentou problemas na sua degradação foi a embalagem metálica, em contato com o ar. No plástico (polietileno com ar), constatou-se aumento do índice de acidez juntamente com a diminuição da estabilidade a oxidação.

Quanto às perdas no lodo, há estudos comprovando que, igualmente se constitui em uma matéria-prima alternativa e potencial na produção de biodiesel. Composto de fração lipídica diretamente adsorvida das águas residuárias e de fosfolipídeos constituintes da membrana celular dos micro-organismos, o uso do lodo contribui com a redução dos custos de sua disposição final correta (OLIVEIRA, 2012; RODRIGUES, 2011).

Para uso dos óleos e gorduras no processo produtivo de biocombustíveis, primeiramente se faz necessário conhecer o seu estado de degradação, motivada

por três agentes: água, oxigênio e temperatura. No caso particular dos resíduos provenientes de caixas de gordura é importante considerar a significativa exposição à água e ao oxigênio, pois eles podem causar aumento na concentração de ácidos graxos livres (AGL) e compostos polares, os quais constituem um obstáculo para a obtenção do biodiesel. Para amenizar essa tendência pode-se repensar o modelo físico dos projetos das caixas de gorduras, sendo essencial reduzir o tempo de residência no dispositivo de coleta, além de se proceder com limpezas mais constantes (BARROS; WUST; MEIER, 2008). Do mesmo modo, a temperatura pode promover a formação de radicais livres, os quais, posteriormente, originarão os peróxidos e os hidroperóxidos, os quais podem envolver-se em diferentes reações de degradação da matéria-prima (DAMY; JORGE, 2000; MELO, 2010; RAMOS et al., 2003; WUST, 2004).

Diante dessas complexidades alguns aspectos devem ser ponderados quanto à produção de biodiesel: viabilidade técnica e econômica; obtenção em escala suficiente para atender à demanda; viabilidade técnica e econômica para transformá-lo e, garantias na qualidade compatível com o seu uso (CANAKCI, 2007; SUAREZ et al., 2009).

### **2.5.1 Caracterização físico-química dos óleos e gorduras**

No que se refere à viabilidade técnica, a definição do processo ou da conjugação de processos na produção de biodiesel, adequados, vai ao encontro do conhecimento da composição da matéria-prima. Essa investigação se dá previamente por meio de sua caracterização físico-química determinando-se alguns parâmetros como as impurezas, umidade, pH, densidade, índice de acidez, índice de iodo, refração, índices de peróxido e de saponificação.

Segundo Suarez et al. (2007) alguns sistemas catalíticos caracterizam-se por apresentar grande sensibilidade à presença de uma série de impurezas. No



caso da espuma de caixas de gordura, apresentam impurezas originárias de materiais particulados provindos do afluyente ou de lodo biológico gerado no processo de tratamento (SOUZA, 2006). Os valores de sólidos totais (ST) variam numa faixa de 3,0% a 10,0%, sendo o valor mais típico 5,0% (METCALF & EDDY, INC, 2003). Portanto, o pré-tratamento envolvendo filtração e/ou centrifugação proporciona uma fase orgânica mais livre de resíduos (OLIVEIRA, 2012; PRÁ et al., 2009; SILVA, 2008; SILVA FILHO, 2010).

Em relação ao teor de água, a existência de uma percentagem mínima caracteriza uma matéria-prima de melhor qualidade e com maior durabilidade (COSTA, 2006). Em determinados catalisadores, sensíveis à presença de água, provocam reação de saponificação. Esta consome o catalisador, reduz sua eficácia, favorece a formação de géis e dificulta a separação do glicerol (BARROS; WUST; MEIER, 2008; ZAPPI et al., 2003). Por esse motivo, essa variável precisa ser cuidadosamente considerada.

O pH, outro parâmetro fundamental, em relação às caixas de gordura é influenciado diretamente pela variedade de resíduos afluyente e pode indicar o estado do material graxo ali contido. Acima de 8,5 e juntamente com temperaturas superiores a 35°C, pode favorecer a saponificação e emulsificação do material graxo (CAMPOS et al., 2004; MENDES et al., 2005; OLIVEIRA, 2012). Segundo Speece (1996), os cátions, como íon amônio, provenientes da degradação de proteínas, e ainda o sódio, oriundo de detergentes, tendem a aumentar a alcalinidade, e, conseqüentemente, o pH. Pequenas variações nesse parâmetro implicam no consumo ou geração de elevada quantidade de alcalinidade devido à formação do  $\text{CO}_3^{2-}$  (CHERNICHARO, 2007). No entanto, compostos como  $\text{CO}_2$  e ácidos graxos voláteis de cadeia curta, os quais são formados durante a decomposição de matéria orgânica, tendem a baixar o valor do pH (SPEECE, 1996). A acidez aumenta rapidamente quando o pH assume valores abaixo de 6,3.

A diminuição do pH implica na maior liberação de íons de hidrogênio, que, reagindo com  $\text{HCO}_3^-$ , diminuirão a alcalinidade do meio (MOTERANI, 2010).

Quanto à densidade, a variação é pequena em óleos e gorduras, mas geralmente aumenta com o acréscimo do número de átomos de carbono presentes na cadeia carbônica, pois permite uma maior agregação das moléculas. Decresce com o aumento das duplas ligações com configuração tipo “cis” (grupos idênticos num mesmo lado da dupla ligação), pois essa configuração geométrica dificulta a agregação das moléculas, ou seja, menor intensidade da interação intermolecular (IHA, 2010). Quanto maiores e mais saturadas são as cadeias de ácidos graxos, maior a densidade (VEIGA, 2003). Um valor elevado pode ser indicativo para restringir a utilização do óleo na produção de biodiesel (OLIVEIRA et al., 2012). Os óleos de baixa densidade e baixa viscosidade são os mais preferidos (ALMEIDA et al., 2011).

Em relação à natureza, qualidade da matéria-prima e estado de conservação pode-se lançar mão do índice de acidez. É aconselhável na produção convencional de biodiesel, que os óleos e gordura tenham acidez baixa, não podendo exceder 1% AGL, ou 2 mg de KOH  $\text{g}^{-1}$  de óleo. Teores acima de 3%, expressos em 6 mg de KOH  $\text{g}^{-1}$  de óleo, podem reagir com catalisadores básicos e formar sabão, dificultando o processo de separação e purificação do produto processado (OLIVEIRA, 2012; SILVA, 2008).

Outro parâmetro importante é o índice de iodo, o qual se constitui na identidade da matéria-prima. Porém, alguns autores advertem que esse número não discrimina os compostos que contribuem para avaliar a estabilidade da oxidação. Nesse caso é necessário conhecer a sua composição percentual em ácidos graxos. Diferentes tipos de biodiesel apresentam números de iodo semelhantes aos dos triglicerídeos, mas cada óleo possui um intervalo característico (KUCEK, 2004; RAMOS et al., 2003). A Resolução ANP n.º 7 (AGÊNCIA NACIONAL DE PETRÓLEO, GÁS NATURAL E

BIOCOMBUSTÍVEIS, 2008) não determina o seu limite, mas padrões internacionais fixam um valor máximo: 120 mg I<sub>2</sub> 100 g<sup>-1</sup> (EN 14214 - norma Européia); 115 mg I<sub>2</sub> 100 g<sup>-1</sup> (Alemanha). No caso dos EUA, com significativa produção de soja, o índice para o óleo e ésteres derivados, fica em torno de 117 a 140 mg I<sub>2</sub> 100 g<sup>-1</sup> ou 120 a 143 mg I<sub>2</sub> 100 g<sup>-1</sup>, respectivamente (KRAUSE, 2008; WUST, 2004).

Quanto aos métodos utilizados para verificar os níveis de oxidação dos óleos e gorduras estão os índices de peróxido e de refração. O primeiro determina as substâncias resultantes dos processos degradativos (térmicos e oxidativos). Geralmente consideradas como peróxidos são compostos orgânicos formados no início de possíveis processos de rancificação. Devido à sua ação, o rendimento das reações para produção de biodiesel pode ser ruim (MELO, 2010; RODRIGUES, 2007). O intervalo desse índice, estabelecido para óleos com qualidade de refino, está compreendido em valores menores que 10 meq kg<sup>-1</sup> de óleo (COSTA, 2006).

O índice de refração, característico para cada tipo de matéria-prima, está relacionado com o seu grau de saturação. É afetado por fatores do tipo teor de ácidos graxos livres, oxidação e tratamento térmico. Varia na razão inversa da temperatura e tende a aumentar com o comprimento da cadeia carbônica e com o grau de insaturação dos ácidos graxos constituintes dos triglicerídeos (ALMEIDA et al., 2011; COSTA, 2006; DAMY; JORGE, 2000; PEREIRA, 2009).

Por fim, o índice de saponificação mede a quantidade de álcali necessária para saponificar uma quantidade definida de amostra de óleos e gorduras. Possibilita estimar a quantidade relativa dos ácidos graxos de alto e baixo peso molecular (LUCIEN; CESARINO; CARIM, 2006; WUST, 2004). Mas, quanto menor o peso molecular, maior será o índice, e maior será a probabilidade do catalisador básico da reação de transesterificação reagir e formar sabão,

diminuindo o rendimento da reação de produção de biodiesel (ALMEIDA et al., 2011).

### **2.5.2 Tecnologias de produção de biodiesel**

Os processos tecnológicos para obtenção do biodiesel são vários: craqueamento, microemulsão, esterificação, transesterificação e processos híbridos. A transformação pode ocorrer tanto por rotas químicas, processo convencional utilizando catalisadores químicos, ácidos ou básicos, como por rotas biológicas, com enzimas ou células imobilizadas como catalisadores (BARROS; WUST; MEIER, 2008; DELATORRE et al., 2011).

Os catalisadores básicos, como os hidróxidos de sódio e de potássio, requerem o fornecimento de matéria-prima com ausência de água, fosfolípidios e baixo teor de ácidos graxos livres (menor que 1 mg de KOH g<sup>-1</sup> de óleo) para obter um biodiesel dentro das especificações regidas pela ANP, evitar o consumo improdutivo de álcali e subsequente formação de sabões (GONÇALVES et al., 2009; ISSARIYAKUL et al., 2007; KARNASUTA et al., 2007; KRAUSE, 2008; OLIVEIRA, 2012; RODRIGUES, 2011; VAN GERPEN, 2005). Esses catalisadores na presença de água apresentam dificuldades na recuperação do glicerol e permanecem no meio, sendo necessário tratamento posterior dos efluentes (GOMES, M. M. R., 2009; ISSARIYAKUL et al., 2007; OLIVEIRA, 2012; QUINTELLA et al., 2009; RODRIGUES, 2011; SILVA FILHO, 2010).

De forma diferente, a catálise ácida, mesmo mais lenta, é indicada para processamento de matérias-primas que apresentem teores de acidez e água relativamente elevados. Os ácidos mais comumente utilizados são sulfúrico, fosfórico, clorídrico ou sulfônico orgânico, no entanto, podem corroer os recipientes (GOMES, M. M. R., 2009; GONÇALVES et al., 2009; KRAUSE, 2008; QUINTELLA et al., 2009; SILVA FILHO, 2010).

Já os catalisadores enzimáticos, apresentam algumas vantagens: uso de matérias-primas com baixo valor agregado (elevado teor de AGL); menor sensibilidade à presença de água (não formam sabões); recuperação do catalisador; facilidade na separação do biodiesel de elevada pureza; e, simplicidade na separação da glicerina, comparando com os métodos convencionais. Mas, eles apresentam elevado custo da produção e purificação de enzimas, não reutilização e a cinética relativamente lenta (DELATORRE et al., 2011; QUINTELLA et al., 2009; SILVA FILHO, 2010).

Entretanto, o conhecimento da matéria-prima é um elemento essencial para definir essas rotas e alternativas tecnológicas eficientes (DELATORRE et al., 2011). Será relacionado neste trabalho a transesterificação como o processo mais utilizado nos últimos anos no Brasil, e ainda os processos, em que a elevada concentração de AGL e compostos polares constituem um empecilho à obtenção de biodiesel.

A transesterificação ou alcoólise apresenta uma conversão eficaz de triglicerídeos em ésteres metílicos ou etílicos em menor tempo de reação. O processo consiste numa reação química dos óleos e gorduras, com um álcool de cadeia curta na presença do catalisador (ácido, básico ou enzimático), em meio homogêneo ou heterogêneo. O monoéster (biodiesel) é produzido um com características muito semelhantes ao diesel e como coproduto, o glicerol (CONCEIÇÃO et al., 2005; DELATORRE et al., 2011; PINTO et al., 2005; RAMOS et al., 2003; VAN GERPEN, 2005).

No caso da esterificação com metanol ou etanol, a matéria-prima é geralmente catalisada por ácidos inorgânicos. Várias pesquisas mostram que normalmente ela se associa aos processos híbridos, e difere da transesterificação por partir de AGL, ao invés de triglicerídeos. Utiliza insumos de alta acidez, como os de esgotos sanitários. Nesse processo não há formação de glicerol, mas há produção de água simultaneamente ao éster, ocorrendo uma reação reversível e o

ácido catalisa tanto a reação direta (esterificação), como a reação inversa (hidrólise do éster), (ALVARENGA; SOARES, 2010; ARAÚJO; CARVALHO; SOUSA, 2009; CARDOSO, 2008; COSTA NETO et al., 2000; RAMOS et al., 2011; SUAREZ et al., 2009).

Lee, Foglia e Chang (2002), em estudos sobre a conversão dos resíduos de restaurantes na produção de biodiesel, utilizaram a reação de transesterificação via catálise alcalina. A gordura, quando com altos teores de compostos polares (água e AGL), apresentou rendimento baixo (apenas 25%). Nascimento et al. (2009), trabalhando com óleo de coco babaçu, também observaram esse efeito. Juntamente com os fosfolípidios (ácidos graxos na forma associada) esses agentes reagem rapidamente com catalisadores básicos tradicionais, levando à formação de emulsões e sabões e desativação de parte do catalisador (GONÇALVES et al., 2009; SUAREZ et al., 2009).

Uma rota alcalina homogênea, satisfatória, demanda matéria-prima com teor de ácido graxo livre, inferior a 3%, para que o biodiesel esteja com as medições de qualidade de acordo com a ANP (ARANTES et al., 2010; DAMIANCE et al., 2010). Silva (2008) conseguiu bons resultados com esse índice de acidez, expresso em ácido oleico, e a conversão se deu por transesterificação básica.

Por transesterificação alcalina, para se obter o máximo de biodiesel, além da baixa umidade, alguns autores restringem o teor de AGL a valores inferiores a 0,5%. Assim, elimina-se a fase de neutralização, reduzindo etapas de tratamento da matéria-prima, as quais geralmente demandam tempo, custos e geração de resíduos (FREEDMAN; PRYDE; MOUNTS, 1984; FUKUDA; TYRREL; CARTMELL, 2001; ZAPPI et al., 2003).

Barros, Wust e Meier (2008), trabalhando com caixas de gordura, encontraram índice de acidez livre, entre 76% e 78% expresso como percentual de ácido oleico e o consideraram muito elevado. Os resíduos derivaram de

processos submetidos a temperaturas elevadas e exposição a apreciáveis quantidades de água por um longo período de tempo. Os AGL na amostra não resultaram, aparentemente, na obtenção de biodiesel pela transesterificação por catálise básica. Já a reação de esterificação com catálise ácida representou uma forma eficiente de conversão em biodiesel.

Berchmans e Hirata (2008) e Canakci e Van Gerpen (2001) testaram um processo em duas etapas: esterificação com catalisador ácido, antes da transesterificação com catalisador alcalino. O nível de AGL reduziu a menos de 1% (menos que 2 mg KOH g<sup>-1</sup> de óleo). No primeiro estudo foi usada gordura amarela e marrom, com 12% e 33% de AGL, respectivamente.

Pedroso et al. (2012), com gorduras provenientes da espuma de esgoto e de caixa de gordura com elevado índice de acidez, também testaram a transformação em éster por reações de esterificação e transesterificação. Os autores observaram na produção do biocombustível rendimento por volta de 50% em relação ao volume inicial de gordura. Cabe destacar que enquanto a espuma de esgoto apresentou teores entre 5% e 10% de gordura, a caixa de gordura chegou a teores entre 30% e 80%.

É importante ressaltar, que cada vez mais, novos processos são testados, podendo sinalizar melhores soluções energéticas à diversidade de matérias-primas, fornecendo bons resultados, tanto econômicos como operacionais, resultando em biocombustíveis adequados às normas.

Dentre as várias alternativas envolvendo processo híbrido, a hidroesterificação permite a utilização de qualquer matéria-prima, tais como, óleos e gorduras vegetais e animais e óleos e graxas residuais, com elevada acidez e umidade. Análises econômicas mostram que esse processo pode ser tão atraente ou mais que o processo de transesterificação alcalina para produção de biodiesel (CAVALCANTI-OLIVEIRA et al., 2011). Processa-se por meio da hidrólise dos triacilgliceróis, etapa em que há elevação no índice de acidez, e em seguida o

glicerol e a água, gerados são separados do meio, sendo o primeiro removido ao final hidrólise. Na segunda etapa, os ácidos graxos formados são submetidos ao processo de esterificação, que pode ser realizado em meio homogêneo ou heterogêneo. O biodiesel é produzido e a água reutilizada na primeira etapa. São vantagens: a produção de um biocombustível isento de contaminação com acilgliceróis e a obtenção de um coproduto (glicerina) com elevado grau de pureza. Porém, esse produto é de difícil recuperação, já que sai muito diluído da etapa de hidrólise (ARANDA; SILVA; DETONI, 2009; ARCEO, 2012; CAVALCANTI-OLIVEIRA et al., 2011; CORDEIRO et al., 2011; GOMES, M. M. R., 2009; RAMOS et al., 2011; SUAREZ et al., 2007).



### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Unidade e caracterização experimental

A pesquisa foi realizada na caixa de gordura - CG (Figura 1), projetada e construída como unidade de tratamento preliminar anexa ao Restaurante Universitário (RU) no *Campus* Universitário da Universidade Federal de Lavras (UFLA), em Lavras, Minas Gerais. Tem como posição geográfica: altitude média de 918 m, latitude 21°14'S, longitude 45°00'W. O clima segundo a classificação climática de Köppen é do tipo Cwa, temperado chuvoso (mesotérmico) com inverno seco e verão chuvoso, subtropical, com inverno seco e temperatura do mês mais quente 22,1 °C em fevereiro (DANTAS; CARVALHO; FERREIRA, 2007).



Figura 1 Vista frontal da caixa de gordura (CG)

### 3.2 Configuração da Caixa de Gordura (CG)

Os parâmetros de projeto da CG se basearam na Equação 17 em que se obteve um volume útil de 3,75m<sup>3</sup> adotando-se aproximadamente 4,05 m<sup>3</sup> e as seguintes dimensões: comprimento e largura úteis de 3,0 e 0,9 m, respectivamente; profundidade total de 2,0m; profundidade útil de 1,5 m. Para tanto, com a perspectiva de aumento da demanda devido à implantação do jantar e para não subdimensionar a CG adotou-se um maior TRH<sub>teórico</sub> de 1,5 horas e determinou-se a vazão diária (Q) de 60 m<sup>3</sup> dia<sup>-1</sup> (2,5 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup>), considerando 2.400 refeições por dia e uma contribuição diária de 25 L por refeição (ABNT, 1993).

Com base na média de refeições diárias servidas no RU/UFLA, de aproximadamente 2259 no período da pesquisa (nas duas etapas operacionais) e, adotando a Equação 18 (ABNT, 1999) para o cálculo do volume de caixas de gordura convencionais, encontrou-se 4,54 m<sup>3</sup>. Porém, duas condicionantes poderiam alterar esse valor: a perspectiva de aumento da demanda do jantar; e, o uso da aeração, que por hipótese, é capaz de acelerar o processo de flotação e aumentar a capacidade da unidade em suportar maiores cargas.

$$V = Q \text{ TRH}_{\text{teórico}} \quad (17)$$

$$V = \frac{(2n + 20)}{1000} \quad (18)$$

em que,

V: volume previsto para a CG (m<sup>3</sup>);

Q: vazão calculada (m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup>)

TRH<sub>teórico</sub>: tempo de residência hidráulica teórico (h);

n: número de refeições servidas.

Antes de iniciar o experimento foram levantadas todas as medidas concernentes à parte física da unidade, e obtido volume útil real da CG, o qual assume extrema importância para os cálculos dos parâmetros hidrodinâmicos subsequentes. O volume útil encontrado foi de  $5,24 \text{ m}^3$ , 15% maior ao indicado pelo projeto, capaz de atender plenamente às demandas do RU/UFLA. Os valores úteis do comprimento e da largura foram de 3,55 e 0,85 m, respectivamente, com o fundo variando ao longo do comprimento, iniciando com profundidade útil de 1,57 até atingir 1,90 m. Essa diferença de nível foi adotada para permitir o escoamento e retirada do lodo decantando. A planta baixa e respectivos cortes encontram-se nas Figuras 2, 3 e 4, em que é demonstrado, de forma detalhada, todos componentes do sistema.

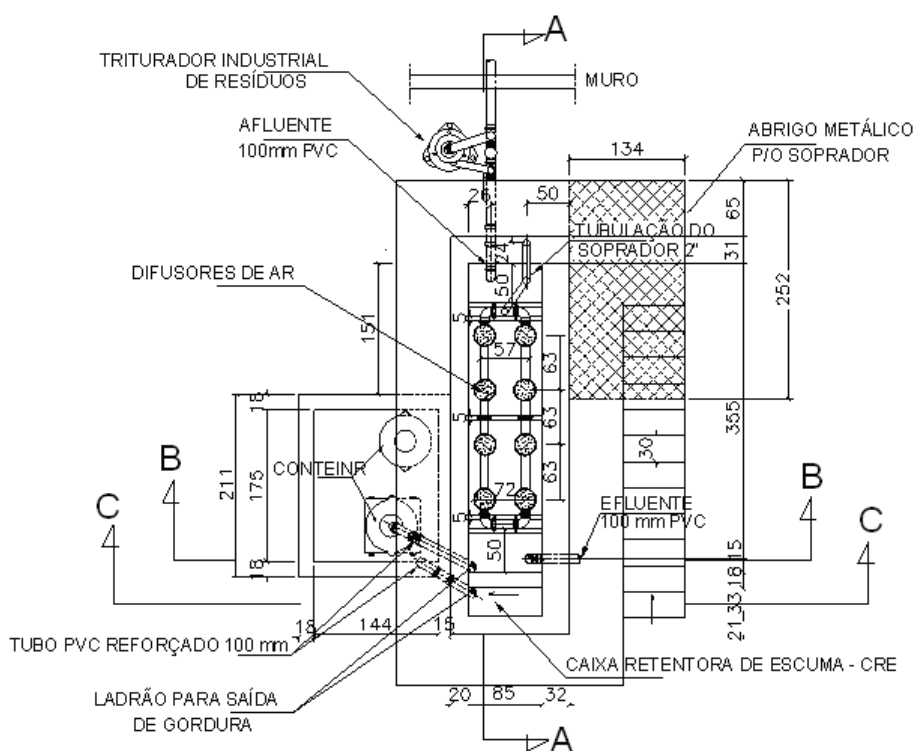


Figura 2 Planta Baixa da CG (medidas em centímetro)

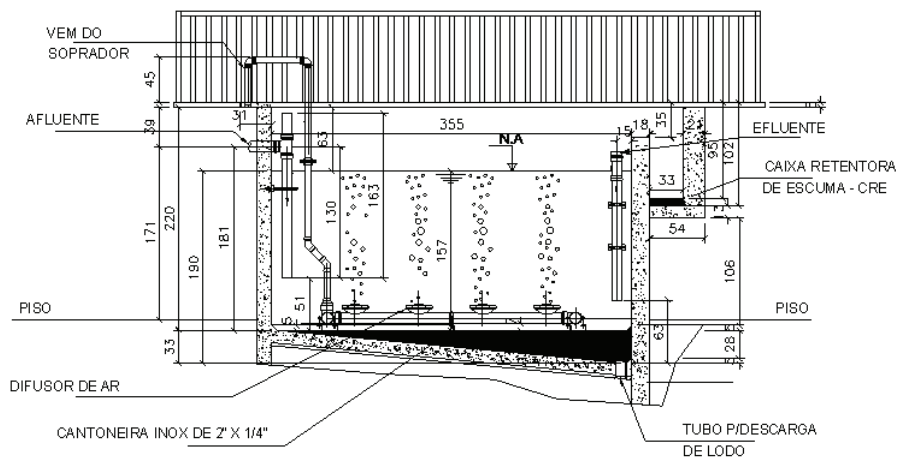


Figura 3 Corte A-A da CG (medidas em centímetro)

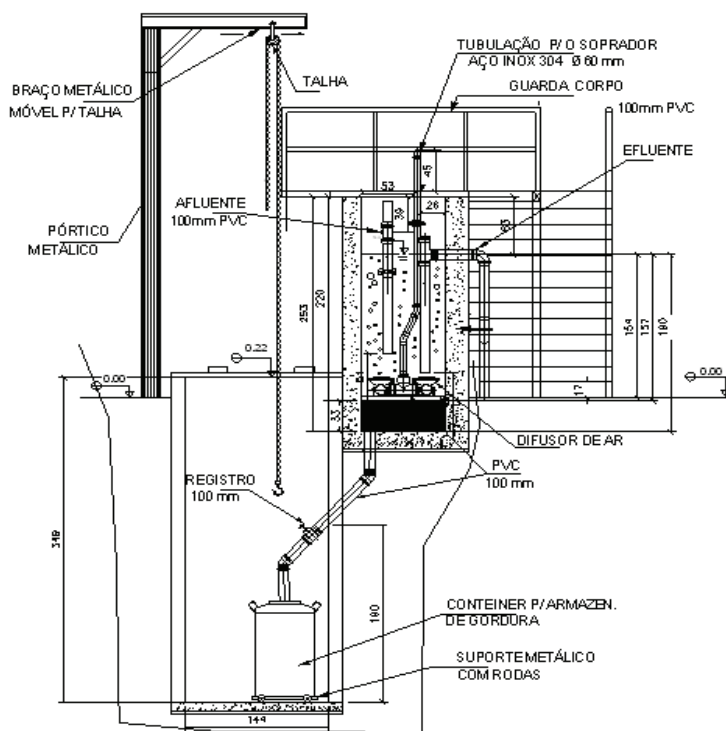


Figura 4 Corte B-B da CG (medidas em centímetro)

O sistema de flotação forçada foi projetado com soprador da marca KAESER, com potência de 1,5 kW, 1740 RPM, e densidade de potência ( $\varphi$ ) de 0,286 kW m<sup>-3</sup> e capacidade de 118,8 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup> de ar (KAESER KOMPRESSOREN GmbH, 2009). O ar foi aplicado a uma taxa constante de 4,2 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> do afluente (JORDÃO; PESSOA, 2005) por meio de oito difusores submersos com membrana EPDM (Etileno Propileno Dieno Monómero) de bolha fina, de diâmetro de 230 mm, construídos em PVC. Esses difusores possuíam as seguintes características técnicas por difusor: vazão de ar mínima de 20 L min<sup>-1</sup> que corresponde a 1,2 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup> de ar; vazão de ar máxima de 120 L min<sup>-1</sup> que corresponde a 7,2 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup> de ar; e perda de carga mínima de 63,5 mca (B&F DIAS INDÚSTRIA E COMÉRCIO LTDA, 2004).

Na Tabela 2 estão descritos os parâmetros aplicados à CG (RU/UFLA).

Tabela 2 Parâmetros aplicados à Caixa de Gordura (CG) do RU/UFLA

<b>Valores adotados no projeto da CG/UFLA</b>	
Volume da CG: 5,24 m <sup>3</sup>	
Área superficial da CG: 3,02 m <sup>2</sup>	
Taxa de aplicação de ar: 4,2 m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> de afluente (Teórica)	
<b>Vazão mínima de ar referente aos 8 difusores</b>	<b>Vazão máxima de ar referente aos 8 difusores</b>
Vazão mínima de ar = 9,6 m <sup>3</sup> h <sup>-1</sup>	Vazão máxima de ar = 57,6 m <sup>3</sup> h <sup>-1</sup>
Vazão mínima de ar por m <sup>2</sup> de CG = 3,18 m <sup>3</sup> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	Vazão máxima de ar por m <sup>2</sup> de CG = 19,07 m <sup>3</sup> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>
Vazão mínima de ar por volume CG = 1,83 m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup>	Vazão máxima de ar por volume CG = 10,99 m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup>
<b>Primeira etapa</b>	<b>Segunda etapa</b>
TRH <sub>teórico</sub> = 523 min = 0,36 d	TRH <sub>teórico</sub> = 462 min = 0,32 d
TRH <sub>real</sub> = 4755 min = 3,11 d *	TRH <sub>real</sub> = 2957 min = 2,05 d *
Vazão afluente = 14,42 m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> **	Vazão afluente = 16,30 m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> **
Média de refeições servidas = 2092	Média de refeições servidas = 2426
	Aplicação de ar teórica por m <sup>3</sup> de afluente = 10,53 m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup>
	Vazão teórica de ar por volume da CG = 2,01 m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup>
	Velocidade do ar teórica = 3,49 m h <sup>-1</sup>

\* Item 4.3 (Hidrodinâmica da caixa de gordura – CG) \*\* 1 dia = 6h30min

Os elementos a seguir também fazem parte da configuração da CG.

(1) Caixa Retentora de Escuma – CRE, com pórtico para saída de escuma, com as dimensões: comprimento, largura e altura de 0,33, 0,85 e 0,60 m, com volume de 0,17 m<sup>3</sup>. Funcionou ao final do experimento para a retirada da gordura flotada, utilizando-se raspador de superfície manualmente.

(2) O raspador de superfície (*skimmer*) foi utilizado para fazer o recolhimento da gordura flotada direcionando-a para a CRE. Para que o sistema automatizado de limpeza funcionasse adequadamente, o nível líquido da CG foi elevado um pouco acima do nível do raspador por meio do fechamento parcial do registro de saída, minimizando a vazão efluente até atingir o nível de raspagem. Apesar de suas partes eletromecânicas funcionarem corretamente, o nível de saída do efluente da CG deverá ser elevado por meio de uma curva externa, objetivando a raspagem periódica da gordura acumulada de forma automatizada, conforme a programação temporal projetada.

(3) O sistema de automação para controle do raspador era composto de temporizador, inversor de frequência e contadores. As raspagens podem ser programadas concomitantemente com os difusores ligados ou desligados em até oito programas, escolhendo-se mês, semana, dia e horário de funcionamento. Esse dispositivo não foi acionado devido ao que foi relatado no item (2).

(4) Os contêineres de 200 L foram utilizados para armazenamento de gordura e/ou lodo. O pórtico de saída superior foi instalado na CRE, enquanto o inferior foi instalado na parte inferior da CG, destinado à retirada do lodo acumulado por decantação no fundo da unidade. As bombonas eram içadas quando cheias por meio de talha elétrica.

(5) O fosso construído para remoção do lodo de fundo abrigava o pórtico descrito no item (4). O mesmo foi dimensionado para abrigar emergencialmente todo o conteúdo da CG, para retirada a posteriori, com destino a compostagem ou aterro sanitário.

(6) Triturador industrial Tritury Tweeny, modelo ACX 500 com motor trifásico de 4 polos, ventilação permanente, potência de 5HP e 220/380/400 *volts*. Foi implantado para desintegração de dejetos para evitar entupimento de tubulações à jusante e conseqüentemente aumentar a eficiência do processo de flotação. Essa unidade foi projetada para triturar apenas ossos de aves, grãos “*in natura*”, casca de ovos, pedaços de carne, hastes, cascas e folhas de verduras e frutas, entre outros produtos trituráveis. O equipamento não pôde ser utilizado, pois estavam sendo lançados ao afluente da cozinha materiais que poderiam danificá-lo, tais como anéis metálicos de enlatados, tampas plásticas, etc. Será necessário fazer um trabalho de conscientização com os funcionários do RU e adequar também todas as instalações, para que possa ser evitado esse tipo de comportamento funcional.

### **3.3 Caracterização do afluente**

A CG recebe apenas afluente do RU, que em função da preparação de alimentos, limpeza, sanitização e diferenciação do cardápio, são resíduos constituídos de gorduras dispersas, floculadas e emulsionadas, proveniente da higienização e processamento de preparação e cozimento de alimentos, como descascamento, fatiação, trituração, restos de comida; provenientes da lavagem de vasilhames, talheres, bandejões e outros utensílios afins; lavagem de pisos; e, esgotamentos das câmaras frias; volumes variáveis de água e substâncias, que podem se dispersar e percorrer diferentes caminhos, gastando tempos distintos até a CG. São excluídos esgotos primários e secundários.

Em agosto de 2011, antes de se iniciar o experimento, foi feita a caracterização prévia do afluente, com amostras brutas do RU retiradas da caixa de inspeção (Tabela 3).

Tabela 3 Valores médios de potencial hidrogeniônico (pH), sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF), sólidos totais voláteis (STV), óleos e graxas (O&G), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) e detergente com respectivos desvios padrões (DP) e coeficientes de variações (CV)

Parâmetros	Nº de dados	Média	DP	CV(%)
pH	5	6,0	0,7	12
ST (mg L <sup>-1</sup> )	5	4.860	3.632	75
STF (mg L <sup>-1</sup> )	5	1.347	1.638	122
STV (mg L <sup>-1</sup> )	5	3.513	3.709	106
O&G (mg L <sup>-1</sup> )	5	166	60	36
DBO (mg L <sup>-1</sup> )	2	1.508	432	29
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	2	5.545	2.216	40
Detergente (mg L <sup>-1</sup> )	5	0,07	0,03	49

### 3.4 Condução do experimento e monitoramento da CG

O experimento foi conduzido em duas etapas de operação: com a CG funcionando convencionalmente, por flotação gravitacional, sem acionar o sistema de aeração por ar difuso (Primeira etapa); e por flotação forçada, auxiliada pelos difusores de ar, acionados por soprador (Segunda etapa).

A 1ª etapa de monitoramento da CG com o sistema de aeração desligado ocorreu do dia 11 de abril ao dia 16 de maio de 2012, por 36 dias consecutivos e posteriormente do dia 3 ao dia 31 de outubro do mesmo ano, por mais 29 dias consecutivos. A interrupção do monitoramento foi em aproximadamente 3 meses e teve como justificativa a redução das refeições servidas diariamente e, consequentemente diminuição da vazão afluyente, que implicaria em alteração dos reais resultados, correspondente ao período da greve das universidades públicas no país. A 2ª etapa ocorreu do dia 28 de novembro ao dia 19 de dezembro de 2012, por 22 dias consecutivos, e posteriormente do dia 22 de janeiro ao dia 21 de março



de 2013, por mais 59 dias consecutivos com o sistema de aeração ligado. A interrupção dos trabalhos, devido ao período de férias na UFLA, foi em torno de 1 mês.

Para avaliar o desempenho, a CG foi monitorada durante o período equivalente ao turno de preparo e produção das refeições (almoço), incluindo higienizações. Realizaram-se amostragens compostas de 6h30min que representam melhor as condições reais do afluente e efluente, uma vez que eram de natureza variada, pois refletiam o cardápio específico do referido dia.

Assim, foram coletadas, simultaneamente, em intervalo de 30 minutos amostras simples (150 mL) e integrada às porções em vasilhames maiores, distintos, identificados para cada ponto de coleta (Figura 5): Ponto 1, no afluente (esgoto bruto); e Ponto 2, no efluente (líquido tratado). Além dessas amostras, também foram coletadas amostras simples ao término de cada período diário de monitoramento, para análise da água residuária no interior da CG (Ponto 3); a espuma flotada na superfície da CG (Ponto 4); e o lodo acumulado no fundo da CG (Ponto 5).

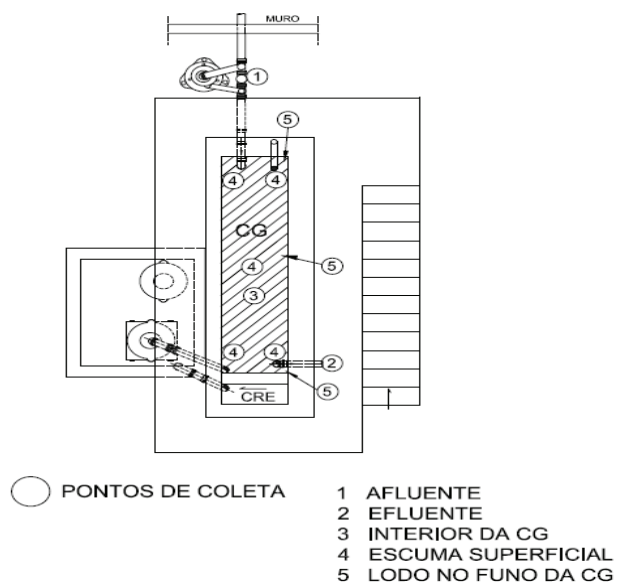


Figura 5 Pontos de coleta de água residuária, espuma e lodo na CG

As análises físico-químicas foram realizadas segundo os procedimentos do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION - AEF, 2005) no Laboratório de Análise de Água do Departamento de Engenharia (LAADEG) da UFLA. Os parâmetros avaliados, pontos amostrados, bem como métodos utilizados nas análises estão representados na Tabela 4.

Tabela 4 Parâmetros analisados, pontos e métodos utilizados

<b>Parâmetro</b>	<b>Ponto Amostrado</b>	<b>Método</b>
Vazão	2	Volumétrico (medição direta)
Temperatura da água*	1, 2 e 3	Medição direta com termômetro de mercúrio
Potencial hidrogeniônico (pH)	1 e 2	Potenciométrico
Alcalinidade total	1 e 2	Titulométrico com ácido sulfúrico 0,02 N
Acidez total	1 e 2	Titulométrico com hidróxido de sódio 0,02 N
Condutividade elétrica	1 e 2	Eletrométrico com condutivímetro de platina Hach
Oxigênio dissolvido (OD)	1, 2 e 3	Iodométrico (Winkler modificado com Iodeto de Azida)
Oxirredução **	1, 2 e 3	Potenciométrico
Óleos e graxas (O&G)	1 e 2	Extração de Soxhlet
Sólidos totais, fixos e voláteis (ST, STF e STV)	1, 2 e 5	Gravimétrico
Sólidos suspensos e dissolvidos (SS e SD)	1, 2 e 5	Gravimétrico
Sólidos sedimentáveis (SSed.)	1, 2	Volumétrico em cone Imhoff
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) total e filtrada	1, 2	Iodométrico (Winkler modificado com Iodeto de Azida)
Demanda química de oxigênio (DQO) total e filtrada	1, 2	Digestão ácida. Refluxo fechado e espectrofotometria
Nitrogênio total Kjeldahl (NTK)	1 e 2	Digestão em bloco com ácido sulfúrico e mistura digestora e titulométrico
Fósforo total (P total)	1 e 2	Digestão em bloco com ácido nítrico e sulfúrico PA e posterior utilização do método colorimétrico ácido por vanadomolibdofosfórico
Detergente	1 e 2	Surfactantes aniônicos como substâncias ativas de azul de metileno e espectrofotômetro opção “710 Surfactantes”

\* nos horários de 7h, 10h e 13h \*\* somente na segunda etapa.

A vazão foi medida no efluente 3 vezes na semana, durante o horário correspondente ao funcionamento diário do RU (6h30min) em intervalos de 30 minutos. Utilizou-se um balde de 5 litros e computava-se, por um cronômetro ABB – 2005, o tempo gasto para preenchimento do referido recipiente.

A temperatura ambiente foi obtida na estação climatológica principal (ECP) de Lavras na UFLA, convênio INMET/UFLA, e a temperatura da água residuária foi medida no próprio local da coleta, com um termômetro de mercúrio marca Incoterm 71029/08 5111, 260° C.

Tanto o lodo quanto a espuma foram medidos por meio de amostrador desenvolvido na própria UFLA, visualizado nas Figuras 6 e 7.

O lodo foi medido desde o início do experimento e a espuma no último mês da etapa sem aeração (Primeira etapa), em dias úteis e alternados. Já na etapa com aeração (Segunda etapa) não houve formação de espuma e a coleta de lodo foi realizada somente a partir do dia 19 de fevereiro de 2013, após aproximadamente 3 meses de experimento, pois só a partir dessa data o lodo começou a se acumular.



Figura 6 Coleta de lodo com amostrador desenvolvido na UFLA

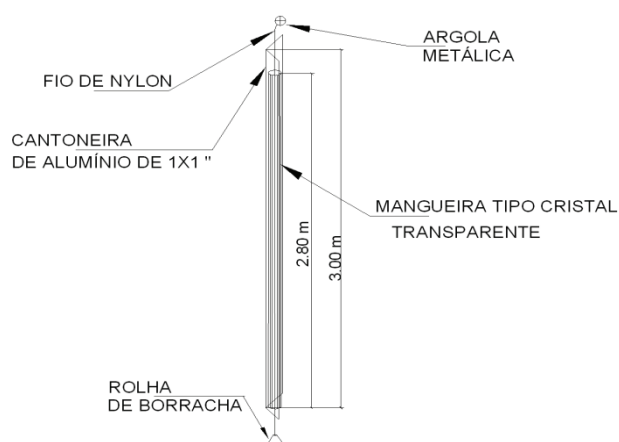


Figura 7 Croqui do medidor de lodo desenvolvido na UFLA

Ao final do experimento foram realizadas no Laboratório de Microscopia Eletrônica e Análise Ultraestrutural (LME) do Departamento de Fitopatologia da UFLA as caracterizações: (1) das bactérias do lodo por meio de microscopia eletrônica de varredura (MEV), apenas como estudo preliminar para conhecimento da morfologia e diversidade microbiológica, não objetivando sua classificação. As amostras foram preparadas segundo protocolo-padrão do laboratório descrito por Alves (2004).

### 3.5 Testes hidrodinâmicos

Depois de constatada a estanqueidade da CG os estudos hidrodinâmicos foram realizados por meio da metodologia de estímulo/resposta, com emprego do cloreto de potássio (KCl) como traçador. O referido sal, além de ser barato e de fácil aquisição, mostrou-se viável, apresentando resultados satisfatórios.

Os testes realizados permitiram a caracterização do padrão de escoamento, assim como a verificação da existência das zonas mortas, nas duas etapas de operação (com e sem aeração). Inicialmente, com água limpa e vazão constante, a

fim de se determinar as características da CG sem as grandes oscilações de vazão. Dessa forma, foram obtidas as características intrínsecas da unidade. Posteriormente, para comparação e avaliação da extensão dos resultados, com água residuária do RU.

Considerou-se que as condições de escoamento se davam em sistema fechado e que a dispersão ocorria em apenas uma dimensão, quando na realidade, esse fenômeno é tridimensional (METCALF & EDDY, INC, 2003).

A etapa inicial de preparação para os testes se iniciou com o preenchimento da CG com água de torneira proveniente da Estação de Tratamento de Água (ETA/UFLA), até a sua altura útil.

Logo após, o traçador foi preparado no LAADeg, segundo os seguintes passos: (1) pesagem do KCl em balança analítica da marca Celtac modelo FA-2104N; (2) colocação do sal na estufa por um período de 24 horas a 110°C, para remoção da umidade; (2) dissolução do sal em água destilada; (3) colocação desta solução em balão volumétrico; (4) construção das curvas de calibração em fotometria de chama de emissão.

Cabe destacar que a quantidade necessária de solução de cloreto de potássio (KCl) foi determinada em função do volume útil da CG e da concentração média do íon  $K^+$  que o equipamento analítico (fotômetro de chama) seria capaz de detectar ( $K^+ = 50 \text{ mg L}^{-1}$ ). Assim, pela Equação 19, foi estimada uma massa aproximada de  $K^+$  e, recorrendo a equação 20 encontrou-se o valor de KCl.

$$m_{K^+} = C V \quad (19)$$

em que,

$m_{K^+}$ : massa de  $K^+$  (mg);

C: concentração média de leitura do fotômetro ( $\text{mg L}^{-1}$ );

V: volume do útil da CG (L).



A dissolução do sal em água destilada seguiu o cálculo da Equação 21, utilizando-se de 34 g por 100 mL de água para o coeficiente de solubilidade do KCl à temperatura de 21°C (média aproximada da temperatura em Lavras durante o experimento). A concentração foi então calculada pela Equação 22.

$$V_{solvente} = \frac{m_{soluto} \cdot 100}{CV} \quad (21)$$

$$C_{soluto} = \frac{m_{soluto}}{V_{solvente}} \quad (22)$$

em que,

$V_{solvente}$ : volume do solvente (L);

$m_{soluto}$ : massa do soluto (m);

CV: coeficiente de solubilidade;

$C_{soluto}$ : concentração do soluto ( $mg L^{-1}$ ).

Posteriormente, iniciaram-se os testes no local do experimento. Realizou-se coleta do branco antes da introdução do traçador para verificar se havia  $K^+$  no meio. Injetou-se o KCl segundo a técnica de pulso, metodologia citada por Campos (1990) e Levenspiel (2000). Os autores retratam que a informação obtida por essa metodologia é de tratamento mais simples. Ao mesmo tempo foram coletadas amostras na saída da CG, em intervalos de tempo regular, para leitura das concentrações de  $K^+$ , em fotômetro de chama. Os resultados das concentrações de  $K^+$  *versus* os intervalos de tempo de coleta (C.t) permitiram a construção dos gráficos (curvas de DTR) utilizando o “software” Excel® que

foram feitos de acordo com a metodologia descrita por Levenspiel (2000), posteriormente, ajustadas aos modelos matemáticos considerados mais adequados, como o descrito por Kadlec e Wallace (2008) usando a função gama apresentada na Equação 16. Nesse modelo foi selecionado o parâmetro  $N$  para minimizar a soma dos erros quadrados entre a função  $g(t)$  e os dados do traçador, sendo fixados os valores de  $(\bar{t})$ , obtidos por meio dos testes.

Os parâmetros hidrodinâmicos, tempo médio de residência  $(\bar{t})$ , variância  $(\sigma^2)$ , dispersão  $(d)$  e número de unidades em série  $(N)$ , foram obtidos pelas equações 5 a 8 e 13 a 16 apresentadas na revisão. Utilizou-se também cálculos numéricos, programa de integração por Simpson, desenvolvido por Campos (1990) em que, empregou-se para simulação dos resultados o programa computacional feito na linguagem “Visual Basic®”. No Apêndice I nos itens A e B encontram-se as variáveis e o programa.

Ao mesmo tempo, seguindo a metodologia proposta por Metcalf & Eddy Inc (2003), estimaram-se alguns índices que avaliam eficiência volumétrica  $(\lambda)$ , extensão do escoamento, dispersão, curtos-circuitos e zonas mortas.

### 3.5.1 Testes hidrodinâmicos com água limpa

Antes de cada teste a CG foi totalmente limpa, evitando que qualquer impureza ou resíduo de  $K^+$  pudesse vir a interferir nos resultados.

As leituras das concentrações de  $K^+$  foram feitas no fotômetro de chama da marca Quimis, modelo Q398M2, 220v-188W, no (LAADEG/UFLA) com faixa de medição de leitura de 0-100 ppm.

O resumo das características operacionais e hidrodinâmicas dos dois testes realizados estão demonstrados na Tabela 5.



Tabela 5 Características de operação do ensaio hidrodinâmico nos 1º e 2º testes com água limpa

Descrição	1º Teste, alimentação contínua - CG sem	2º Teste, alimentação intermitente - CG aerada
Comprimento da CG		3,55 m
Largura da CG		0,85 m
Profundidade da CG		1,7 m
Volume da CG		5.235 litros = 5,24 m <sup>3</sup>
Vazão média observada.	15,69 L min <sup>-1</sup> = 23 m <sup>3</sup> dia <sup>-1</sup>	15,69 L min <sup>-1</sup> = 6,12 m <sup>3</sup> dia <sup>-1</sup>
Tempo de residência hidráulica teórico	334 min = 0,23 d	(A) 334 min = 0,86 d (B) 1232 min = 3,16 d
Traçador utilizado		Cloreto de potássio (KCl)
Forma de injeção	Pulso (~ 15 segundos)	Pulso (~ 9 segundos)
Massa de KCl		500 g
Massa de K <sup>+</sup> adicionada		262,22 g
Volume de injeção do traçador		1,5 litros
Concentração KCl (traçador)		333,33 g L <sup>-1</sup>
Concentração de K <sup>+</sup>		174,82 g L <sup>-1</sup>
Intervalo de coleta	30 minutos	10 minutos
Número de coletas	65 amostras	160 amostras

(A) em que se considerou 6h30min diárias de vazão constante e sistema de aeração ligado totalizando 26h30min (1.590 min) contínuas de teste;

(B) condição real observada de 6h30min diárias de vazão constante e sistema de aeração ligado somadas às 17h30min sem aeração, sem vazão e sem concentração de saída, totalizando 78h30min (4.710 min) de teste (sistema intermitente).

### 3.5.1.1 Primeiro teste: CG com o sistema de aeração desligado

O teste ocorreu entre os dias 13 e 14 de dezembro de 2011, durante um período de aproximadamente 6 vezes (1.920 minutos) maior que o TRH<sub>teórico</sub> (334 minutos), em que a CG foi alimentada de forma ininterrupta com água oriunda da ETA/UFLA. Foram obtidas 65 amostras, coletadas em intervalos de 30 minutos. A injeção do traçador (KCl) foi realizada no tubo de entrada (afluente). O estímulo foi feito manualmente e continuamente, a uma vazão de 0,099L s<sup>-1</sup> com auxílio de balão volumétrico.

### 3.5.1.2 Segundo teste: CG com sistema de aeração em funcionamento

O teste ocorreu durante o período de 17 a 20 de dezembro de 2011, porém de modo intermitente, simulando o horário de funcionamento do RU, que neste período foi de 7h às 13h30min (6h30min por dia). A cada dia, ao término das coletas, desligava-se o sistema de aeração e desviava-se a água na entrada da CG. Foram 160 amostras coletadas em intervalos de 10 minutos em 1.590 minutos, tempo 5 vezes maior que o  $TRH_{teórico}$  (334 minutos). Porém, considerando o horário de 17h30min, em que não havia vazão, a duração total do teste foi de 4.710 minutos, aproximadamente 4 vezes maior que o  $TRH_{teórico}$  (1.232 minutos) do experimento. Os procedimentos metodológicos adotados foram os mesmos do teste anterior. O estímulo foi feito manualmente e continuamente, a uma vazão de  $0,22 \text{ L s}^{-1}$  com auxílio de balão volumétrico.

### 3.5.2 Testes hidrodinâmicos com água residuária do RU

Nessa etapa a CG foi alimentada de modo intermitente com afluentes da cozinha e restaurante, durante o horário de funcionamento do RU (6h30min por dia). O resumo das características de operação e hidrodinâmicas para os testes 3 e 4 se encontram na Tabela 6. Antes do terceiro teste, a CG também foi limpa.

A injeção do KCl, no tubo de entrada afluente da CG, também foi realizada manualmente e continuamente com auxílio do *becker* de vidro. Foi introduzido com vazão de  $0,59 \text{ L s}^{-1}$  e  $0,66 \text{ L s}^{-1}$ , respectivamente nas etapas sem e com aeração. A leitura da concentração de  $K^+$  dessa etapa foi realizada no Laboratório de Análise Foliar do Departamento de Química da UFLA, em Fotômetro de Chama de marca Micronal, modelo 4 B 262. O equipamento foi calibrado para a faixa de medição de leitura de 0 – 20 ppm.

Tabela 6 Características de operação e do ensaio hidrodinâmico nos 3º e 4º testes com água residuária do RU

Descrição	3º Teste - CG sem aeração	4º Teste - CG aerada
Comprimento da CG		3,55 m
Largura da CG		0,85 m
Profundidade da CG		1,7 m
Volume da CG		5.235 litros = 5,24 m <sup>3</sup>
Vazão observada	36,98 L min <sup>-1</sup> = 14,42m <sup>3</sup> dia <sup>-1</sup>	41,80 L min <sup>-1</sup> = 16,30 m <sup>3</sup> dia <sup>-1</sup>
Tempo de residência hidráulica teórico	(A) 142 min = 0,36 d (B) 523 min = 0,36 d	(A)125 min = 0,32 d (B) 462 min = 0,32 d
Traçador utilizado	Cloreto de potássio (KCl)	
Forma de injeção	Pulso em aproximadamente 3 segundos	
Massa de KCl	500 g	
Massa de K <sup>+</sup> adicionada	262,22 g	
Volume de injeção do traçador	2 litros *	
Concentração do traçador (KCl)	250,00 g L <sup>-1</sup>	
Concentração de K <sup>+</sup>	131,11 g L <sup>-1</sup>	
Intervalo de coleta	20 minutos	10 minutos
Número de coletas	139	280

(A) em que se considerou 6h30min diárias, totalizando 46h (2.760 min) contínuas de teste; (B) condição real observada de 6h30min diárias somadas às 17h30min sem aeração, sem vazão e sem concentração de saída, totalizando 149h67min (8.980 min) de teste (sistema intermitente).

\*Mudança no volume de injeção por se encontrar cristais de sal no fundo do recipiente.

### 3.5.2.1 Terceiro teste: CG com sistema de aeração desligado

O teste ocorreu durante o período de 16 a 29 de outubro de 2012, em tempos diários correspondentes ao horário de funcionamento do RU/UFLA (6h30min por dia). Ao término desse período não havia vazão afluente. Foram 139 amostras coletadas em intervalos de 20 minutos, totalizando 46 horas (2.760 minutos) de experimento, tempo 19 vezes maior que o TRH<sub>teórico</sub> (142 minutos).

Porém, considerando as 17h30min em que não havia vazão, a duração total do teste foi de 8.980 minutos, aproximadamente 17 vezes maior que o  $TRH_{teórico}$  (523 minutos).

### **3.5.2.2 Quarto teste: CG com sistema de aeração em funcionamento**

O teste foi realizado no período de 5 a 13 de dezembro de 2012. Foram 277 amostras coletadas em intervalos de 10 minutos, totalizando (2.760 minutos) de experimento, tempo 22 vezes maior que o  $TRH_{teórico}$  (125 minutos). Porém, considerando as 17h30min em que não havia vazão, a duração total do teste foi de 9.030 minutos, aproximadamente 20 vezes maior que o  $TRH_{teórico}$  (462 minutos) do experimento.

Para que o experimento fosse conduzido nas mesmas condições anteriores, desligava-se o soprador e ainda desviava-se o afluente ao término do processamento do almoço do RU. Era necessário que a vazão da tarde não interferisse no experimento, pois nesse período já havia sido implantado o jantar na UFLA.

## **3.6 Avaliação da gordura para produção de biodiesel**

Na avaliação da gordura para produção do biodiesel foram realizadas análises qualitativas por meio da caracterização físico-química e as quantitativas pela diferença entre a carga de gordura afluente e efluente obtida quando na realização das análises de O&G.

Na primeira etapa (sem aeração) as amostras foram coletadas, durante o mês de outubro de 2012, na superfície da CG, em cinco pontos distintos (a, b, c, d, e), Figura 8. Foram 13 dias de coleta totalizando 65 amostras. Já na segunda etapa (com aeração) foram coletadas somente 8 amostras, durante os meses de

novembro de 2012 e janeiro de 2013. Coletava-se uma única amostra por dia, pois havia pouca quantidade de gordura acumulada (Figura 9).



Figura 8 Pontos de coleta de gordura (A) e coleta de gordura na 1ª etapa (B)

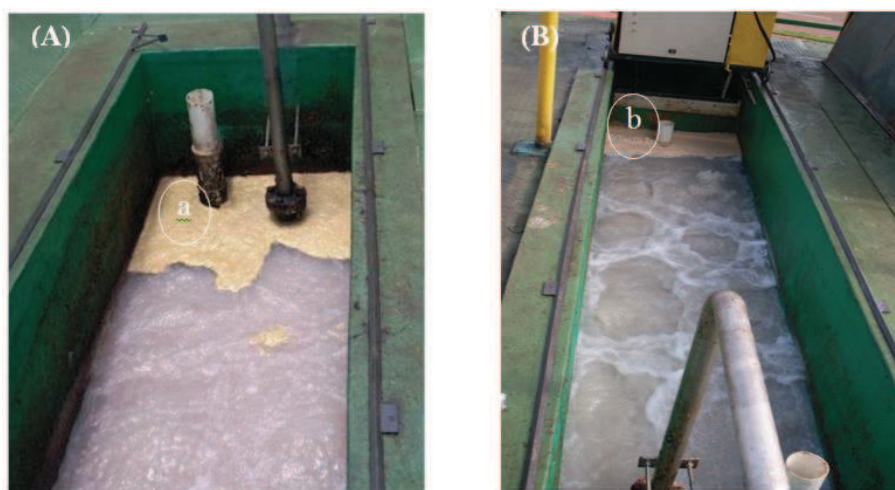


Figura 9 Pontos de coleta de gordura na 2ª etapa (A) e (B)

Devido à presença de impurezas nas amostras (materiais particulados e detritos) foi necessário submetê-las à centrifugação em centrífuga de marca Multifunction, modelo C 3i a uma frequência de 10.000 RPM, funcionando por 5 minutos. Antes foram pesados em triplicata 50 mL de cada amostra. Após a centrifugação, volumes e pesos foram anotados para se obter, por meio de balanço de massa, a percentagem das impurezas.

As determinações dos índices e parâmetros foram conduzidas no Laboratório de Pesquisa em Óleos, Gorduras e Biodiesel (G-Óleo), segundo os procedimentos e metodologias publicadas pela American Oil Chemists Society - AOCS (1990, 1995) e Instituto Adolfo Lutz (2008). Exceto para o pH que foi medido no LAADDEG/UFLA, seguindo a American Public Health Association, American Water Works Association e Water Environment Federation (2005). Os parâmetros avaliados e métodos utilizados estão representados na Tabela 7.

Tabela 7 Parâmetros analisados e métodos utilizados para caracterização da gordura para produção de biodiesel

<b>Parâmetro</b>	<b>Método</b>
Teor de impurezas	Gravimétrico
Teor de água	Gravimétrico
pH	Potenciométrico
Densidade	Gravimétrico
Índice de acidez	Titulação
Índice de iodo	Titulação (Wijs)
Índice de peróxido	Titulação
Índice de refração	Leitura direta
Índice de saponificação	Titulação

Para determinação das impurezas e do teor de água utilizou-se o balanço de massa, ou seja, a relação entre massa bruta de gordura (massa inicial) e da massa líquida (massa final), expressas em porcentagem (Equação 23).

$$\text{Umidade / Impurezas} = \left( \frac{p - p_s}{p} \right) 100 \quad (23)$$

em que,

$p$ : massa da amostra (g);

$p_s$ : massa da amostra seca (g).

A densidade foi obtida pela razão entre a massa da gordura por unidade de volume. As amostras em triplicata, em estado natural (temperatura ambiente) foram depositadas em proveta devidamente tarada, até atingir 50 mL de volume.

O índice de refração foi determinado pela leitura direta em refratômetro portátil, marca DIGIT modelo 107, faixa de medição de 0-90% Brix, três escalas.

O índice de acidez definido pela massa, em miligramas de hidróxido de potássio ou hidróxido de sódio, necessário para neutralizar os AGL(s) de um grama da amostra foi calculado por meio da Equação 24:

$$\text{Índice de acidez} = 5,61 \frac{V \cdot f}{p} \quad (24)$$

em que,

$V$ : volume de NaOH a 0,1 M gasto na titulação da amostra (mL);

$f$ : fator de correção da solução de NaOH;

$p$ : massa da amostra (g);

5,61: equivalente grama do KOH.

O índice de iodo, expresso em termos de centigramas de iodo absorvido por grama da amostra, foi calculado por meio da Equação 25:

$$\text{Índice de iodo} = \frac{(V_B - V_A) M 12,69}{P} \quad (25)$$

em que,

M: molaridade da solução de tiosulfato de sódio ( $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ ) a 0,10M;

$V_B$ : volume gasto na titulação do branco (mL);

$V_A$ : volume gasto na titulação da amostra (mL);

p: massa da amostra (g).

O índice de peróxido é susceptível a qualquer variação no procedimento do teste, podendo alterar o resultado da análise. Este método determina todas as substâncias, em termos de miliequivalentes de peróxido por 1000 g de amostra, que oxidam o iodeto de potássio nas condições do teste. O cálculo foi feito por meio da Equação 26:

$$\text{Índice de peróxido} = \frac{(V_A - V_B) N f 1000}{p} \quad (26)$$

em que,

$V_A$ : volume de tiosulfato de sódio 0,1 gasto na titulação da amostra (mL);

$V_B$ : volume de tiosulfato de sódio 0,1 gasto na titulação do branco (mL);

N: normalidade da solução de tiosulfato de sódio;

f: fator da solução de tiosulfato de sódio;

p: massa da amostra (g).

O índice de saponificação expressa o número em miligramas de hidróxido de potássio necessário para saponificar um grama de amostra e foi calculado seguindo a Equação 27:



$$\text{Índice de saponificação} = \frac{28,06 \cdot f \cdot (V_B - V_A)}{p} \quad (27)$$

em que,

$V_A$ : volume gasto na titulação da amostra (mL);

$V_B$ : volume gasto na titulação do branco (mL);

$f$ : fator da solução de HCl 0,5 M;

$p$ : massa da amostra (g);

28,06 são o equivalente em grama de KOH.

### 3.7 Análise estatística

Objetivou-se na análise estatística avaliar o desempenho da CG em relação aos parâmetros O&G, sólidos (ST, STF, STV, SS e SD), DBO e DQO (totais e filtradas), nitrogênio total, fósforo total e detergente, considerando as etapas 1 (flotação gravitacional, sem auxílio de injeção ar) e 2 (flotação auxiliada por ar difuso). Utilizou-se o software Statistical Analysis System - SAS INSTITUTE (1999), considerando um modelo linear misto com os tratamentos de efeito fixo e os cardápios de efeito aleatório. Considera-se de efeito fixo os fatores cujas conclusões são limitadas aos níveis avaliados no experimento, ou seja, as conclusões se relacionam apenas aos dois tratamentos avaliados; de efeito aleatório, os fatores que se referem a uma amostra de uma população cujas conclusões em relação aos efeitos são válidas para a população toda, ou seja, todos os possíveis cardápios que possam existir no RU.

As análises de variância foram realizadas para avaliação das diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre os tratamentos e considerou-se além dos tratamentos, a sua interação com os cardápios diários e também as covariáveis, pH, temperatura

ambiente e temperatura média, mínima e máxima afluente, no interior da caixa de gordura (CG) e efluente que foram selecionadas por meio do teste F. Foram verificadas e atendidas todas as pressuposições da análise de variância, como: aditividade do modelo, independência e normalidade dos erros e, homogeneidade de variâncias, sendo constatado que havia distribuição normal. A normalidade foi avaliada pelo teste de Shapiro-Wilk e a homogeneidade de variâncias pelo teste de Bartlett.

Quanto aos cardápios sob a orientação da nutricionista chefe do RU/UFLA considerou-se o processamento dos seguintes componentes: carne, guarnição e opção vegetariana e o processamento das mesmas. Era interessante relacionar o maior e menor teor de gordura, assim como de proteína. Foram então selecionados 5 faixas: (1) dois componentes processados com fritura; (2) um componente processado com fritura; (3) componentes processados sem fritura e sem leite; (4) componentes processados sem fritura e apenas um com leite; e (5) componentes processados sem fritura e os outros dois com leite. O leite indica maior proporção em proteína.

Em relação às covariáveis foram consideradas faixas de valores para:

- pH a faixa (1) em até 6,3; a faixa (2) entre 6,3 a 7,8; e, a faixa (3) acima de 7,8;
- temperatura ambiente nas faixas (1), até 20°C; e, (2) acima de 20°C;
- temperatura da água residuária optou-se pelas faixas (1) até 25°C; (2) de 25 a 30°C; e (3) acima de 30°C (afluente, no interior da caixa e efluente).

As faixas acima de pH e temperatura foram adotadas considerando diversos autores, os quais em seus trabalhos as relacionavam com a interferência na flotação e biodegradação biológica de matéria orgânica e de nutrientes (CAMPOS et al., 2004; CHERNICHARO, 2007; MENDES et al., 2005; METCALF & EDDY, INC, 2003; MOTERANI, 2010; OLIVEIRA, 2012; ROSA, 2008; SPEECE, 1996).

Em relação à avaliação dos O&G como alternativas na produção de biodiesel, se deu por meio de análise de variância e pelo teste F a 1% de probabilidade.

A análise estatística foi realizada utilizando-se o software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012) objetivando detectar as diferenças significativas entre os tratamentos 1 e 2, respectivamente, por flotação gravitacional (Primeira etapa) e por flotação forçada (Segunda etapa). As variáveis respostas foram: teor de impureza, teor de água, índice de acidez, índice de iodo, índice de peróxido, índice de refração e índice de saponificação.

Conduziu-se o experimento seguindo um delineamento em blocos casualizados (DBC), em que os dias foram considerados como blocos, pois os cardápios do RU poderiam variar a cada dia refletindo na matéria-prima e assim, encobrendo o efeito dos tratamentos.

#### 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As Tabela 8 e 9 mostram os resultados dos parâmetros monitorados na CG. Tais parâmetros sofreram diferentes interferências em função do modo de condução do experimento: flotação gravitacional (Primeira etapa) e flotação auxiliada por meio de difusores de ar (Segunda etapa).

Tabela 8 Valores médios e desvio padrão (DP) dos parâmetros que afetaram o desempenho da CG durante a primeira e segunda etapas de funcionamento, no afluente (Aflu.), no efluente (Eflu.) e na caixa de gordura (CG)

	Etapa	Valores		
		Aflu.	Eflu.	CG
Vazão em L s <sup>-1</sup>	1 <sup>a</sup> (31)	0,90±0,16		
	2 <sup>a</sup> (34)	0,79±0,16		
Temperatura ambiente em °C	1 <sup>a</sup> (31)	21,4±2,9		
	2 <sup>a</sup> (34)	23,2±1,5		
Temp. da água residuária em °C	1 <sup>a</sup> (31)	28±3	29±2	28±3
	2 <sup>a</sup> (34)	31±3	30 ±3	30±3
pH	1 <sup>a</sup> (30)	5,5±0,7	4,9±0,3	-
	2 <sup>a</sup> (34)	5,6±1,0	5,1±0,7	-
Alcalinidade Total em mgL <sup>-1</sup>	1 <sup>a</sup> (21)	475,3±138,85	481,7±145,60	-
	2 <sup>a</sup> (34)	589,7±197,67	563,5±185,06	-
Acidez Total em mgL <sup>-1</sup>	1 <sup>a</sup> (21)	365,7±96,14	381,1±127,52	-
	2 <sup>a</sup> (34)	360,1±108,67	337,9±99,42	-
Condutividade elétrica em µS cm <sup>-1</sup>	1 <sup>a</sup> (13)	488±452	406±306	-
	2 <sup>a</sup> (31)	547±456	370±205	-
Oxigênio Dissolvido em mgL <sup>-1</sup>	1 <sup>a</sup> (24)	1,58±1,29	0,77±0,94	0,56±1,17
	2 <sup>a</sup> (34)	2,85±1,49	0,24±0,66	0,26±0,82
Potencial de Oxiredução em mV	1 <sup>a</sup> (0)	-	-	-
	2 <sup>a</sup> (14)	106,0±32,3	91,5±37,8	82,1±40,7
ST do lodo em mgL <sup>-1</sup>	1 <sup>a</sup> (21)	97.573±101.796		
	2 <sup>a</sup> (14)	3.964±1.595		
STF do lodo em mgL <sup>-1</sup>	1 <sup>a</sup> (21)	19.908±17.491		
	2 <sup>a</sup> (14)	708±362		
STV do lodo em mgL <sup>-1</sup>	1 <sup>a</sup> (21)	77.665±84.990		
	2 <sup>a</sup> (14)	3.256±1.329		

(a) Entre parênteses o número de amostragens na 1<sup>a</sup> e 2<sup>a</sup> etapas consideradas no cálculo da média.

Tabela 9 Valores médios da concentração, carga afluyente (Aflu.) e efluente (Eflu.), carga mássica volumétrica (CMV) e eficiência (Ef.) da CG durante a primeira e segunda etapas de funcionamento, relativos aos parâmetros óleos e graxas (O&G), sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF), sólidos totais voláteis (STV), sólidos suspensos (SS), sólidos dissolvidos (SD), demanda bioquímica de oxigênio total e filtrada (DBO total e DBO filtrada), demanda química de oxigênio total e filtrada (DQO total e DQO filtrada), Fósforo total (P total), Nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e detergente

Parâmetro	Etapa	Concentração mg L <sup>-1</sup>		Carga kg h <sup>-1</sup>		Ef. %	CMV Kg m <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup>	CMV* Kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup>
		Aflu.	Eflu.	Aflu.	Eflu.			
O&G	1 <sup>a</sup> (27)	539	139	1,78	0,43	57	0,34	2,21
	2 <sup>a</sup> (32)	400	143	1,15	0,40	52	0,22	1,43
ST	1 <sup>a</sup> (23)	7393	4019	24,30	12,84	56	4,64	30,18
	2 <sup>a</sup> (30)	5232	1489	15,01	4,42	61	2,87	18,64
STF	1 <sup>a</sup> (23)	912	813	3,02	2,62	63	0,58	3,76
	2 <sup>a</sup> (30)	475	328	1,33	0,94	65	0,25	1,65
STV	1 <sup>a</sup> (23)	6481	3206	21,28	10,21	19	4,06	26,42
	2 <sup>a</sup> (30)	4758	1161	13,69	3,47	25	2,62	17,00
SS	1 <sup>a</sup> (21)	4389	907	14,45	2,68	73	2,76	17,94
	2 <sup>a</sup> (30)	2550	569	7,35	1,70	63	1,40	9,13
SD	1 <sup>a</sup> (21)	3505	3391	11,40	6,73	41	2,28	14,79
	2 <sup>a</sup> (30)	2682	919	7,75	2,72	54	1,43	9,30
DBO total	1 <sup>a</sup> (18)	2113	859	7,17	2,85	50	1,37	8,9
	2 <sup>a</sup> (34)	1945	1051	5,68	2,99	44	1,08	7,05
DBO filtrada	1 <sup>a</sup> (16)	855	525	2,91	1,74	35	0,56	3,61
	2 <sup>a</sup> (34)	815	440	2,40	1,28	39	0,46	2,98
DQO total	1 <sup>a</sup> (21)	5457	2345	18,60	8,19	49	3,55	23,09
	2 <sup>a</sup> (33)	2930	1756	8,02	4,95	32	1,53	9,96
DQO filtrada	1 <sup>a</sup> (18)	1490	1090	5,34	3,83	27	1,02	6,63
	2 <sup>a</sup> (33)	1205	804	3,44	2,36	35	0,66	4,28
P total	1 <sup>a</sup> (11)	25	12	0,07	0,04	38	0,01	0,09
	2 <sup>a</sup> (31)	26	17	0,07	0,05	25	0,01	0,09
NTK	1 <sup>a</sup> (9)	42	28	0,17	0,10	30	0,03	0,21
	2 <sup>a</sup> (30)	69	50	0,20	0,14	24	0,04	0,25
Detergente	1 <sup>a</sup> (21)	2,4	1,2	0,009	0,004	34	0,002	0,011
	2 <sup>a</sup> (34)	1,8	2,1	0,005	0,006	10	0,001	0,006

<sup>(a)</sup> Entre parênteses o número de amostragens na 1<sup>a</sup> e 2<sup>a</sup> etapas consideradas no cálculo da média; \* 1 dia corresponde à 6h30min.

#### 4.1 Parâmetros que afetaram o desempenho da caixa de gordura (CG)

Os resultados serão apresentados levando-se em conta as duas etapas operacionais testadas na CG: flotação gravitacional (Primeira etapa) e flotação auxiliada por meio de difusores de ar (Segunda etapa). Os parâmetros avaliados, dispostos nos subitens abaixo, foram respectivamente: vazão, temperatura ambiente, temperatura da água residuária, potencial hidrogeniônico (pH), alcalinidade total, acidez total, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e determinação da concentração de ST, STF e STV presentes no lodo.

##### 4.1.1 Vazão

As vazões foram medidas na tubulação de saída da CG (efluente) em intervalos de 30 minutos. A vazão média, em cada condição operacional avaliada, encontra-se na Tabela 10 e o comportamento das vazões médias diárias ao longo do experimento, nas Figuras 10 e 11. Nota-se que a entrada (afluente) foi variável tornando a carga hidráulica volumétrica variável. Essas variações são decorrentes do maior ou menor uso da água no período equivalente ao turno de preparo e produção das refeições (almoço), incluindo higienizações.

Tabela 10 Valores médios, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) da vazão afluente à CG durante a primeira e segunda etapas

Vazão	Nº de dados	Média (L s <sup>-1</sup> )	DP	CV(%)
1ª etapa	31	0,90	± 0,16	17,4
2ª etapa	34	0,79	± 0,16	20,3

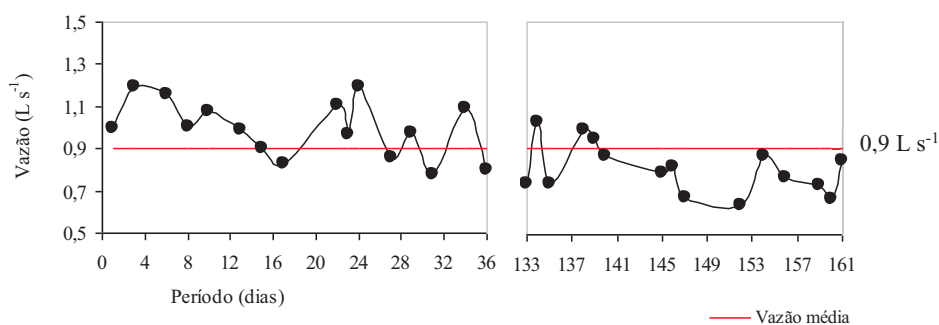


Figura 10 Valores da vazão afluyente à CG durante a primeira etapa (11/04 a 16/05/2012, 36 dias e 03 a 31/10/2012, 29 dias)

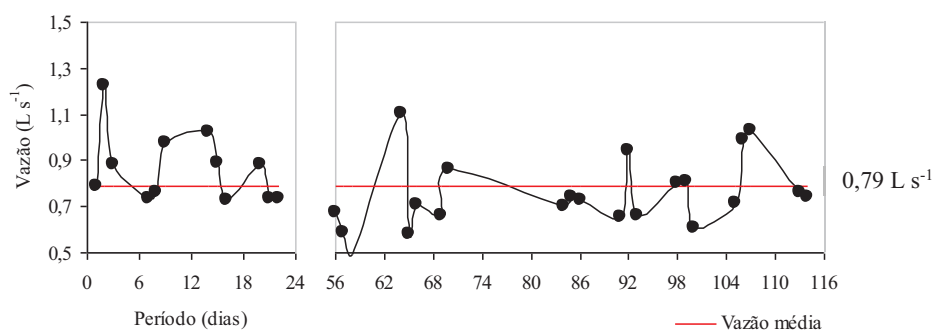


Figura 11 Valores da vazão afluyente à CG durante a segunda etapa (28/11 a 19/12/2012, 22 dias e 22/01 a 21/03/2013, 59 dias)

Já as Figuras 12 e 13 mostram as vazões medidas a cada 30 minutos das 7h às 13h30min (tempo operacional de 6h30min) durante a primeira e segunda etapas em que: a caixa descreve os 50% centrais da distribuição e vai desde o primeiro quartil (linha horizontal inferior) com 25% dos dados até o terceiro quartil (linha horizontal superior) com 75% dos dados; a linha horizontal indica a mediana, ou seja, o valor central das vazões; a linha perpendicular ao tempo inferior indica a vazão mínima e a linha superior indica a vazão máxima; e o

símbolo (\*) descreve os valores discrepantes (extremos ou atípicos). Nota-se um aumento na vazão a partir de 11h30min de monitoramento, em função do maior uso da água com as atividades de limpeza geral da cozinha.

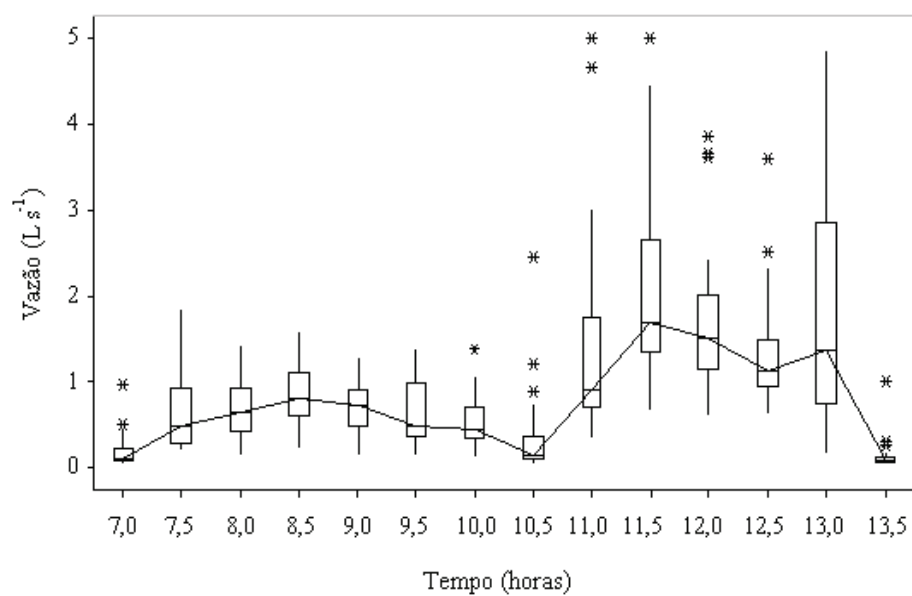


Figura 12 Média das vazões diárias afluentes à CG em intervalos de 30 min (1ª etapa)



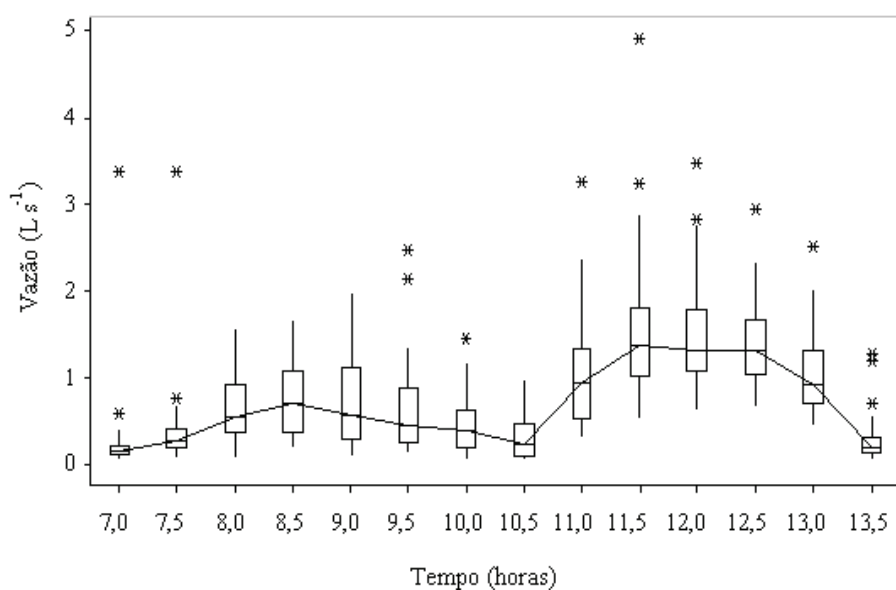


Figura 13 Média das vazões diárias afluentes à CG em intervalos de 30 min 2ª etapa

#### 4.1.2 Temperatura ambiente

Os resultados das temperaturas médias são representados na Tabela 11. Na primeira etapa houve uma variação entre a temperatura mínima e máxima de 11,3 a 35,9 °C e na segunda etapa, de 15,1 a 32,2 °C. No entanto, essa variável se mostrou mais estável, haja vista o coeficiente de variação e respectivo desvio padrão.

Tabela 11 Valores médios, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) da temperatura ambiente na primeira e segunda etapas

Temperatura ambiente	Nº de dados	Média (L s <sup>-1</sup> )	DP	CV(%)
1ª etapa	31	21,4	± 2,9	13,6
2ª etapa	34	23,2	± 1,5	6,3

### 4.1.3 Temperatura da água residuária

A temperatura da água residuária foi afetada pelos processos de desinfecção e esterilização dos alimentos e vasilhames, no qual gerava efluentes com altas temperaturas. Mesmo quando a temperatura ambiente chegou a 11,3 °C a água residuária afluenta ficou entre 20 a 40°C, na primeira etapa; e, na segunda etapa entre 17 a 45°C. Dessa forma, pode-se concluir que a CG operou durante todo o experimento na faixa mesófila, entre 20 e 45°C (METCALF & EDDY, INC, 2003). As Tabelas 12 e 13 mostram as médias das temperaturas máximas, médias e mínimas do afluenta, no interior da caixa e efluenta.

Tabela 12 Valores médios, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) da temperatura da água residuária durante a primeira etapa

		<b>Nº de dados</b>	<b>Temperatura</b>	<b>DP</b>	<b>CV(%)</b>
Afluenta à CG	Máxima	31	40	± 3	9,9
	Média	31	28	± 3	7,6
	Mínima	31	20	± 2	11,4
Efluenta à CG	Máxima	31	38	± 3	9,2
	Média	31	29	± 2	8,3
	Mínima	31	24	± 2	7,4
Interior da CG	Máxima	31	40	± 4	10,6
	Média	31	28	± 3	10,4
	Mínima	31	24	± 3	9,1

Tabela 13 Valores médios, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) da temperatura da água residuária durante a segunda etapa

Parâmetro	Temperatura	Nº de dados	Temperatura	DP	CV(%)
Afluente à CG	Máxima	34	45	± 4	10,6
	Média	34	31	± 3	6,6
	Mínima	34	17	± 2	11,1
Efluente à CG	Máxima	34	38	± 2	7,2
	Média	34	30	± 3	5,4
	Mínima	34	20	± 2	9,8
Interior da CG	Máxima	34	38	± 2	7,1
	Média	34	30	± 3	5,4
	Mínima	34	20	± 2	9,7

Na primeira etapa foi observado que temperaturas mais baixas favoreciam as condições de flotação e temperaturas elevadas resultaram na formação de emulsão, tornando mais complicada a separação da gordura do fluido. Verificasse, também, variação de mais de 2°C na temperatura, podendo acarretar em desequilíbrio da microbiota anaeróbia presente na CG devido às mudanças bruscas de temperatura (CHERNICHARO, 2007).

Durante a segunda etapa foi observado maiores valores de temperatura da água residuária, o que pode ter influenciado nas condições de sedimentabilidade dos sólidos e na flotação dos óleos e graxas, devido à redução da viscosidade no líquido (HALALSHEH et al., 2005). Esse fato pode ser confirmado pela presença de espuma rica em gordura flotada (Figura 14).

Apesar da influência observada neste trabalho, os pesquisadores Meyssami e Kasaeian (2005) encontraram pouco efeito da temperatura sobre o processo de flotação por ar induzido (FAI) no aparelho Jar Test em condições de 10, 20, 30 e 40°C.

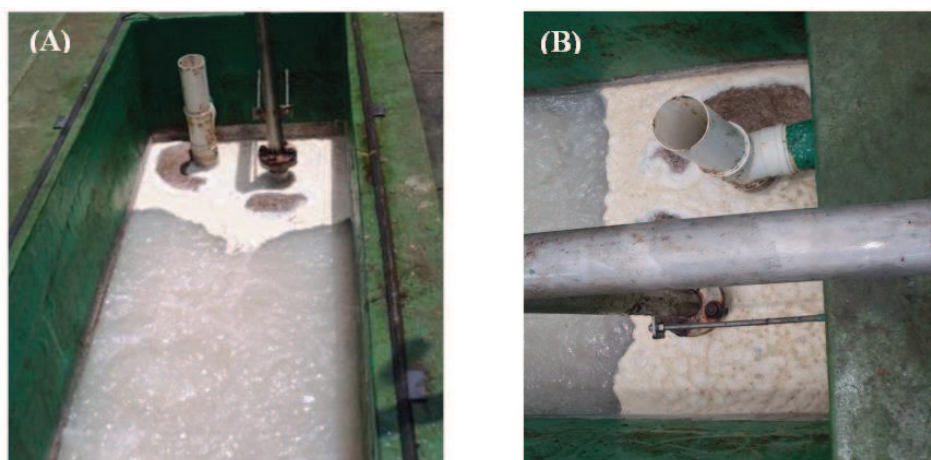


Figura 14 Detalhe da pequena quantidade de espuma flotada na CG em condições aeróbias e temperatura afluyente de 39°C - dia 05/12/2013 às 13 h (A e B)

#### 4.1.4 Potencial hidrogeniônico – pH

Nota-se na Tabela 14 que os valores médios de pH afluyente e efluyente ficaram abaixo da neutralidade e não apresentam variações bruscas.

Tabela 14 Valores médios, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) do pH durante a primeira e segunda etapas

Etapa	pH	Nº de dados	Médio	DP	CV(%)
1ª	Afluyente	30	5,5	± 0,7	13,6
1ª	Efluyente	30	4,9	± 0,3	6,7
2ª	Afluyente	34	5,6	± 1,0	18,4
2ª	Efluyente	34	5,1	± 0,7	14,6

De maneira geral a degradação da matéria orgânica resultou no aumento da acidez e possivelmente a diminuição no seu consumo acarretou no acúmulo desses ácidos na água residuária da CG levando à queda do pH (SILVA, 2004).

#### 4.1.5 Alcalinidade Total

A alcalinidade total é representada pelos bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ) já que o pH assumiu valor médio entre 4,4 e 8,3. Os valores médios obtidos podem ser visualizados na (Tabela 15).

Na primeira etapa, a faixa de alcalinidade se situou entre 176,8 a 784,4  $\text{mg L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$  no afluente e 145,6 a 728,0  $\text{mg L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$  no efluente. Valores abaixo da faixa considerada desejada em anaerobiose, que se encontram entre 1.000 e 5.000  $\text{mg L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$  (METCALF & EDDY, INC, 2003). Na segunda etapa, a alcalinidade se situou numa faixa mais ampla, de 129,8 a 1380,2  $\text{mg L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$  no afluente e 293,3 a 1135,2  $\text{mg L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$  no efluente.

Tabela 15 Valores médios, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) de alcalinidade durante a primeira e segunda etapas

Etapa	Alcalinidade	Nº de dados	Médio	DP	CV(%)
1 <sup>a</sup>	Afluente	21	475,3	138,85	29,2
1 <sup>a</sup>	Efluente	21	481,7	145,60	30,0
2 <sup>a</sup>	Afluente	34	589,7	197,67	33,5
2 <sup>a</sup>	Efluente	34	563,5	185,06	32,8

Com base no CV (acima de 20%), nota-se grande variabilidade dos dados, especialmente em função da maior ou menor concentração de sólidos e de proteínas, precursoras da alcalinidade bicarbonato (LOURENÇO, 2006; SPEECE, 1996) advindas da variedade de cardápios a cada dia da semana.

#### 4.1.6 Acidez total

Os valores médios obtidos para acidez, na primeira e segunda etapas, podem ser visualizados na Tabela 16.

Tabela 16 Valores médios, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) da acidez durante a primeira e segunda etapas

<b>Etapa</b>	<b>Acidez</b>	<b>Nº de dados</b>	<b>Média (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>DP</b>	<b>CV(%)</b>
1 <sup>a</sup>	Afluente	21	365,7	96,14	26,3
1 <sup>a</sup>	Efluente	21	381,1	127,52	33,5
2 <sup>a</sup>	Afluente	34	360,1	108,67	30,2
2 <sup>a</sup>	Efluente	34	337,9	99,42	29,4

Na primeira etapa foram obtidas para a acidez total as faixas de 211,7 a 604,8 mg L<sup>-1</sup> no afluente e 141,1 a 672,0 mg L<sup>-1</sup> no efluente. Houve oscilação nos valores confirmada pelo desvio padrão e coeficiente de variação. O maior valor efluente pode ter ocorrido devido à redução do pH abaixo da faixa favorável às arqueas metanogênicas (6,0 – 7,5). Devido a isso esses organismos, possivelmente, podem não ter utilizado o acetato tão rapidamente quanto foram formados e, como resultado, os ácidos se acumularam no interior da CG (CHERNICHARO, 2007; ROSA, 2008). Ainda, a elevada velocidade ascensional e menor TRH, pode não ter permitido tempo de contato suficiente entre o substrato e a biomassa para a realização da metanogênese (CARVALHO et al., 2008).

A razão entre a acidez e a alcalinidade (Primeira etapa) foi de 0,81 e 0,82, afluente e efluente, respectivamente. Essas razões estão acima dos valores recomendados de 0,3 e 0,4 sugerindo que a elevada concentração de gordura afluente e o curto TRH pode ter prejudicado o processo biológico de degradação da matéria orgânica (ROSA, 2008). Afluentes extremamente heterogêneos e de baixa biodegradabilidade, como os da CG, podem requerer maior TRH para serem digeridos, apesar dessa unidade ter sido dimensionada apenas para reter as gorduras e não digeri-las. Sendo assim, um TRH mais elevado pode implicar em menor flotação do lodo, já que os ácidos graxos são melhor biodegradados,

ocorrendo uma maior remoção de lipídeos e menor produção de espuma (HALALSHEH et al., 2005).

Na segunda etapa, a acidez afluyente ficou na faixa 154,0 a 627,9 mg L<sup>-1</sup> e, 144,0 a 570,8 mg L<sup>-1</sup> no efluente. Os valores também foram elevados, porém de acordo com a média, houve, portanto decréscimo do parâmetro ao passar pela CG.

#### 4.1.7 Condutividade elétrica

Os valores de condutividade elétrica (CE), relativamente baixos, podem ser observados na Tabela 17, em que os valores médios efluentes decresceram, porém, contrastam com os resultados encontrados para sólidos dissolvidos no item 4.2.2 (*Eficiência na remoção de sólidos*). O desvio padrão e CV foram bastante elevados, e essa variabilidade pode ser justificada pela decomposição dos mais diversos compostos advindos dos diferentes cardápios a cada dia. Os resultados demonstram uma redução da CE após tratamento na CG, resultando em uma eficiência de remoção de 16% e 32% para a 1ª e 2ª etapas, respectivamente.

Tabela 17 Valores médios, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) da condutividade elétrica durante a primeira e segunda etapas

Etapa	Condutividade elétrica	Nº de dados	Média (µS cm <sup>-1</sup> )	Média (dS m <sup>-1</sup> )	DV	CV (%)
1ª	Afluente	13	488	0,49	452	92,7
1ª	Efluente	13	406	0,41	306	75,3
2ª	Afluente	31	547	0,55	456	83,4
2ª	Efluente	31	370	0,37	205	55,5

#### 4.1.8 Oxigênio dissolvido

Os resultados da Tabela 18 demonstram que na primeira etapa a água residuária afluente continha oxigênio dissolvido (OD), mesmo que em pouca concentração, provavelmente devido à agitação das moléculas do líquido no percurso do RU até entrada da CG e pela maior vazão no horário em que era coletada (final das 6h30min), elevando assim o número de *Reynolds* com o aumento da turbulência, o que resulta numa maior inserção de OD massa líquida. Nesse horário intensificava-se o uso da água no RU com a limpeza em geral. No interior da CG a concentração média foi bem menor. Pode-se observar que de acordo com a Figura 15 o valor atingiu zero, principalmente do 133º ao 161º dia. Já no efluente a concentração média era um pouco maior.

Tabela 18 Valores médios, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) do oxigênio afluente, no interior da CG e efluente na primeira etapa. (Titulação)

Oxigênio Dissolvido	Nº de dados	Concentração		
		Afluente	Efluente	CG
Média (mg L <sup>-1</sup> )		1,58	0,77	0,56
DV	24	±1,29	±0,94	±1,17
CV		81,7	122,3	209,1

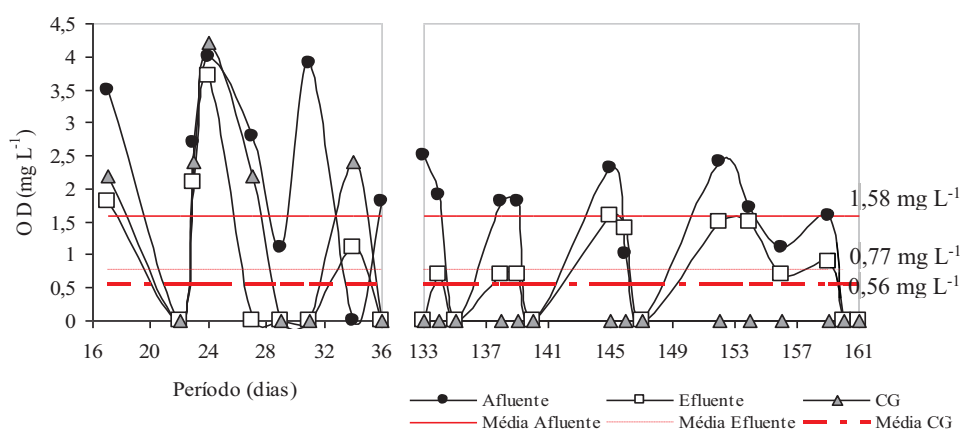




Figura 15 Variação do OD afluente, efluente e no interior da CG durante a primeira etapa (27/04 a 16/05/2012, 19 dias e 03 a 31/10/2012, 29 dias)

O aumento da concentração de oxigênio dentro da caixa pode ter sido provocado pela turbulência na sua alimentação. No entanto, em alguns dias, foi registrada concentração zero, quando os micro-organismos utilizaram todo o oxigênio que havia adentrado na caixa para degradar a matéria orgânica.

Na segunda etapa, a concentração média de OD apresentou um maior decréscimo (Tabela 19). Cabe citar que houve também períodos com concentração de oxigênio igual a zero (Figura 16).

Tabela 19 Valores médios, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) do OD afluente, efluente e no interior da CG, na segunda etapa

Oxigênio Dissolvido	Nº de dados	Concentração		
		Afluente	Efluente	CG
Média ( $\text{mg L}^{-1}$ )		2,85	0,24	0,26
DV	34	$\pm 1,49$	$\pm 0,66$	$\pm 0,82$
CV		52,2	272,1	314,0

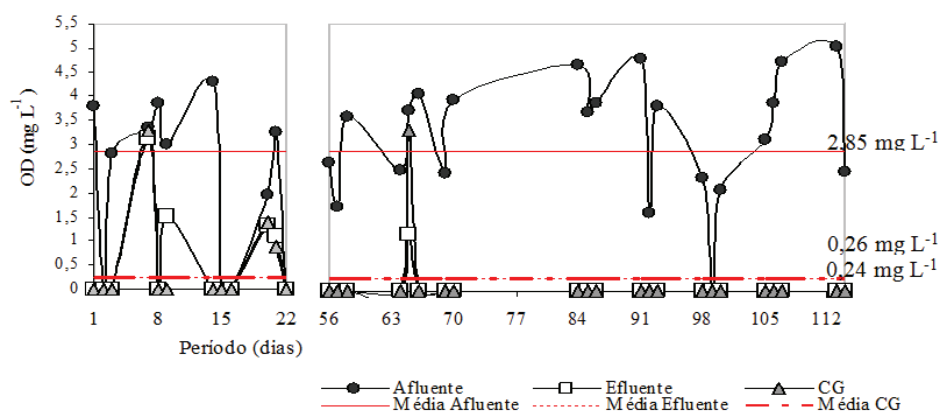


Figura 16 Variação do OD afluente, efluente e no interior da CG na segunda etapa (28/11 a 19/12/2012, 22 dias e 22/01 a 21/03/2013, 59 dias)

Pela análise da Tabela 20, nota-se, pelos valores do potencial de oxirredução (potencial redox), a manutenção de um ambiente aeróbio e/ou anóxico, com valores médios de +106,0 (afluente), +82,1 (dentro da CG) e +91,5 mV (efluente) e de acordo com Sperling (1996) o processo só deve ser considerado anóxico quando a faixa está entre -100 e +100 mV.

Tabela 20 Valores médios, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) do potencial de oxirredução (mV) afluente, efluente e no interior da CG na segunda etapa

Oxirredução	Nº de dados	Concentração		
		Afluente	Efluente	CG
Média (mV)		106,0	91,5	91,5
DV	14	32,3	37,8	37,8
CV		30,5	41,3	41,3

A aeração promovida na CG com taxa de aplicação de ar de 4,2 m<sup>3</sup> ar m<sup>-3</sup> afluente (JORDÃO; PESSOA, 2005) permitiu maior quebra das moléculas de gordura e observou-se no decorrer do experimento pouca espuma flotada, no entanto, houve oxidação da gordura, haja vista a menor concentração de O&G no efluente (Tabela 21). Ali é explicado que a oxidação minimizou efetivamente os valores de O&G da camada de espuma sobrenadante e, além disso, causou digestão aeróbia do lodo, reduzindo o volume do mesmo.

O processo aeróbio aplicado à CG mostrou-se capaz de minimizar, caso haja necessidade, os depósitos de gorduras nas redes, interceptores, elevatórias e especialmente nas unidades de tratamento anaeróbio e aeróbio subsequentes da ETE/UFLA. Assim, a diminuição do teor de gordura reflete na redução das graves consequências causadas por esses compostos à biomassa, independente do processo biológico em questão.

A Figura 17 demonstra que o processo foi totalmente aeróbio, o que pode ser visto pela coloração avermelhada dos sólidos em suspensão dentro da CG, semelhante aos lodos ativados convencionais ou de aeração prolongada em bateladas.

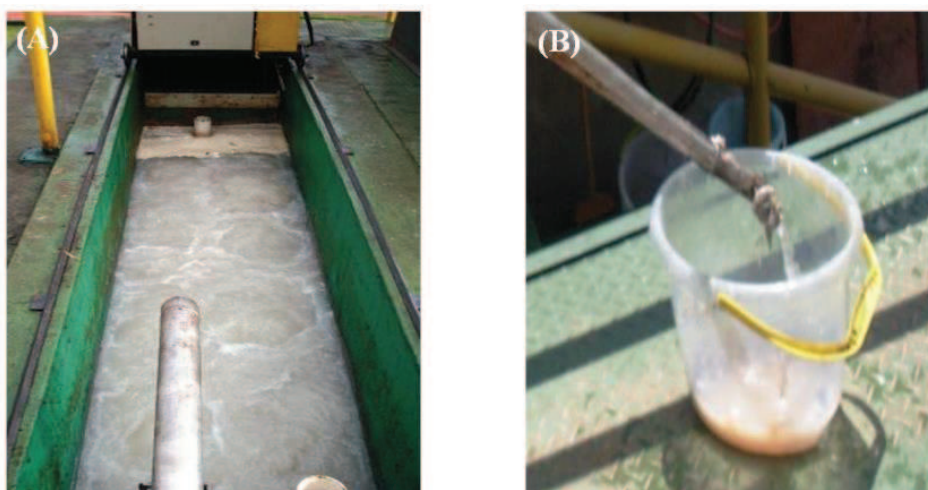


Figura 17 Água residuária (A) e lodo (B) na segunda etapa

O período de aeração adotado na pesquisa teve duração de 6h30min, relativo ao período da manhã até o almoço, mas no período subsequente (17h30min), a CG trabalhou sem indução de oxigênio, podendo ter sido estabelecido em seu interior, um ciclo anóxico-anaeróbio. A difusão de ar promoveu a recirculação da água residuária, o que foi constatado nos ensaios hidrodinâmicos, dando meios aos micro-organismos de permanecer um tempo maior na CG.

#### **4.1.9 Determinação da concentração de ST, STF e STV presentes no lodo**

A concentração de STV no lodo da CG, na primeira etapa, processo de flotação gravitacional, foi elevada, com valor médio de  $77.665 \text{ mg L}^{-1}$ . O lodo

decantado era visualmente denso, escuro e com elevada concentração de sólidos, completamente diferente da segunda etapa que utilizou flotação forçada.

Nota-se na Figura 18, durante a primeira etapa um aumento inicial dos STV que se estabilizou até 36º dia. Entretanto, entre o 133º ao 161º dia, notou-se uma grande instabilidade, em que as concentrações de STV atingiram valores máximos. O teor médio de STV, em relação aos ST, sugeri elevada quantidade de matéria orgânica com conseqüente retenção da biomassa (Figuras 19 e 20).

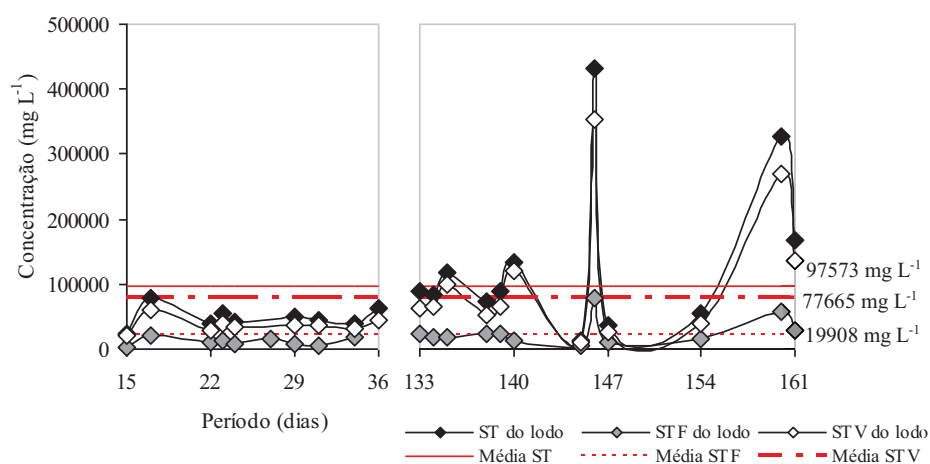


Figura 18 Variação na concentração do lodo em termos ST, STF e STV durante a primeira etapa (25/04 a 16/05/2012, 19 dias e 03 a 31/10/2012, 29 dias)

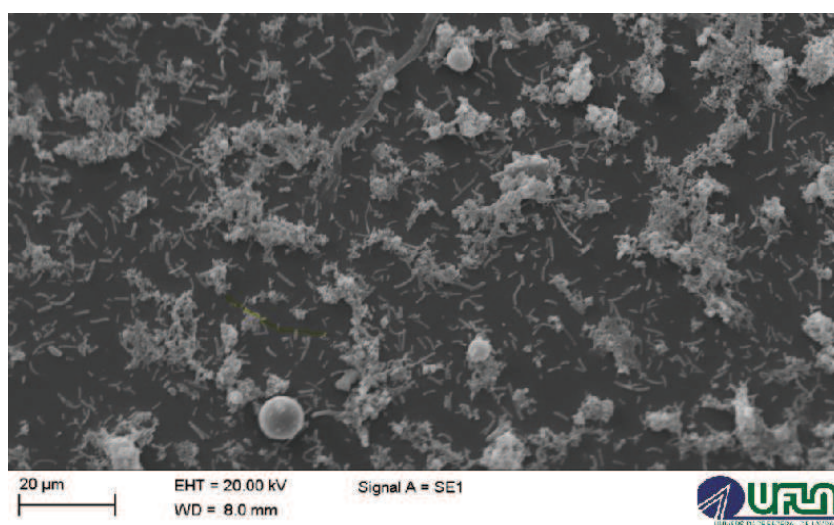


Figura 19 Observações do lodo anaeróbio por microscopia eletrônica de varredura (Primeira etapa - 16/05/2012)

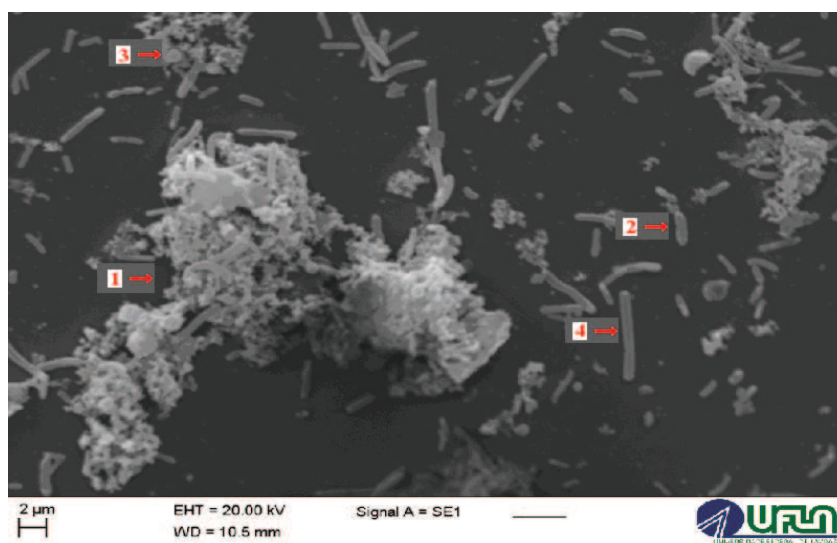


Figura 20 Visualização das bactérias: 1- presença de bactérias na superfície dos grânulos; 2-bacilos; 3-cocos; e, 4-filamentosas (Primeira etapa - 16/05/2012)

As concentrações de STV do lodo foram mais estáveis até a altura de aproximadamente 65 cm (Figura 21). Houve um acentuado aumento no extrato superior (entre 70 e 90 cm de altura), no final do monitoramento, com elevada carga orgânica afluyente, que naturalmente incrementou a disponibilidade de substrato para os micro-organismos. A turbulência nos extratos inferiores causada pelas elevadas vazões, em certos períodos, também pode ter facilitado o arraste e o transporte de partículas para a parte superior. O lodo, também, pode ter sofrido influência das linhas de fluxo, como constatado no estudo hidrodinâmico.

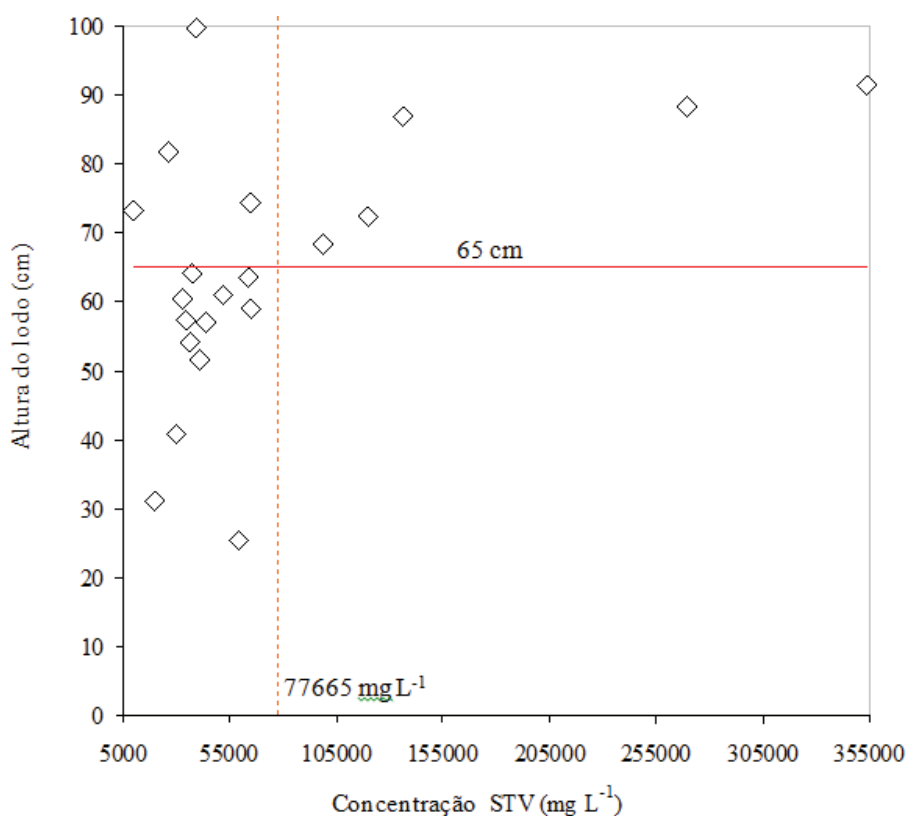


Figura 21 Perfil do lodo na primeira etapa, dos 15 aos 36 dias e dos 133 aos 161 dias em que corresponde à concentração média de 77.665 mg L<sup>-1</sup> de STV e altura média de 65 cm de lodo

A Figura 22 demonstra um volume de lodo crescente, sem muita variação. A quantidade de lodo atingiu mais que 50% do volume útil da CG ( $5,24 \text{ m}^3$ ), minimizando ao extremo o TRH, levando a referida unidade a sofrer varredura de sólidos. A afirmação anterior pode ser confirmada pelo decaimento observado e pela média de sólidos sedimentáveis efluente ( $8,31 \text{ mL L}^{-1}$ ), maior que a média afluyente ( $7,59 \text{ mL L}^{-1}$ ).

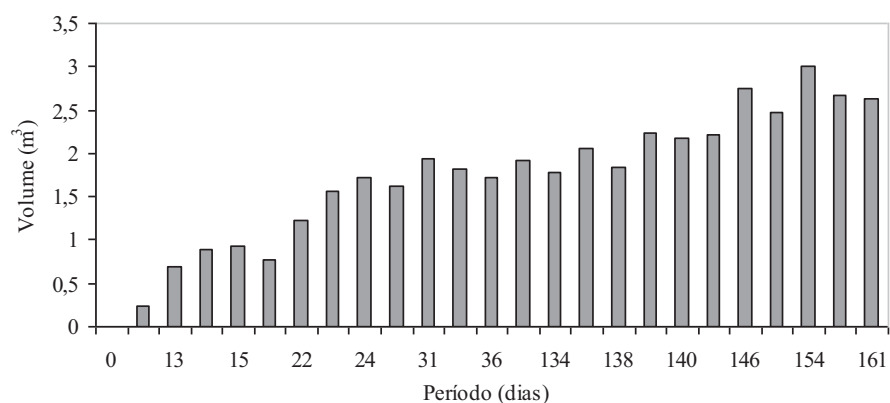


Figura 22 Volume médio de lodo (Primeira etapa) de 0 aos 36 dias e dos 133 aos 161 dias

Na segunda etapa a concentração média de SVT foi de  $3256 \text{ mg L}^{-1}$ , similar aos sistemas que utilizam lodos ativados, mostrou um lodo bem menos concentrado (Figura 23).

As concentrações dos STV são bem superiores aos STF (Figura 24), e mostram uma elevação do teor de sólidos voláteis totais, da metade do período ao final do experimento, quando a quantidade de sólidos atingiu valores máximos. O perfil de sólidos a menor altura de 20 cm mostra que houve oxidação do lodo e arraste (Figuras 25 e 26).

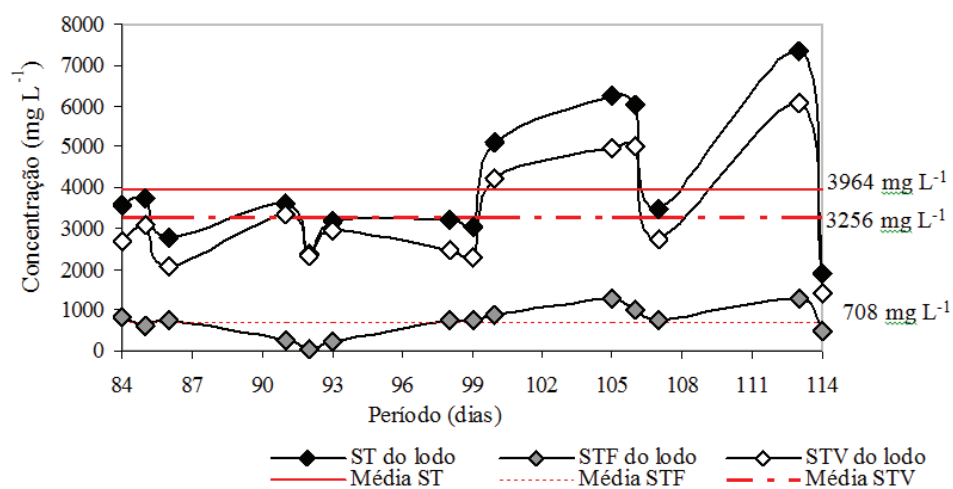


Figura 23 Concentração do lodo em termos ST, STF e STV na segunda etapa

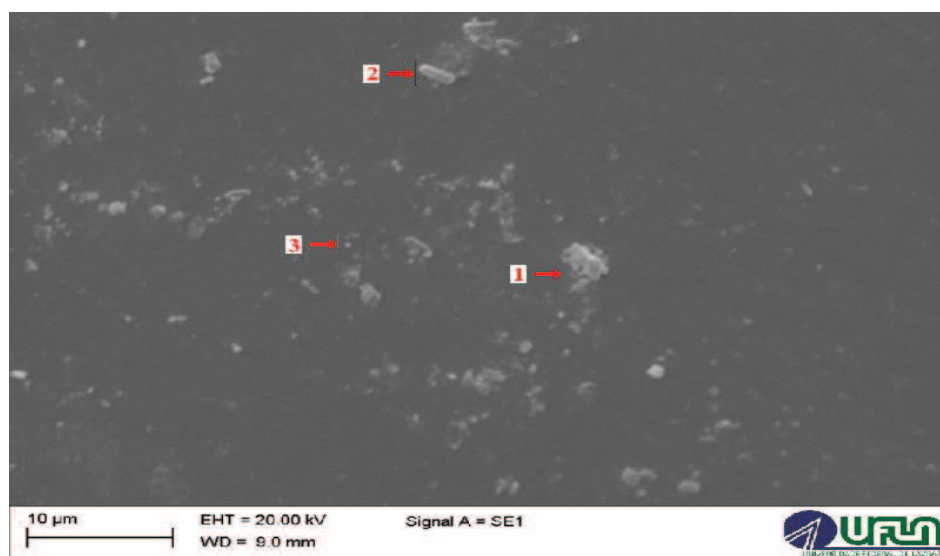


Figura 24 Observações do lodo aeróbio por microscopia eletrônica de varredura e visualização das bactérias: 1-presença de bactérias na superfície do grânulo, 2-bacilos e 3-cocos (Segunda etapa - 05/02/2013)



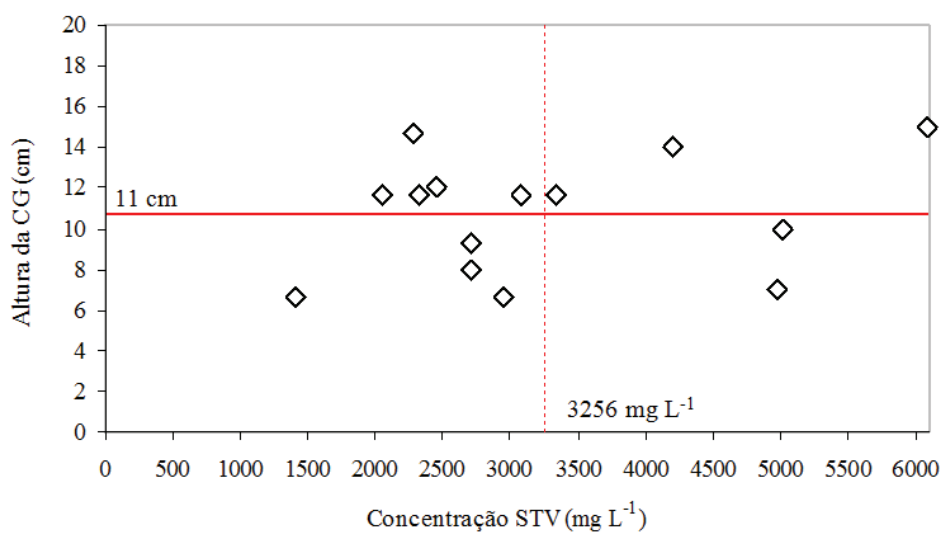


Figura 25 Perfil do lodo na segunda etapa (flotação forçada), dos 84 aos 114 dias, em que corresponde à concentração média de 3.256 mg L<sup>-1</sup> de STV e altura média de 11 cm de lodo

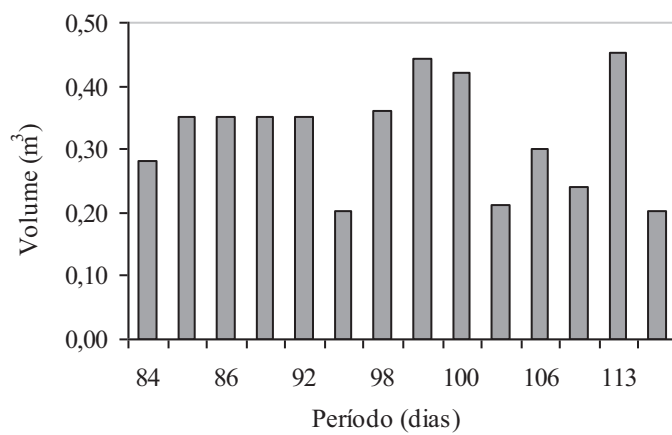


Figura 26 Volume médio de lodo na CG na segunda etapa

## **4.2 Avaliação do desempenho da caixa de gordura (CG)**

Os resultados serão apresentados levando-se em conta as duas etapas operacionais testadas na CG: flotação gravitacional (Primeira etapa) e flotação auxiliada por meio de difusores de ar (Segunda etapa). Os parâmetros avaliados, dispostos nos subitens abaixo, foram respectivamente: O&G, sólidos (ST, STF, STV, SS e SD), DBO e DQO (totais e filtradas), nitrogênio total, fósforo total e detergente.

### **4.2.1 Eficiência na remoção de O&G**

Os resultados de O&G representados na Tabela 21 demonstram que não houve diferença significativa ( $p>0,05$ ) entre tratamentos, ocorrendo apenas efeito da temperatura média no interior da CG ( $p<0,01$ ). O cardápio também não influenciou na eficiência dos processos. O CV ficou acima de 20%, podendo ser atribuído ao seu alto valor a variabilidade dos dados, justificada pela maior ou menor decomposição da gordura advinda dos diferentes cardápios diários.

Tabela 21 Análise de variância para a eficiência de remoção de O&G com respectivas fontes de variação (FV), quadrados médios (QM), coeficiente de variação (CV) e eficiência média nos tratamentos da primeira e segunda etapas em função das variáveis aleatórias

FV	QM O&G
Tratamento	4,028
Erro	8,3753
Cardápio	9,2663
Erro	6,1195
Tempmedcx	92,5256**
Trat*Card	6,3068
Erro	12,5678
CV %	55,4
Eficiência Média % (1ª etapa)	57
Eficiência Média % (2ª etapa)	52

\*\* Significativo a 0,01

Com relação à temperatura foi observado que, quanto mais baixa melhores as condições de flotação, assim como temperaturas elevadas levam à formação de emulsão (MENDES et al., 2005; SCHULZ, 2005; ZAWADZKI, 2011), conseqüentemente dificultando a remoção dos O&G.

Na primeira etapa, ao contrário do tratamento sob flotação auxiliada por ar, observou-se grande quantidade de O&G e SS na superfície da CG. A temperatura média de 28°C no interior da caixa durante os primeiros 36 dias auxiliou a flotação. Já dos 133 aos 161 dias, a temperatura média foi de 33°C, e contribuiu para a emulsificação da gordura e para o processo de digestão anaeróbia, uma vez que temperatura na faixa mesofílica, entre 30 a 35°C é considerada apropriada para as bactérias anaeróbias estabilizadoras da matéria orgânica.

Durante a segunda etapa a remoção física dos O&G foi bem menor, mas, de maneira satisfatória, ocorreu a remoção biológica, mesmo com temperatura

média elevada (30°C), o que pode ser comprovado pela remoção de DBO na Tabela 27. No processo aeróbio de digestão da matéria orgânica ocorre concorrentemente, reações bioquímicas, tais como a bioissorção, oxidação bioquímica, assimilação e auto-oxidação celular (METCALF & EDDY, INC, 2003). A gradativa e lenta oxidação das gorduras pode ser considerada um aspecto positivo, pois diminui a taxa de biodegradação natural e torna-se mecanismo de defesa e de estoque energético conferido aos micro-organismos presentes (VEIGA, 2003). Os resultados das concentrações e cargas médias de O&G relativos às duas etapas operacionais podem ser visualizados na Tabela 22.

Tabela 22 Valores médios da concentração e carga, afluente (Aflu.) e efluente (Eflu.), eficiência (Efic.) da CG e carga mássica volumétrica (CMV) de O&G na primeira e segunda etapas

Etapa	Nº de dados	Concentração (mg L <sup>-1</sup> )		Carga (kg h <sup>-1</sup> )		Efic. (%)	CMV (kg m <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup> )	CMV* (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )
		Aflu.	Eflu.	Aflu.	Eflu.			
1 <sup>a</sup>	27	539	139	1,78	0,43	57	0,34	2,21
2 <sup>a</sup>	32	400	143	1,15	0,40	52	0,22	1,43

\* 1 dia corresponde à 6h30min.

Durante a primeira etapa a carga retida por período de tempo equivalente às 6h30min por dia foi de 1,35 kg h<sup>-1</sup>, equivalente a 237 kg de O&G durante esse período experimental.

Em função da elevada variação da vazão, houve uma flutuação grande da carga aplicada, com mínimo de 0,15 e o máximo de 9,89 kg h<sup>-1</sup>. Observou-se também uma redução na concentração média de O&G efluente, com concentração máxima de 623 mg L<sup>-1</sup>, podendo ser atribuída à varredura dos O&G, acumulados na parte superior, tanto pela variação brusca da vazão afluente, como pela formação de biogás, devido ao processo anaeróbio que ocorria na sua parte inferior da unidade. Foi observado acúmulo de lodo decantado com formação de

biogás, que de maneira intermitente era desprendido (MENDES et al., 2005; PEREIRA et al., 2011; ROSA, 2008; SOUZA, 2006; VALENTE, 2010).

Cabe citar que em processos anaeróbios os O&G podem agir na formação de caminhos preferenciais no leito de lodo (ROSA, 2008; VIDAL et al., 2000), o que pode ter ocorrido na CG levando aos curtos-circuitos. Os diferentes graus de insaturação desses compostos provocam uma degradação biológica com velocidades diferentes (ROSA, 2008), e a sua grande quantidade acumulada, necessariamente, pode provocar flotação da biomassa e até mesmo falência do processo, dependendo da carga de O&G aplicada (JEGANATHAN; NAKHLA; BASSI, 2006).

A segunda etapa ocorreu durante 32 dias, pelo mesmo período diário de avaliação (6h30min). Foi retido 0,75 kg h<sup>-1</sup> e produzida, teoricamente, em torno de 156 kg de gordura durante os 32 dias de funcionamento. Entretanto, a quebra dos O&G devido à turbulência do ar difuso e à oxidação foram bastante efetivas. Tanto que mesmo sendo insatisfatória sua remoção física (flotação) não prejudicou a eficiência da CG, haja vista que não houve diferença significativa entre as eficiências e as duas etapas (flotação gravitacional e flotação forçada). Houve uma flutuação da carga aplicada, com mínimo de 0,13 e o máximo de 6,48 kg h<sup>-1</sup>. Também houve redução na concentração média efluente, porém a concentração máxima chegou a 953 mg L<sup>-1</sup>, podendo ser atribuída ao carreamento dos O&G com o efluente, tanto pela variação brusca da vazão afluente, quanto pela turbulência do ar difuso.

Mesmo com percentagem de remoção de O&G satisfatória em ambos os processos, de aproximadamente 52% e 57%, o efluente deverá, para atender à legislação, caso o objetivo fosse o lançamento, passar posteriormente por outra etapa de tratamento.

Pereira et al. (2011), objetivando estudar o efeito de processos preliminares primários e secundários na remoção de óleos e graxas do sistema de

tratamento de águas residuárias provenientes da suinocultura, obtiveram 49% de eficiência total.

Cabe observar que as concentrações máximas de O&G no efluente do RU de 3152 e 2099 mg L<sup>-1</sup>, tanto na primeira etapa, como na segunda etapa, respectivamente, podem constituir risco para a ETE da UFLA, caso não tivesse sido instalada a CG. Diversos pesquisadores relatam da perda de eficiência dos processos anaeróbios e aeróbios devido às elevadas concentrações de O&G (CAMMAROTA; FREIRE, 2006; CHIABAI; REBOUÇAS; GONÇALVES, 2005; JEGANATHAN; NAKHLA; BASSI, 2006; MENDES et al., 2005; MIRANDA; HENRIQUES; MONTEGGIA, 2005; ORSSATO; HERMES; VILAS BOAS, 2010; RIGO et al., 2008; ROSA et al., 2009; SEMIONATO, 2006; VALENTE, 2010; 2012; VIDAL et al., 2000; YANG; CHEN; CHEN, 2012).

Meneses et al. (2001) expuseram que os resíduos provenientes de caixa de gordura de um refeitório industrial, que eram encaminhados ao tanque séptico-sumidouro pesquisado, possuíam teores de O&G elevados, com média de 531 mg L<sup>-1</sup>.

Leal, Freire e Cammarota (2006) utilizando biorreatores UASB no tratamento biológico de um efluente de laticínios (sintético) quando alimentado com efluente bruto (não tratado) com concentração de 1000 mg L<sup>-1</sup>, constataram frequentes problemas operacionais, como entupimento e perda de biomassa.

Zawadzki (2011) trabalhando com biorreator de leito fixo no tratamento de afluente de frigorífico com 603 mg L<sup>-1</sup> de O&G no teste controle, constatou que não houve aumento na biodegradabilidade dos resíduos devido aos altos teores de O&G.

Entretanto, mesmo com resultados indicando que a eficiência de remoção de poluentes foi a mesma para as duas etapas, na segunda etapa o processo de aeração da CG não se mostrou tão promissor, uma vez que o processo de degradação da gordura sobrenadante e do lodo consumiram bastante oxigênio no

processo de oxidação. Assim, a CG na primeira etapa, além de menor custo de implantação, promove economia de energia e ainda, acumula na superfície maior quantidade de espuma, na ordem de 237 kg por apenas um período de 6h30min por dia e 27 dias de experimento, que pode ser utilizada na produção de biodiesel.

Os O&G são, sobretudo, resíduos considerados de grande interesse desta pesquisa, pois a eficiência na sua remoção, além de minimizar inúmeros problemas envolvendo o meio ambiente, como já citado anteriormente, é condicionante para um processo biológico mais efetivo nas ETE(s), além de se ter o benefício de utilizá-lo como matéria-prima para produção de biodiesel.

Deve ser levado em conta que a utilização dos O&G na geração do biodiesel demonstra um balanço energético mais favorável do que a mesma quantidade dessas substâncias na produção de biogás quando em digestão anaeróbia (CHAKRABARTI et al., 2008; SINGH; COBB; PETERSON, 2007).

#### **4.2.2 Eficiência na remoção de sólidos**

Os resultados (Tabela 23) indicaram que, exceto em relação aos STF e SD, não houve diferença significativa ( $p > 0,05$ ) para as fontes avaliadas. E a Tabela 24 demonstra uma comparação dos resultados das concentrações e cargas médias de sólidos no decorrer do experimento.

Tabela 23 Análise de variância para a eficiência de remoção de sólidos com respectivas fontes de variação (FV), quadrados médios (QM),

coeficiente de variação (CV) e eficiência média nos tratamentos da primeira e segunda etapas em função das variáveis aleatórias

FV	QM				
	ST	STV	STF	SS	SD
Tratamento	869,885	13,2024	21,3607*	790,6544	73,1538*
Erro	455,4062	8,5059	4,6465	153,8078	9,7264
Cardápio	1490,8174	13,5412	1,6218	217,5214	9,5141
Erro	277,3419	9,8886	1,8038	241,9531	8,4016
Tempmincx			48,0323*		
Tempmedcx			21,1212		
Trat*Card	277,3419	9,8886	2,0821	130,2322	8,4016
Erro	737,2346	6,3252	8,9737	694,1053	11,9516
CV %	46,1	33,1	80,7	39,1	57,7
Eficiência Média % (1ª etapa)	56	63	19	73	41
Eficiência Média % (2ª etapa)	61	65	25	63	54

\* Significativo a 0,05.

Tabela 24 Valores médios da concentração e carga, afluente (Aflu.) e efluente (Eflu.), eficiência (Efic.) da CG e carga mássica volumétrica (CMV) de sólidos, na primeira e segunda etapas

Parâmetro	Etapa	Nº de dados	Concentração (mg L <sup>-1</sup> )		Carga (kg h <sup>-1</sup> )		Efic. (%)	CMV (kg m <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup> )	CMV* (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )
			Aflu.	Eflu.	Aflu.	Eflu.			
ST	1ª	23	7393	4019	24,3	12,8	56	4,64	30,18
	2ª	30	5232	1489	15,0	4,4	61	2,87	18,64
STF	1ª	23	912	813	3,0	2,6	63	0,58	3,76
	2ª	30	475	328	1,3	0,9	65	0,25	1,65
STV	1ª	23	6481	3206	21,3	10,2	19	4,06	26,42
	2ª	30	4758	1161	13,7	3,5	25	2,62	17,00
SS	1ª	21	4389	907	14,5	2,7	73	2,76	17,94
	2ª	30	2550	569	7,4	1,7	63	1,40	9,13
SD	1ª	21	3505	3391	11,4	6,7	41	2,28	14,79
	2ª	30	2682	919	7,8	2,7	54	1,43	9,30

\* 1 dia corresponde à 6h30min.

Em relação aos STF, além da diferença significativa ( $p < 0,05$ ) entre os tratamentos, houve efeito da temperatura mínima no interior da CG, sendo que a melhor eficiência média foi na segunda etapa. A condição da temperatura, somada



à difusão de ar, justifica o resultado. As menores temperaturas aumentam a viscosidade da água residuária e conseqüentemente, a resistência oferecida à velocidade de sedimentação, melhorando as condições de flotação dos sólidos. O ar aumenta a força de empuxo que atua nas partículas sólidas, sendo essas mais facilmente emergidas para a superfície da unidade de tratamento (JORDÃO; PESSOA, 2005; PIOLTINE; REALI, 2011).

Contudo, a eficiência de remoção dos STF, neste trabalho, pode ser considerada baixa, em virtude de sua característica inerte, não sofrerem degradação biológica e, na segunda etapa não foi observada efetiva flotação nem sedimentação. Os STF podem ter sido carregados para fora da unidade, como por exemplo, pela velocidade ascensional, provocando o aumento na força hidráulica cisalhante, a qual contraria o mecanismo de remoção de sólidos (HWU; VAN LIER; LETTINGA, 1998).

Na primeira etapa, ainda com relação aos STF, uma provável causa do seu arraste para fora da CG pode ter sido o grande acúmulo de espuma superficial e de lodo decantado. Kunz, Steinmetz e Bortoli (2010), em estudo de processo de separação sólido-líquido com posterior separação gravimétrica em flotodecantador, atribuíram o elevado arraste de sólidos a baixa frequência de descarte de lodo.

Quanto aos STV, os valores encontrados no desempenho da CG foram mais representativos, produzindo uma pequena carga de DBO a ser posteriormente conduzida a ETE/UFLA. Os STV além de terem sido degradados biologicamente, sofreram simultânea flotação e/ou sedimentação, mostrando decaimento por meio físico. As Figuras 27 a 30 demonstram, respectivamente, as variações das concentrações de ST, STV e STF, afluente e efluente, indicando uma maior fração orgânica (STV).

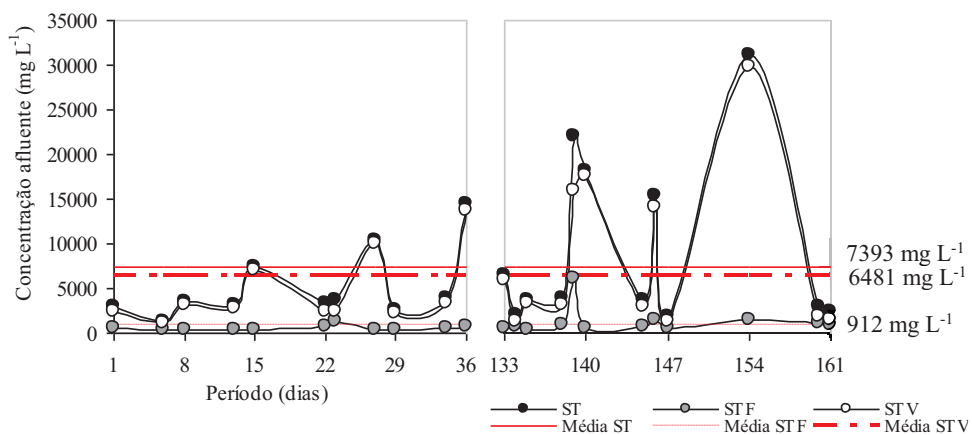


Figura 27 Concentrações afluentes de ST, STF, STV (Primeira etapa)

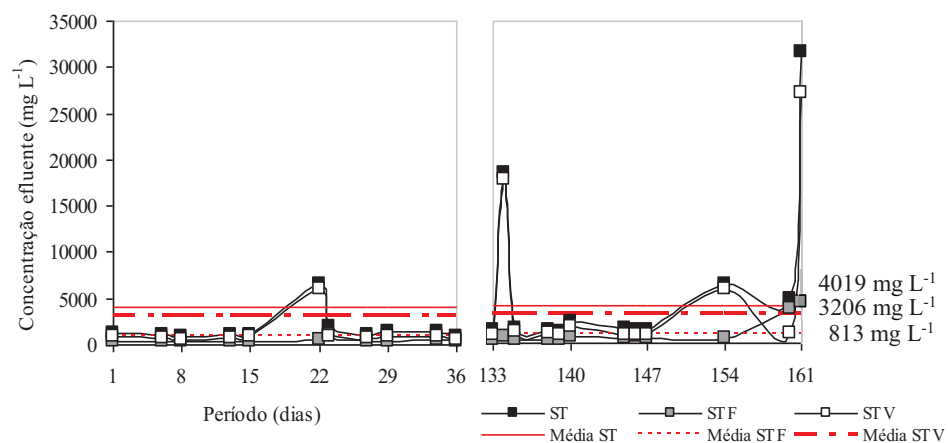


Figura 28 Concentrações efluentes de ST, STF, STV (Primeira etapa)

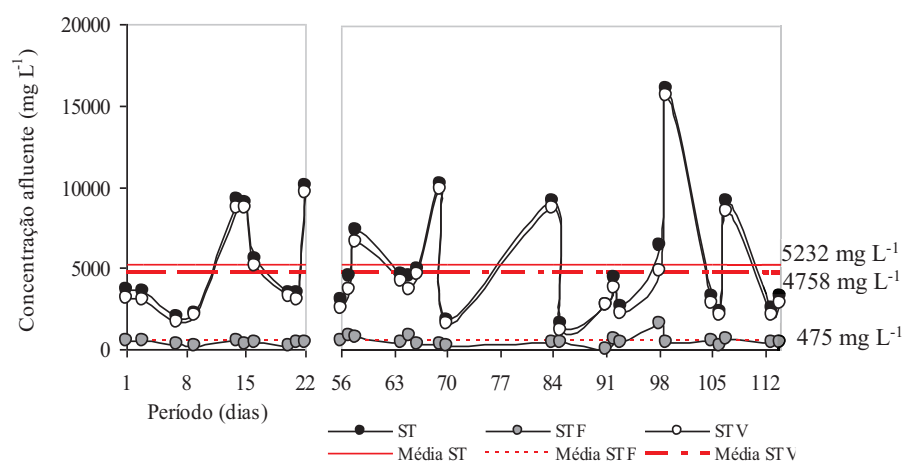


Figura 29 Concentrações afluentes de ST, STF, STV (Segunda etapa)

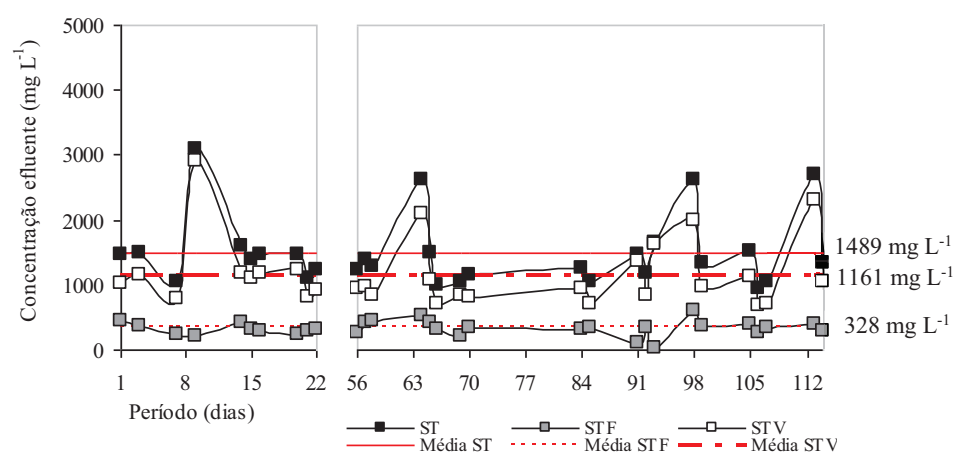


Figura 30 Concentrações efluentes de ST, STF, STV (Segunda etapa)

Em relação aos SS considera-se que as águas residuárias provenientes de cozinhas e restaurantes se caracterizam por elevada carga associada à intensa agregação de gorduras (MATSUI et al., 2005; YANG; CHEN; CHEN, 2012). O

incremento de sólidos na CG pode ser entendido como dissociação desses sólidos, que são removidos por flotação (VILAR, 2009), principalmente no tratamento na primeira etapa, tanto pelos meios físicos (flotação e decantação) e bioquímicos (biodegradação). Na segunda etapa, não se observou efetiva flotação e decantação, e também não houve diferença significativa entre tratamentos e cardápio na eficiência de remoção desse parâmetro. Entende-se que nesse processo a quebra ocorreu devido ao grau de turbulência do ar difuso, e oxidação das partículas (LÉDO, 2008).

Os SS atingiram concentrações com valores na ordem de 303 a 18205 mg L<sup>-1</sup> afluente e, 147 a 3483 mg L<sup>-1</sup> efluente. Apesar disso a CG foi capaz de manter boa eficiência de remoção ao longo do período avaliado. Entretanto, o limite estabelecido no estado de Minas Gerais (COPAM/CERH-MG, 2008), para lançamento de efluentes nos corpos hídricos é de até 100 mg L<sup>-1</sup>.

Quanto aos SD, houve diferença significativa entre os dois processos, sendo que a segunda etapa mostrou melhor eficiência. O processo por flotação gravitacional não se mostra tão eficaz à medida que o tamanho das partículas de sólidos diminui. Como já mencionado no Referencial Teórico, as frações que permanecem na forma solubilizada são mais fáceis de serem removidas pela flotação por ar (BORGES, 2009; JORDÃO; PESSOA, 2005; MENDES et al., 2005; METCALF & EDDY, INC, 2003; SCHULZ, 2005; ZAWADZKI, 2011). Entretanto, a eficiência de remoção não foi tão expressiva, com concentrações elevadas e com característica de água residuária com alta salinidade, porém não foi comprovada pela condutividade elétrica das amostras. Para os padrões de lançamento, provenientes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários, o valor de SD deve ser menor que 500 mg L<sup>-1</sup> (BRASIL, 2005, 2011). Como o tratamento biológico (secundário) objetiva-se a redução dos SD e dos SS muito pequenos, a fração desses parâmetros no efluente da CG deverá ser removida na ETE/UFLA.

Por fim, nota-se que a relação STF/STV afluente foi baixa, comprovando a predominância de matéria orgânica na água residuária (Tabela 25). A razão efluente foi um pouco mais alta, mas ainda assim mostra predomínio dos compostos orgânicos. Isso pode ser confirmado pela relação STV/ST. Os STV corresponderam a uma proporção de 78% a 91% em relação aos ST.

Tabela 25 Comparação entre sólidos orgânicos e minerais na primeira e segunda etapas

<b>Relação</b>	<b>1ª etapa (afluente)</b>	<b>1ª etapa (efluente)</b>	<b>2ª etapa (afluente)</b>	<b>2ª etapa (efluente)</b>
STF/STV	0,14	0,25	0,10	0,28
STV/ST	0,88	0,80	0,91	0,78

#### 4.2.3 Eficiência na remoção de matéria orgânica

Os resultados de eficiência de remoção de matéria orgânica (Tabela 26) indicaram que exceto para DQO total, não houve diferença significativa ( $p > 0,05$ ) para DBO total e filtrada e DQO filtrada para as fontes avaliadas.

Tabela 26 Análise de variância para a eficiência de remoção de DBO e DQO, com respectivas fontes de variação (FV), quadrados médios (QM), coeficiente de variação (CV) e eficiência média nos tratamentos da primeira e segunda etapas em função das variáveis aleatórias

FV	QM			
	DBO	DBO filtrada	DQO	DQO filtrada
Tratamento	0,214	163,4495	99,1716*	11,8702
Erro	4,8226	302,497	11,0056	22,3193
Cardápio	7,4041	209,038	6,0686	13,3824
Erro	3,7409	242,0029	11,8421	27,3867
Tempmedaf		1270,1833		
Tempmaxcx	37,2892*			
Tempminef			36,1856*	
Trat*Card	3,9228	248,1332	11,8904	27,3867**
Erro	7,0681	399,6304	8,9389	7,1429
CV %	42,5	53,4	56,3	55,2
Eficiência Média % (1ª etapa)	50	35	49	27
Eficiência Média % (2ª etapa)	44	39	32	35

\* Significativo a 0,05; \*\* Significativo a 0,01.

Quanto à DBO total, apenas existiu um efeito significativo da temperatura máxima da caixa sobre essa variável. A temperatura em patamares mais altos pode ter contribuído para baixa flotação na segunda etapa, piorando a retenção de gorduras e SS, como também, baixa sedimentabilidade do lodo, supostamente varrido. E, no caso do lodo ativo, pode ter interferido na digestão prejudicando a eficiência de remoção de poluentes (CHIABAI; REBOUÇAS; GONÇALVES, 2005; DAMASCENO; CAMMAROTA; FREIRE, 2012; DORS, 2006; MIRANDA; HENRIQUES; MONTEGGIA, 2005; ROSA, 2008; SEMIONATO, 2006; SOUZA, 2006). Conjuntamente, essas anormalidades desencadearam menores eficiências da CG quanto a esse parâmetro.

No que tange às concentrações e cargas de DBO total e filtrada observadas nas duas etapas operacionais, mesmo que reduzidas no efluente (Tabela 27), estão acima do recomendado pelas normas vigentes de no máximo de 60 mg L<sup>-1</sup> para o

lançamento direto em corpos hídricos (COPAM/CERH-MG, 2008), o que deverá ser minimizado quando o efluente da CG passar pelo tratamento secundário da ETE/UFLA.

Tabela 27 Valores médios da concentração e carga, afluente (Aflu.) e efluente (Eflu.), eficiência (Efic.) da CG e carga mássica volumétrica (CMV) de DBO total e filtrada na primeira e segunda etapas

Parâmetro	Etapa	Nº de dados	Concentração (mg L <sup>-1</sup> )		Carga (kg h <sup>-1</sup> )		Efic. (%)	CMV (kg m <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup> )	CMV* (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )
			Aflu.	Eflu.	Aflu.	Eflu.			
DBO total	1 <sup>a</sup>	18	2113	859	7,17	2,85	50	1,37	8,9
DBO filtrada	1 <sup>a</sup>	16	855	525	2,91	1,74	44	0,56	3,61
DBO total	2 <sup>a</sup>	34	1945	1051	5,68	2,99	35	1,08	7,05
DBO filtrada	2 <sup>a</sup>	34	815	440	2,40	1,28	39	0,46	2,98

\*1 dia corresponde à 6h30min.

Em relação à DBO filtrada, caracterizada pelos SD, foi observado que o afluente possuía maior carga de matéria orgânica particulada, pois as relações  $DBO_{filtrada}/DBO_{total}$  nas duas etapas operacionais da CG foram em torno de 40 e 41%, respectivamente. Já para o efluente, encontrou-se aproximadamente 61% (Primeira etapa) e 42% (Segunda etapa). Como já esperado, na primeira etapa a CG apresentou maior retenção de matéria orgânica particulada (SS), mostrando que efluente nesse tratamento continha maior carga de matéria orgânica dissolvida. Isso é bastante vantajoso quando a etapa posterior do tratamento é biológica (ETE/UFLA), pois os micro-organismos a degradam mais facilmente. Algumas partículas grandes em suspensão dificultam a ação biológica e tornam o processo menos eficiente. A dinâmica de remoção pode ser visualizada pelas Figuras 31 e 32.

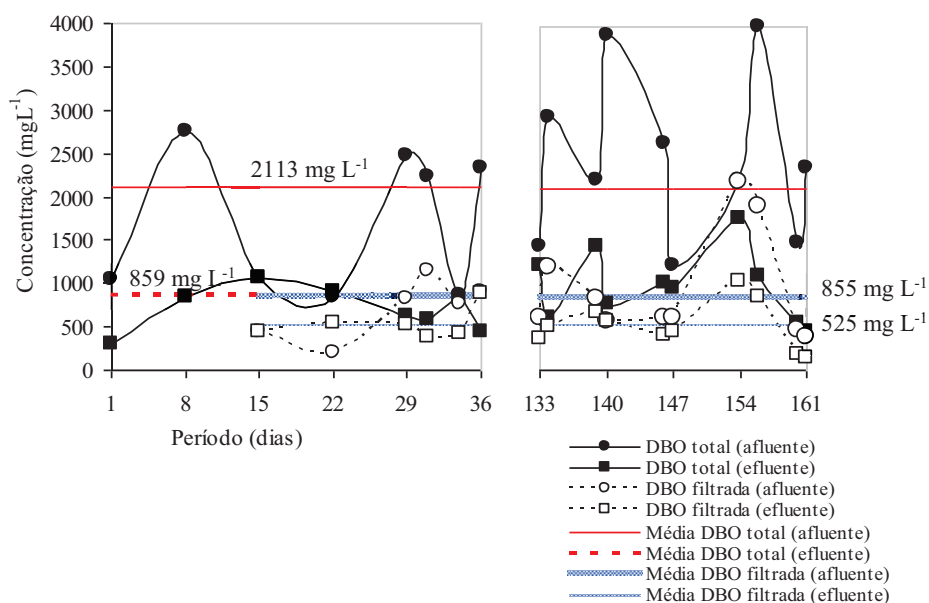


Figura 31 Concentrações afluente e efluente DBO total e filtrada (Primeira etapa)

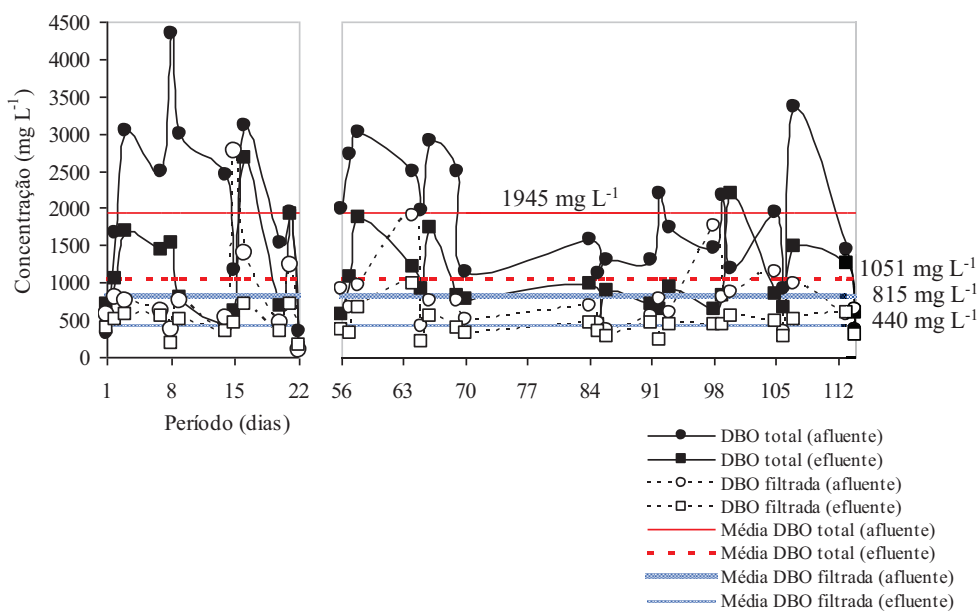




Figura 32 Concentrações afluente e efluente DBO total e filtrada (Segunda etapa)

Nota-se que houve picos na DBO total afluente, nos dois tratamentos, e no efluente, na segunda etapa, a concentração foi bem variável, provavelmente, devido ao efeito da intensa mistura dispersiva de grande intensidade demonstrada nos ensaios hidrodinâmicos. Na primeira etapa essa condição foi melhor equalizada, mostrando uma biomassa mais adaptada, haja vista as menores variações. Observa-se a máxima concentração após o retorno do experimento, dos 133 aos 161 dias. Acredita-se que a maior turbulência dos gases formados tenha influenciado no arraste da matéria orgânica. No caso da DBO filtrada, em ambos os tratamentos, a biomassa se mostrou eficiente na equalização desses picos.

Em relação à DQO total, houve diferença significativa ( $p < 0,05$ ) entre os tratamentos na eficiência de remoção desse parâmetro com efeito significativo da temperatura mínima do efluente, sendo que na primeira etapa apresentou melhores resultados. Entretanto, o cardápio não interferiu nos resultados. Nesse processo a retenção das porções inorgânicas pareceu mais eficaz já que para matéria orgânica (parâmetro DBO total) não se observou diferença significativa ( $p > 0,05$ ) entre os tratamentos.

A segunda etapa, sob as condições aeróbias, na remoção física de matéria inorgânica foi menos satisfatória. Os O&G podem ter afetado os dispositivos de aeração. Também em condições estacionárias essas partículas podem ter sido depositadas no fundo (abaixo dos difusores) e/ou em zonas mortas e varridas junto com o efluente, ao retorno das condições turbulentas (vazão e introdução de ar).

Pontes (2009) em etapa de estudo com reator anaeróbio-aeróbio tratando água residuária bruta de abatedouro de aves, operando com TRH de 6,7 horas, observou baixa eficiência de redução de DQO, com média de  $75 \pm 11\%$  durante todo o período operacional e a inserção da zona aeróbia representou apenas 5%

na eficiência média. Verificou que a formação de película contendo O&G, na parte superior da câmara de aeração limitou a transferência de oxigênio.

Para DQO filtrada a interação entre tratamentos e cardápios 3 e 4 foi significativa ( $p < 0,01$ ). A eficiência de remoção para o cardápio 3 foi melhor na primeira etapa com 51% para 24% na segunda etapa. Para o cardápio 4 ocorreu o inverso 2% na primeira etapa e 40% na segunda etapa.

O cardápio 3 continha alimentos cujo processamento envolvia menor teor de gordura. Elevados teores de O&G são considerados responsáveis pelas alterações da DQO, como também da DBO<sub>5</sub> (DORS, 2006; IGAM, 2009; JORDÃO; PESSOA, 2005; SEMIONATO, 2006). As bactérias anaeróbias, possivelmente em alta concentração, encontram condições mais vantajosas.

O cardápio 4 continha menor teor de gordura, porém maior teor de proteína. Na primeira etapa, em anaerobiose, a hidrólise, etapa limitante no processo, pode não ter sido eficiente, comprometendo o alimento das bactérias da fase posterior (CASSINI, 2008). As baixas taxas de degradação de proteínas e gorduras fazem com que se acumulem, prejudicando o desempenho dos sistemas biológicos, principalmente daqueles que operam sob anaerobiose (DEMIREL; YENIGUN; ONAY, 2005).

A Tabela 28 demonstra as concentrações e cargas médias de DQO total e filtrada observadas e as Figuras 33 e 34 e a dinâmica de remoção das mesmas.

Tabela 28 Valores médios da concentração e carga, afluente (Aflu.) e efluente (Eflu.), eficiência (Efic.) da CG e carga mássica volumétrica (CMV) de DQO total e filtrada na primeira e segunda etapas

Parâmetro	Etapa	Nº de dados	Concentração (mg L <sup>-1</sup> )		Carga (kg h <sup>-1</sup> )		Efic. (%)	CMV (kg m <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup> )	CMV* (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )
			Aflu.	Eflu.	Aflu.	Eflu.			
DQO total	1 <sup>a</sup>	21	5457	2345	18,60	8,19	49	3,55	23,09
DQO filtrada	1 <sup>a</sup>	18	1490	1090	5,34	3,83	32	1,02	6,63

DQO total	2 <sup>a</sup>	33	2930	1756	8,02	4,95	27	1,53	9,96
DQO filtrada	2 <sup>a</sup>	33	1205	804	3,44	2,36	35	0,66	4,28

---

\* 1 dia corresponde à 6h30min.

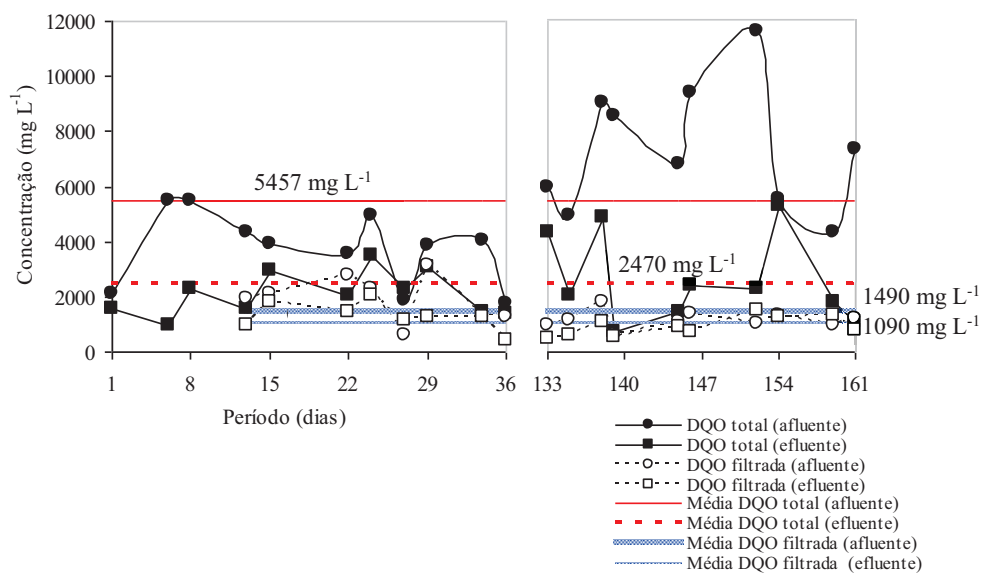


Figura 33 Concentrações afluente e efluente DQO totais e filtradas (Primeira etapa)

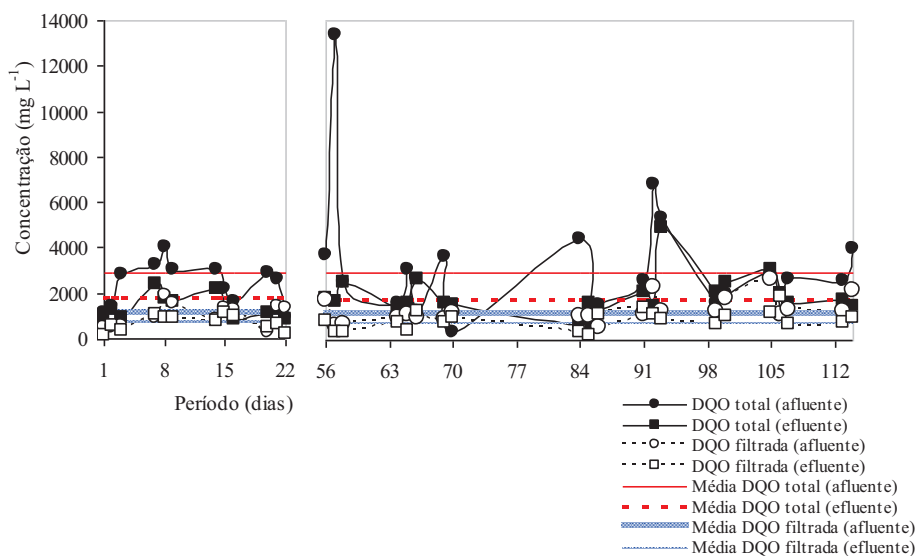


Figura 34 Concentrações afluente e efluente DQO totais e filtradas (Segunda etapa)

A DQO filtrada efluente correspondeu a 46% nos dois tratamentos em relação à DQO total. Verificou-se ainda a saída de material particulado e a diferença supõe-se ser de material inerte, detectado devido à oxidação química.

Pelas figuras apresentadas nota-se as variações nas concentrações de DQO total afluente nos dois tratamentos. Não ocorreu boa equalização dos picos, haja vista as concentrações efluentes. Na primeira etapa, para a DQO total observou-se uma concentração máxima no retorno do experimento. No período relativo à segunda etapa, as concentrações de DQO total variaram ao longo do experimento, atribuído ao efeito da mistura. Para DQO filtrada em ambos os tratamentos houve também menores variações, mostrando uma biomassa mais eficiente na equalização dos picos de material solúvel.

Na questão da biodegradabilidade, os resultados DBO/DQO total e filtrada, respectivamente, foram aproximadamente na primeira etapa, de 0,39 e 0,57 afluente e 0,37 e 0,48 efluente. Na segunda etapa foram, aproximadamente, 0,66 e 0,68 (afluente) e 0,59 e 0,55 (efluente). Sabe-se que os processos biológicos convencionais, aeróbios ou anaeróbios, requerem no mínimo o valor de 0,4 para a relação DBO/DQO, para que o consórcio de micro-organismo possa consumir a matéria orgânica sem prejudicar o desempenho do tratamento (DURLI, 2007). Os valores encontrados estão praticamente nesse limite.

#### **4.2.4 Eficiência na remoção de fósforo e nitrogênio**

Os resultados de eficiência de remoção representados na Tabela 29 indicaram que para P total e NTK não foram verificadas diferenças significativas ( $p > 0,05$ ) entre os tratamentos da primeira e segunda etapas e entre cardápios para as variáveis analisadas.

Tabela 29 Análise de variância para a eficiência de remoção de NTK e P total com respectivas fontes de variação (FV), quadrados médios (QM), coeficiente de variação (CV) e eficiência média nos tratamentos da primeira e segunda etapas em função das variáveis aleatórias

FV	QM	
	P total	NTK
Tratamento	3,0954	3,0386
Erro	4,5022	6,7219
Cardápio	2,0232	2,5521
Erro	3,1732	7,1562
Tmaxamb	50,6461*	
Trat*Card	2,7939	6,7219
Erro	12,8527	10,1388
CV %	90,6	78,0
Eficiência Média % (1ª etapa)	38	30
Eficiência Média % (2ª etapa)	25	24

\* Significativo a 0,05

#### 4.2.4.1 Fósforo total (P total)

As concentrações e cargas médias de P total, afluyente e efluente, foram muito elevadas durante os dois processos estudados (Tabela 30).

Tabela 30 Valores médios da concentração e carga, afluyente (Aflu.) e efluente (Eflu.), eficiência (Efic.) da CG e carga mássica volumétrica (CMV) de P total na primeira e segunda etapas

Etapa	Nº de dados	Concentração (mg L <sup>-1</sup> )		Carga (kg h <sup>-1</sup> )		Efic. (%)	CMV (kg m <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup> )	CMV* (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )
		Aflu.	Eflu.	Aflu.	Eflu.			
1ª	11	25	12	0,07	0,04	38	0,01	0,09
2ª	31	26	17	0,07	0,05	25	0,01	0,09

\* 1 dia corresponde à 6h30min.

Verificou-se o efeito da temperatura máxima ambiente para o P total, sendo que a temperatura máxima ambiente variou de 19,4 a 35,9 °C com média de 28,2 °C na primeira etapa, enquanto que na segunda etapa variou de 22,2 a 32,2 °C com média de 29,2 °C.

Na primeira etapa, associa-se a eficiência alcançada a menores temperaturas máximas em que, dos 3 aos 36 dias de experimento, o P total foi agrupado à espuma e ao mesmo tempo foi incorporado por precipitação ao lodo (RAMIREZ et al., 2003). O P total assimilado pode ter sido liberado principalmente na forma de ortofosfato por meio da hidrólise de compostos orgânicos excretados pelos micro-organismos, autólise (autodigestão) e mineralização da matéria orgânica (NAVAL; COUTO, 2005). Dos 133 aos 159 dias, praticamente não se obteve remoção de P total (Figura 35) o que pode ser justificado pelas maiores temperaturas atingidas nesse período. A ineficiência pode ser justificada pelo arraste de P total acumulado nas zonas mortas e do lodo, como também adsorvido na espuma, esta provavelmente mais emulsionada.

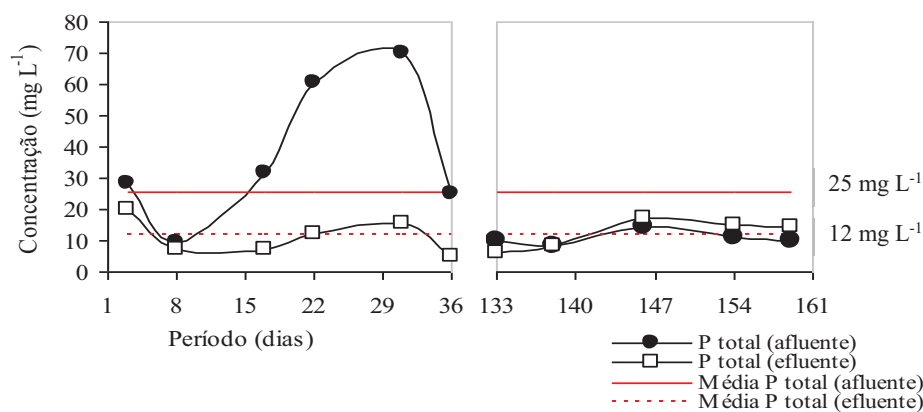


Figura 35 Concentrações afluente e efluente de P total (Primeira etapa)

Na segunda etapa, a remoção de P total pode ser conferida também a processos físicos, tal como a sedimentação do lodo. Porém, houve grande variabilidade nas concentrações afluente e efluente (Figura 36) em que as elevadas concentrações podem ser provenientes da decomposição da matéria orgânica e dos materiais empregados na limpeza e sanitização, tais como os detergentes utilizados na cozinha do RU/UFLA.

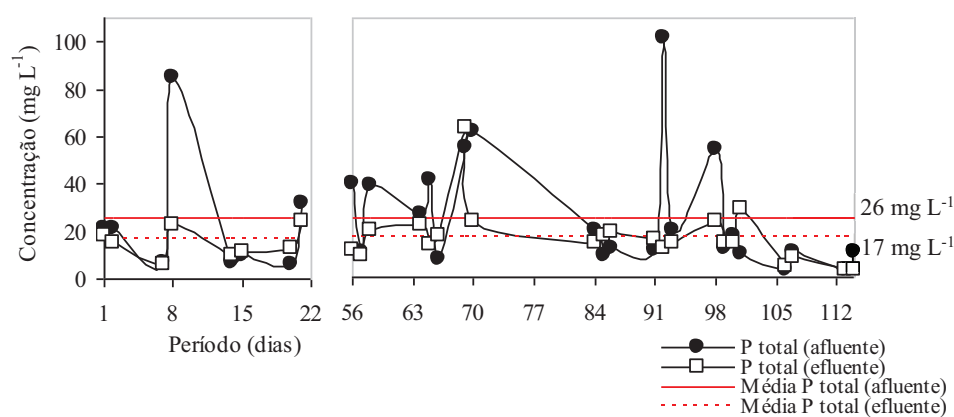


Figura 36 Concentrações afluente e efluente de P total (Segunda etapa)

O fósforo, macronutriente essencial ao crescimento dos micro-organismos e responsável pela estabilização da matéria orgânica, pode, portanto ser utilizado por esses agentes, nos sistemas de tratamento, para metabolismo, reprodução e redução de cargas poluidoras (SPERLING, 2005). Porém, a quantidade de P total excedente no efluente, mesmo não apresentando problemas de ordem sanitária pode favorecer o processo de eutrofização e conseqüentemente crescimento exagerado de algas e outros organismos, se lançado em corpos hídricos.



#### 4.2.4.2 Nitrogênio total Kjeldahl (NTK)

O nitrogênio total Kjeldahl (NTK) compreende o nitrogênio orgânico (na forma de proteínas, aminoácidos e ureia) e o amônio (nitrogênio orgânico hidrolisado) que são as principais formas presentes em efluentes domésticos.

Na primeira etapa, a remoção de NTK pode ter sido efetuada em pequenas proporções, por meio do consumo para síntese celular (CHERNICHARO, 2007), pelo agrupamento da espuma e incorporação ao lodo, baixando a concentração efluente. A oxidação anaeróbia do amônio em nitrogênio gasoso também pode ter ocorrido (MENDONÇA et al., 2012). Na segunda etapa a baixa disponibilidade de OD pode ter exercido efeito inibitório às bactérias oxidadoras de amônio e de nitrito.

Na Tabela 31 estão registradas as concentrações e cargas médias de NTK total e nas Figuras 37 e 38, a dinâmica de sua remoção.

Tabela 31 Valores médios da concentração e carga, afluente (Aflu.) e efluente (Eflu.), eficiência (Efic.) da CG e carga mássica volumétrica (CMV) de NTK na primeira e segunda etapas

Etapa	Nº de dados	Concentração (mg L <sup>-1</sup> )		Carga (kg h <sup>-1</sup> )		Efic. (%)	CMV (kg m <sup>3</sup> h <sup>-1</sup> )	CMV* (kg m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )
		Aflu.	Eflu.	Aflu.	Eflu.			
1 <sup>a</sup>	9	42	28	0,17	0,10	30	0,03	0,21
2 <sup>a</sup>	30	69	50	0,20	0,14	24	0,04	0,25

\* 1 dia corresponde à 6h30min.

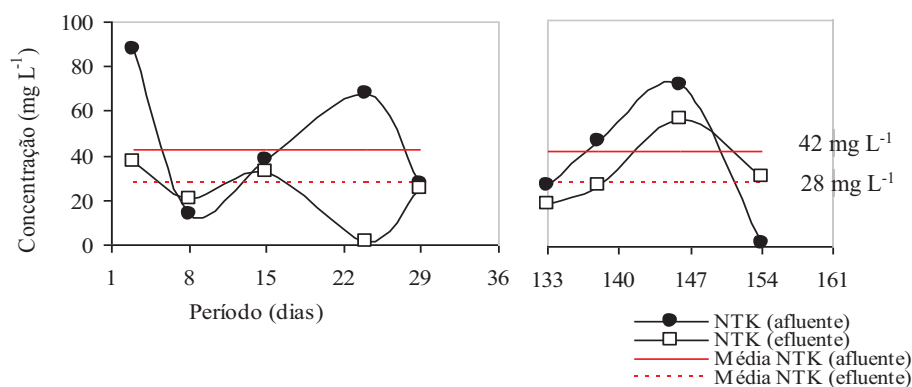


Figura 37 Concentrações afluente e efluente NTK total (Primeira etapa)

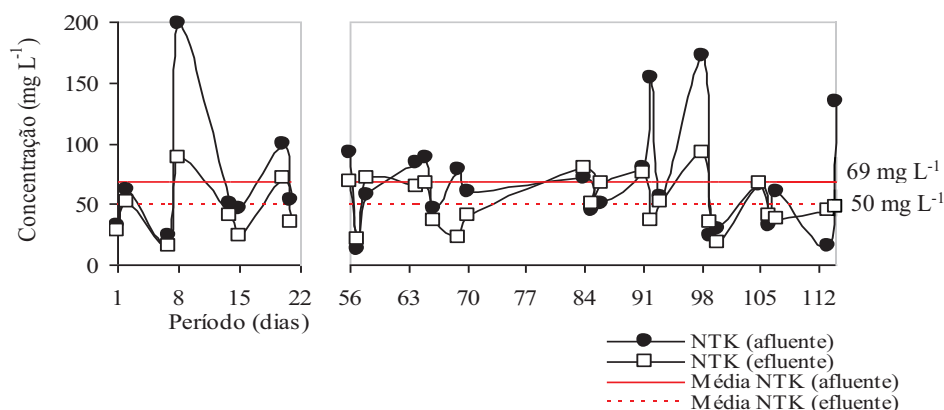


Figura 38 Concentrações afluente e efluente NTK total (Segunda etapa)

As concentrações de NTK afluente, na primeira etapa, variaram de 1,8 a 87,8 mg L<sup>-1</sup> e a efluente de 1,4 a 56,5 mg L<sup>-1</sup>. Esses valores encontrados beneficiam as bactérias metanogênicas, pois estimulam essas bactérias, assim como valores acima de 200 mg L<sup>-1</sup> podem ter efeito tóxico. Além disso, o amônio apresenta efeito de tamponante no meio, favorecendo a degradação anaeróbia (CHERNICHARO, 2007; RIGO, 2004; VIDAL et al., 2000). Na segunda etapa, variaram de 13,1 a 199,3 mg L<sup>-1</sup> para o afluente e de 14,9 a 92,8 mg L<sup>-1</sup> para o efluente. No geral, pela Tabela 31, houve decréscimo de NTK efluente nos dois tratamentos. Porém, a variação desse parâmetro foi grande e também assumiu

valores de concentração acima do recomendado pela legislação vigente para descarte em corpos hídricos (DN COPAM/CERH no 01/2008), devendo passar pela ETE/UFLA.

O nitrogênio é um macronutriente indispensável ao crescimento de micro-organismos que contribuem positivamente com a depuração biológica. No entanto, seus compostos quando em excesso em efluentes podem contribuir negativamente com o desenvolvimento de microalgas e plantas aquáticas (eutrofização), podendo comprometer a qualidade dos corpos receptores (SPERLING, 2005).

Vieira et al. (2012), em trabalho com biorreator do tipo coluna de bolhas caracterizando efluente de laticínios, encontraram concentração média de NTK de 30,6 mg L<sup>-1</sup> e valores mínimos e máximos de 3,0 e 55,10 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente.

Para atender aos requisitos mínimos dos micro-organismos anaeróbios, a relação de 500: 5: 1 para DQO: N: P dada por Speece (1996) deve ser atendida, todavia, no presente experimento foi encontrado em termos de valores médios 214: 2: 1 para uma DQO, NTK e P de 5457 mg L<sup>-1</sup>, 42 mg L<sup>-1</sup> e 25 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente, na primeira etapa, e 115: 3: 1 para uma DQO, NTK e P de 2930 mg L<sup>-1</sup>, 69 mg L<sup>-1</sup> e 26 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente, na segunda etapa. Em função dos resultados pode-se concluir que o balanço foi adequado.

#### **4.2.5 Eficiência na remoção de detergente**

Pelos resultados da eficiência de remoção de detergente (expresso em LAS) na Tabela 32 foi verificado que houve diferença significativa ( $p < 0,05$ ) entre tratamentos. A melhor eficiência foi encontrada na condição gravitacional da CG (Primeira etapa) também, provavelmente, decorrente da flotação, degradação e adsorção no lodo biológico (sedimentação). Nesta pesquisa, na segunda etapa, a eficiência de remoção de detergente foi muito baixa, acredita-se que o problema

decorreu do pouco lodo e pouca espuma para que fossem acumulados de modo significativo.

Tabela 32 Análise de variância para a eficiência de remoção de detergente com respectivas fontes de variação (FV), quadrados médios (QM), coeficiente de variação (CV) e eficiência média nos tratamentos da primeira e segunda etapas em função das variáveis aleatórias

FV	QM
	Detergente
Tratamento	74,4633*
Cardápio	23,9409
Erro	13,9776
Tempmaxcx	4,0457
Tempminamb	20,0734
Trat*Card	14,8114
Erro	5,6290
CV %	78,7
Eficiência Média % (1ª etapa)	34
Eficiência Média % (2ª etapa)	10

\* Significativo a 0,05.

Em relação às concentrações de detergente (expresso em LAS) as médias podem ser verificadas na Tabela 33 e Figuras 39 e 40. Na primeira etapa variou de 0,56 a 9,59 mg L<sup>-1</sup> afluente e no efluente a variação foi de 0,39 a 2,13 mg L<sup>-1</sup>. Na segunda etapa o afluente apresentou variação de 0,62 a 5,51 mg L<sup>-1</sup> e o efluente de 0,68 a 6,82 mg L<sup>-1</sup>.

Tabela 33 Valores médios da concentração e carga, afluente (Aflu.) e efluente (Eflu.), eficiência (Efic.) da CG e carga mássica volumétrica (CMV) de detergente na primeira e segunda etapas

Etapa	Nº de dados	Concentração (mg L <sup>-1</sup> )		Carga (kg h <sup>-1</sup> )		Efic. (%)	CMV (kg m <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup> )	CMV* (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )
		Aflu.	Eflu.	Aflu.	Eflu.			
1ª	21	2,4	1,2	0,009	0,004	34	0,002	0,011
2ª	34	1,8	2,1	0,005	0,006	10	0,001	0,006

\* 1 dia corresponde à 6h30min.

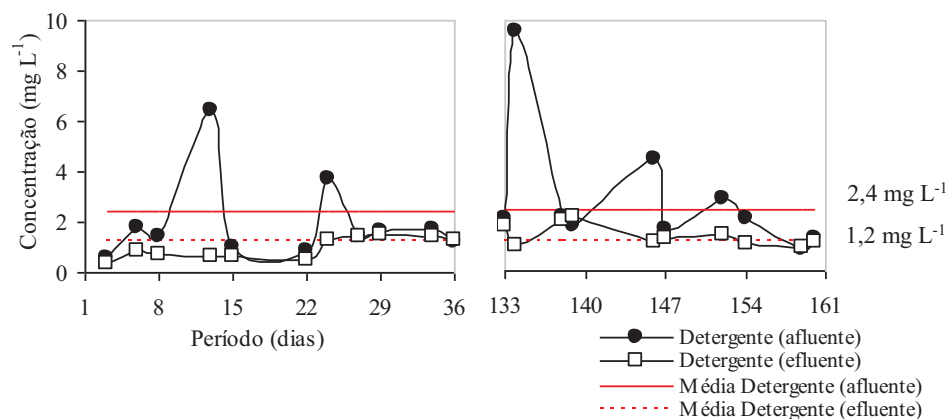


Figura 39 Concentrações afluente e efluente de detergente (Primeira etapa)

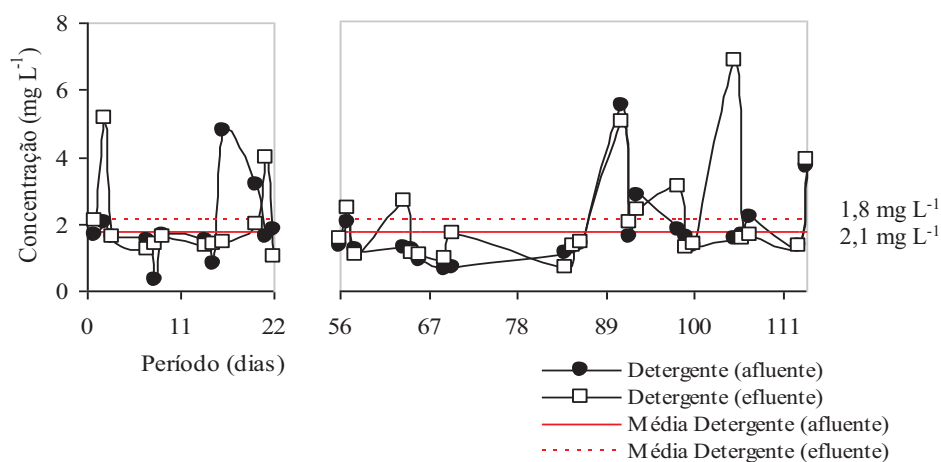


Figura 40 Concentrações afluente e efluente detergente (Segunda etapa)

Em sistemas aeróbios a remoção de detergente é mais eficiente, pois são facilmente degradados, assim como, pela via anaeróbia, se mostra bastante limitada (DUARTE et al., 2010; GANIDI; TYRREL; CARTMELL, 2009;

LEITÃO et al., 2006; MÖSCHE; MEYER, 2002; SCOTT; JONES, 2000). Porém, no presente trabalho foi em condições anaeróbias (Primeira etapa) que se obteve melhores resultados de eficiência de remoção de detergente. Nessa via o sulfonato de alquilbenzeno linear (LAS) pode ter sido utilizado por micro-organismos como fonte de enxofre (DUARTE et al., 2010). Em condições aeróbias (Segunda etapa), a eficiência de remoção desse parâmetro foi baixa, porém atenta-se para as horas que a CG ficou sem receber aeração.

### **4.3 Hidrodinâmica da caixa de gordura (CG)**

As características hidrodinâmicas nos 4 testes utilizando KCl como traçador podem ser vistas nos itens em sequência. Foram obtidas utilizando-se o modelo de dispersão de grande intensidade (quando  $d > 0,01$ ) descrito em Levenspiel (2000). Entretanto, para comprovação dos resultados de todos os testes realizados valeu-se também do modelo de células agitadas em série que representa as condições hidráulicas intermediárias entre unidades de mistura completa e de escoamento em pistão. Utilizou-se para determinar o número de células em série ( $N$ ) as metodologias citadas por Levenspiel (2000) e por Kadlec e Wallace (2008), esta utilizando a função gama.

De acordo com Cota (2011), quando o escoamento se distancia muito do pistonado, os modelos de dispersão não são apropriados para descrição do comportamento hidráulico. E, no caso da CG funcionando sob as duas condições operacionais distintas (sem aeração e com aeração), por hipótese, poderia assumir condições hidráulicas intermediárias.

#### **4.3.1 Testes hidrodinâmicos com água limpa**

Os testes com água limpa foram realizados com água da rede de abastecimento da UFLA e ocorreram sem as grandes oscilações de vazão. Dessa forma foram obtidas as características intrínsecas da unidade.

#### 4.3.1.1 Primeiro teste: CG com o sistema de aeração desligado

As características operacionais juntamente com os resultados desse teste hidrodinâmico estão representados na Tabela 34.

Tabela 34 Características de operação e resultados do 1º teste hidrodinâmico com água limpa com o sistema de aeração desligado

Parâmetro	Resultado
t= intervalo de coleta	30 minutos
$m_{KCl}$ = massa de $K^+$ injetada	262,2 g
V = volume da CG	5.235 litros= 5,24 m <sup>3</sup>
Q=vazão média observada	15,69 L min <sup>-1</sup> = 23 m <sup>3</sup> /d
TRH <sub>teórico</sub> = tempo de residência hidráulica teórico	334 min = 0,23 d
TRH <sub>real</sub> = tempo de residência hidráulica real (Equação 5 e 6)	971 min = 0,67 d
$\sigma^2$ = variância (Equação 7 e 8)	129.991,16 min <sup>2</sup>
$\sigma^2_\theta$ = variância normalizada (Equação 13)	0,14
d= número de dispersão (Equação 13)	0,07
N=número de células agitadas em série (Equação 14, 15 e 16*)	7,0
Recuperação de $K^+$ (Equação 4)	66,7 g (~25%)

\* coeficiente de determinação ( $R^2$ ) = 0,78.

Torna-se recorrente considerar para a CG o escoamento tendendo a pistão, admitindo-se dispersão de pequena a média intensidade e alguns desvios. A dispersão pode ter ocorrido mediante o deslocamento da massa de água fria da parte superior para a inferior e vice-versa (inversão térmica), devido à variação da temperatura da noite para o dia.

Com o número de dispersão encontrado, menor que 0,2 (SPERLING, 1996) visualiza-se uma aproximação para as condições de escoamento tipo pistão com pequena intensidade de dispersão. Igualmente o número de células em série reforça esse conceito, uma vez que quanto maior, menor o grau de mistura (MENDONÇA, 2002). No entanto, a intensidade de dispersão pode ser também considerada como média (moderada), pois ficou entre 0,05 e 0,25 (METCALF & EDDY, INC, 2003).

Alguns índices utilizados que corroboram para avaliação mais cuidadosa do desempenho hidráulico da CG, assim como a interpretação dos resultados encontram-se na Tabela 35.



Tabela 35 Resumo dos resultados dos índices utilizados para complementação da avaliação hidrodinâmica da CG com interpretação dos resultados do 1º teste com água limpa com o sistema de aeração desligado

Índices	Valores	Interpretação dos resultados
$\lambda = \text{TRH}_{\text{real}} / \text{TRH}_{\text{teórico}}$	2,91	Valor diferente de 1 indica perturbações de escoamento devido à conformação prismática da CG, possuindo cantos e arestas.
$\text{TRH}_{\text{pico}} / \text{TRH}_{\text{teórico}}$	2,88	Valor se afastando de 1 indica distribuição não uniforme com desvios da idealidade.
$\text{TRH}_i / \text{TRH}_{\text{teórico}}$	0,18	Valor menor que 1 indica curtos-circuitos e próximo a zero indica alguma mistura.
$\text{TRH}_{50\%} / \text{TRH}_{\text{real}}$	0,97	Valor aproximadamente 1 indica que as áreas estagnadas não foram significativas.
$\text{IDM} = \text{TRH}_{90\%} / \text{TRH}_{10\%}$	3,13	Valor distante do escoamento em mistura completa ( $\text{IDM}=22$ ), se aproximando do pistonado ( $\text{IDM}=1$ ) com alguma dispersão.

$\lambda$  = Índice de avaliação da eficiência volumétrica;  $\text{TRH}_{\text{pico}} / \text{TRH}_{\text{teórico}}$  = Índice de tempo modal de residência;  $\text{TRH}_i / \text{TRH}_{\text{teórico}}$  = Índice de curto-circuito;  $\text{TRH}_{50\%} / \text{TRH}_{\text{real}}$  = Índice de tempo de residência médio;  $\text{IDM} = \text{TRH}_{90\%} / \text{TRH}_{10\%}$  = Índice de Dispersão de Morril para estimativa do índice de dispersão;  $\text{TRH}_{\text{real}}$  - tempo de residência hidráulica real;  $\text{TRH}_{\text{teórico}}$  - tempo de residência hidráulica teórico;  $\text{TRH}_{\text{pico}}$  - tempo em que a concentração de pico do traçador é registrada na saída;  $\text{TRH}_i$  - tempo em que o traçador foi detectado pela primeira vez;  $\text{TRH}_{10\%}$ ,  $\text{TRH}_{50\%}$  e  $\text{TRH}_{90\%}$  - tempo em que 10%, 50% e 90% da massa do traçador passam pela saída da unidade.

Em prosseguimento às avaliações, a curva resposta de DTR (Figura 41) apresenta-se com uma aparente simetria, semelhante aos modelos de pequena à moderada intensidade de dispersão (LEVENSPIEL, 2000), confirmando a situação imposta de vazão aplicada constante. As características da CG, entrada e saída com elevada submersão (Figura 42), obrigam o escoamento a um aprisionamento maior.

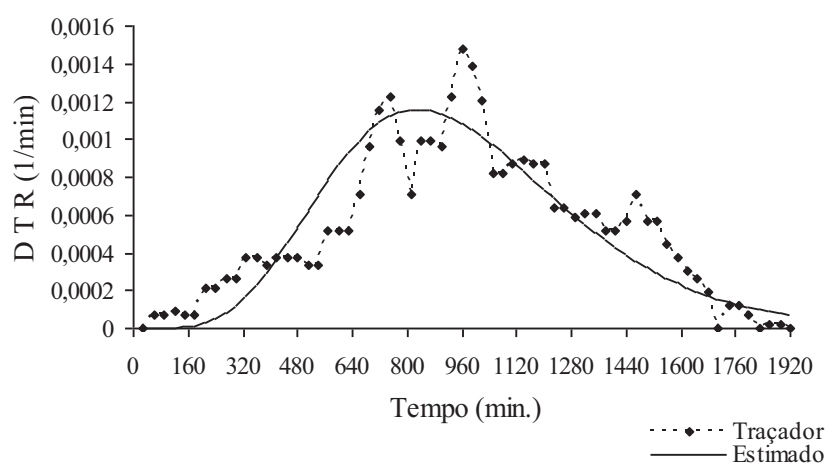


Figura 41 Curva de distribuição do tempo de residência (DTR) e ajuste da curva conforme metodologia descrita por Kadlec e Wallace (2008) no 1º teste com o sistema de aeração desligado totalizando 32h (1920 min) de ensaio

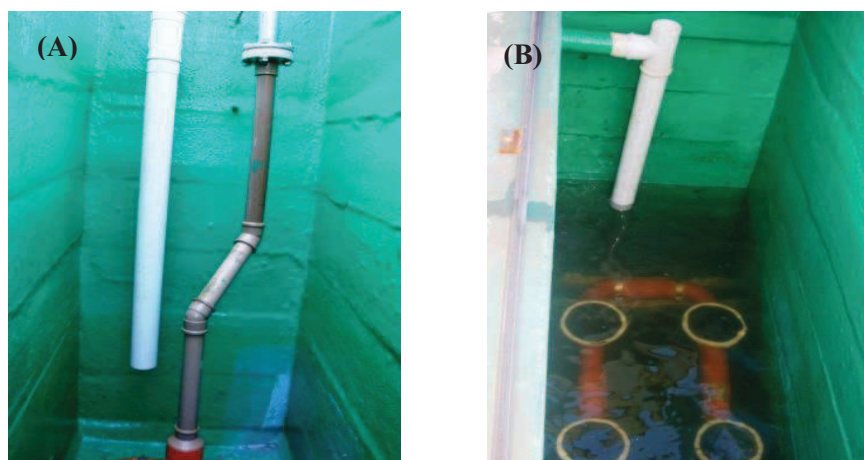


Figura 42 Tubulação de entrada - afluente (A) e tubulação de saída - efluente (B)

Observa-se ainda na curva, a presença de uma pequena cauda, podendo indicar a presença de zonas estagnadas. A saída das concentrações de  $K^+$  foi lenta, mas contínua, até atingir dois picos resultantes das variações advindas da própria

unidade. Logo após houve decaimento também lento e as dosagens de  $K^+$  se apresentaram estáveis como em escoamento pistonado, sem grandes picos de saída. Assim, o teste foi interrompido com 32 horas (1.920 min) de ensaio, podendo-se observar que o final da curva não retornou para valores próximos a zero, tanto que a recuperação de  $K^+$  foi de apenas 66,5 g. Cabe observar que uma amostra (branco) anterior à injeção de KCl mostrou uma imprecisão de leitura de aproximadamente  $1,4 \text{ mg L}^{-1}$  a mais no conteúdo de  $K^+$ , que foi diminuído das concentrações lidas.

Percebe-se ainda, saída de  $K^+$  durante a primeira hora de avaliação mostrando a ocorrência de caminhos preferenciais ou curtos-circuitos. Nota-se retardo na liberação do traçador comprovado pela diferença entre  $TRH_{\text{real}}$  que superou em aproximadamente três vezes  $TRH_{\text{teórico}}$ , exemplificado na Figura 43.

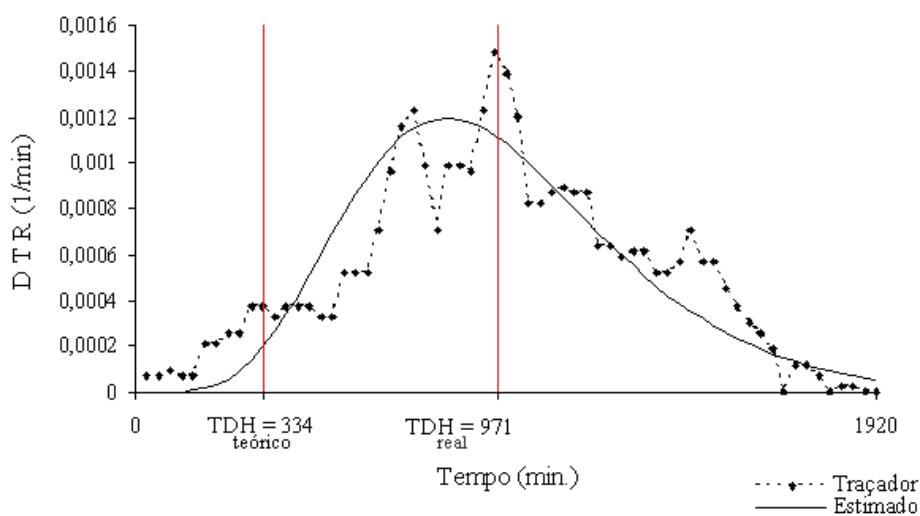


Figura 43 Curva de distribuição do tempo de residência (DTR): diferenças entre o tempo de residência hidráulica real ( $TRH_{\text{real}}$ ) e teórico ( $TRH_{\text{teórico}}$ )

### 4.3.1.2 Segundo teste: CG com sistema de aeração em funcionamento

As características operacionais e os resultados desse segundo teste hidrodinâmico estão na Tabela 36, em que se considerou para análise: a simulação (A), em que a CG foi alimentada por 6h30min diárias permanecendo neste período com seu sistema de aeração em funcionamento, totalizando 26h30min (1.590 min) representadas continuamente; e, a condição real (B), em que a CG foi alimentada por 6h30min diárias permanecendo neste período com seu sistema de aeração em funcionamento, somadas às 17h30min sem aeração, sem vazão e sem concentração de saída, totalizando 78h30min (4.710 min).

Tabela 36 Características de operação e resultados do 2º teste hidrodinâmico da simulação (A) e da condição real (B)

Parâmetro	Simulação	
	(A)	(B)
t= intervalo de coleta	10 minutos	
m <sub>KCl</sub> = massa de K <sup>+</sup> injetada	262,2 g	
V = volume da CG	5.235 litros= 5,24 m <sup>3</sup>	
Q=vazão média observada *	15,69 L min <sup>-1</sup> = 6,12 m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup>	15,69 Lmin <sup>-1</sup> = 6,12 m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup>
TRH <sub>teórico</sub> = tempo de residência hidráulica teórico	334 min = 0,86 d	1.232 min = 0,86 d
TRH <sub>real</sub> = tempo de residência hidráulica real (Equação 5 e 6)	312 min = 0,80 d	700 min = 0,49 d
σ <sup>2</sup> = variância (Equação 7 e 8)	78.193,8 min <sup>2</sup>	888.929,0 min <sup>2</sup>
σ <sup>2</sup> <sub>0</sub> = variância normalizada (Equação 13)	0,80	1,82
d= número de dispersão (Equação 13)	1,4	***
N=número de células agitadas em série (Equação 14, 15 e 16**)	1,0	1,0
Recuperação de K <sup>+</sup> (Equação 4)	440,9 g (~168%)	440,9 g (~168%)

\* volume diário de água limpa adicionado ao sistema, considerando 6,5 h/d.

\*\*coeficiente de determinação (R<sup>2</sup>) = 0,96 para a simulação (A) e (R<sup>2</sup>) = 0,57 para a condição real (B).

\*\*\* não foi possível encontrar um valor para d pelo modelo de dispersão de grande intensidade utilizando o solver na resolução da Equação 13.

Verifica-se que vários fatores vão ao encontro do modelo de dispersão de grande intensidade e com forte tendência ao escoamento de elevada mistura. O valor de dispersão contribuiu para essa duplicidade de comportamento do escoamento, pois se encontra entre 0,2 e  $\infty$  (LEVENSPIEL, 2000) e maior que 0,25 (METCALF & EDDY, INC, 2003). O número de células em série obtido demonstra que a CG mostrou-se bem misturada pelo sistema de aeração e vai ao encontro do comportamento hidrodinâmico de mistura completa ideal (1 unidade). Para comprovação dos resultados utilizou-se dos índices de desempenho hidráulico da CG, demonstrados na Tabela 37.

Tabela 37 Resumo dos resultados dos índices utilizados para complementação da avaliação hidrodinâmica da CG com interpretação dos resultados do 2º teste, simulação (A) e da condição real (B)

Índices	(A)	(B)	Interpretação dos resultados
$\lambda = \text{TRH}_{\text{real}} / \text{TRH}_{\text{teórico}}$	0,93	0,57	Valor (A) próximo a 1 indica uso integral do volume útil da CG e valor (B) menor que 1 indica perturbações de escoamento e volume útil não usado integralmente.
$\text{TRH}_{\text{pico}} / \text{TRH}_{\text{teórico}}$	0,03	0,01	Valores próximos a zero indicam escoamento em mistura completa e, distribuição não uniforme com prováveis curtos-circuitos.
$\text{TRH}_i / \text{TRH}_{\text{teórico}}$	0,00	0,00	Valor igual a zero indica escoamento em mistura completa e, menor que 1, indica presença de curtos- circuitos.
$\text{TRH}_{50\%} / \text{TRH}_{\text{real}}$	0,72	0,32	Valor (A) próximo a 1 indica zonas mortas pouco significantes. Valor (B) menor que 1 indica áreas estagnadas.
$\text{IDM} = \text{TRH}_{90\%} / \text{TRH}_{10\%}$	20,43	49,86	Valores (A) e (B) indicam tendência escoamento em mistura completa ( $\text{IDM} > 22$ ) com dispersão, devido à turbulência do ar difuso e possivelmente pela inversão térmica da água.

$\lambda$  = Índice de avaliação da eficiência volumétrica;  $\text{TRH}_{\text{pico}} / \text{TRH}_{\text{teórico}}$  = Índice de tempo modal de residência;  $\text{TRH}_i / \text{TRH}_{\text{teórico}}$  = Índice de curto-circuito;  $\text{TRH}_{50\%} / \text{TRH}_{\text{real}}$  = Índice de tempo de residência médio;  $\text{IDM} = \text{TRH}_{90\%} / \text{TRH}_{10\%}$  = Índice de Dispersão de Morril;  $\text{TRH}_{\text{real}}$  - tempo de residência hidráulica real;  $\text{TRH}_{\text{teórico}}$  - tempo de residência hidráulica teórico;  $\text{TRH}_{\text{pico}}$  - tempo em que a concentração de pico do traçador é registrada na saída;  $\text{TRH}_i$  - tempo em que o traçador foi detectado pela primeira vez;  $\text{TRH}_{10\%}$ ,  $\text{TRH}_{50\%}$  e  $\text{TRH}_{90\%}$  - tempo em que 10%, 50% e 90% da massa do traçador passam pela saída da unidade.

Em seguimento às discussões, as curvas respostas nas Figuras 44 e 45, com características assimétricas da distribuição, mostram a presença do prolongamento em forma de longa cauda. Nota-se que nas primeiras horas de experimentação, uma quantidade de potássio é conduzida rapidamente para fora da unidade, levando ao adiantamento do pico máximo do traçador. O restante foi decaindo lentamente no decorrer do período de avaliação, induzindo atraso na saída.

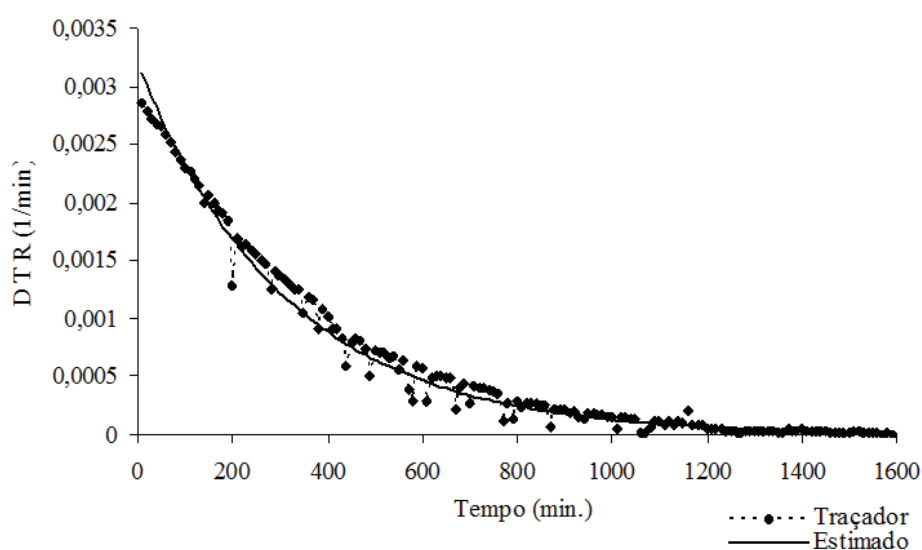


Figura 44 Curva de distribuição do tempo de residência (DTR) e ajuste da curva conforme metodologia descrita por Kadlec e Wallace (2008) no 2 ° teste, simulação (A), com a CG por 6h30min diárias sob alimentação e aeração no período de 26h30min (1.590 min)

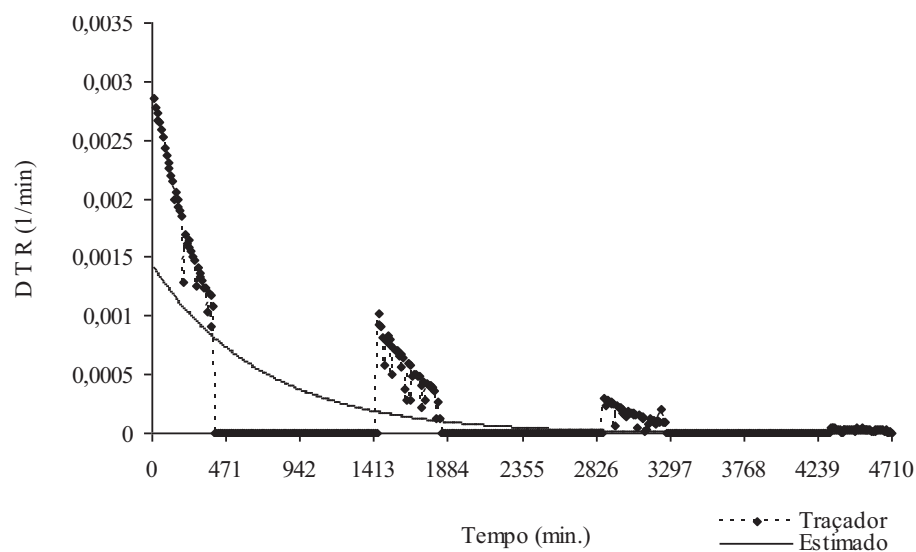


Figura 45 Curva de distribuição do tempo de residência (DTR) e ajuste da curva conforme metodologia descrita por Kadlec e Wallace (2008) no 2º teste, simulação (B), com a CG por 6h30min diárias sob alimentação e aeração somadas às 17h30min sem aeração, vazão e concentração de saída no período de 78h30min (4.710 min)

Comportamento semelhante foi obtido por Mendonça (2002) quando no ensaio hidrodinâmico com lítio em sistema de lodos ativados. Considerou característica típica de escoamento em mistura. Também no trabalho de Capela et al. (2009), o aparecimento de uma longa cauda mostrou familiaridade com esse tipo de modelo. Da mesma forma, a visível assimetria da curva e o prolongamento em forma de cauda, foram identificados por Lourenço e Campos (2009) como dispersão de grande intensidade.

A cauda pode igualmente representar presença de zonas com recirculação e zonas mortas (CASTRO, 2010; LEVENSPIEL, 2000) provenientes de cantos, arestas ou espaços abaixo dos difusores de ar. Outro possível fator que pode

influenciar a presença da cauda longa nas curvas é a ocorrência de curto-circuito hidráulico no seu interior (HATTORI et al., 2012).

As zonas mortas não foram confirmadas pela taxa proveniente da razão entre  $TRH_{50\%}/TRH_{real}$  na simulação (A). Já os curtos-circuitos foram confirmados nas situações (A) e (B), pelo valor de  $TRH_{pico}/TRH_{teórico}$ .

Todavia esse teste apresentou melhores resultados, comparados ao teste sem aeração, visto que, na simulação (A) o  $TRH_{real}$  se aproximou ao  $TRH_{teórico}$  calculado (Figura 46) demonstrando que a eficiência de mistura na CG foi favorecida pelo sistema de ar difuso instalado, que proporcionou uma melhor agitação no meio líquido. Todavia a condição real (B) com  $TRH_{real}$  menor que o  $TRH_{teórico}$  calculado (Figura 47) mostra a ocorrência de caminhos preferenciais (HATTORI et al., 2012; VILAR et al., 2012).

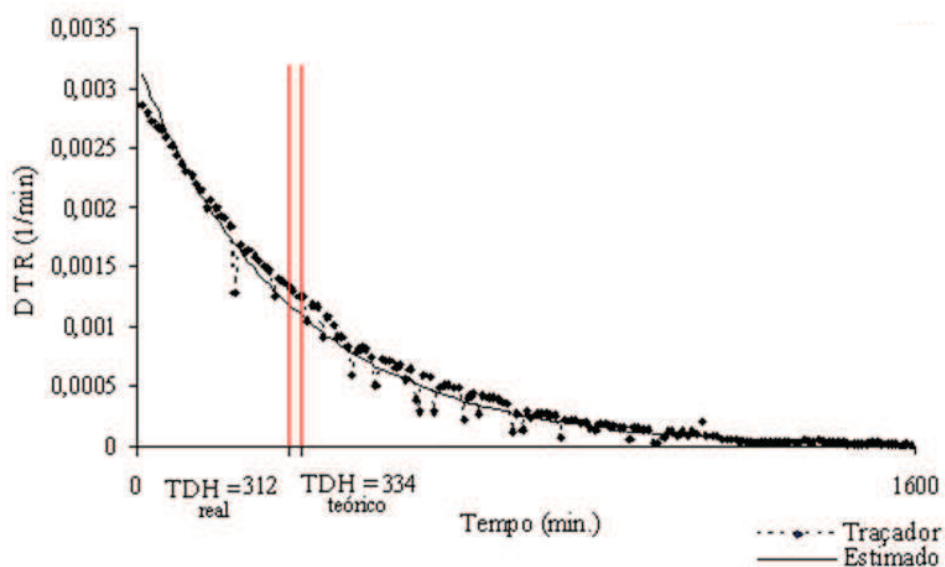


Figura 46 Curva de distribuição do tempo de residência (DTR): diferenças entre os tempos de residência hidráulica real ( $TRH_{real}$ ) e teórico ( $TRH_{teórico}$ ), na simulação (A)



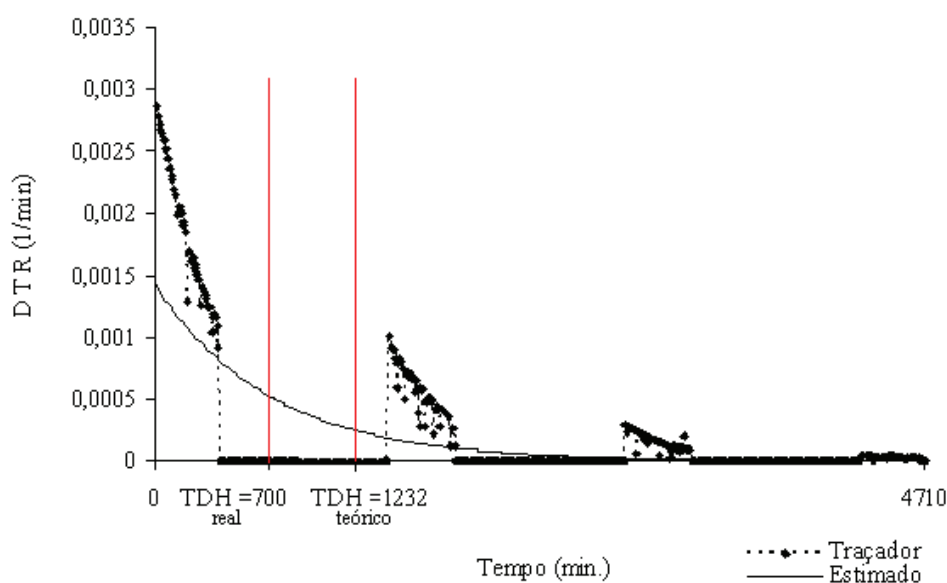


Figura 47 Curva de distribuição do tempo de residência (DTR): diferenças entre os tempos de residência hidráulica real ( $TRH_{real}$ ) e teórico ( $TRH_{teórico}$ ) na condição real observada (B)

Comparativamente, Mendonça (2002) com um tempo médio de residência obtido experimentalmente de 5,94 h, praticamente igual ao tempo teórico de 6 h aplicado durante a operação, deduziu que a ocorrência de zonas mortas foi insignificante, o que pode ser comprovado pela relação  $TRH_{real}/TRH_{teórico}$  de 0,99. Também Sasaki (2005) estudando em escala de laboratório macromistura da fase líquida em tanques de aeração alimentados com vazão constante e variável com água da rede de distribuição, encontrou a razão entre esses tempos praticamente igual a 1, indicando a não existência dessa anomalia nas unidades.

Não se observou na curva de DTR grandes oscilações dos pontos (picos) como no primeiro teste. Esses, ao longo da curva, provavelmente indicam recirculação interna do fluido (HATTORI et al., 2012).

Constatou-se uma recuperação aproximada de  $K^+$  de 440,9 g na simulação (A) e condição real (B) sendo bem superior ao  $K^+$  injetado. Cabe lembrar que também neste 2º teste, o branco retirado anteriormente à injeção de KCl mostrou uma imprecisão de leitura de aproximadamente  $1,1 \text{ mg L}^{-1}$  de  $K^+$  no conteúdo da amostra. Atenta-se ainda, que mesmo realizando a limpeza da CG antes do teste, certa quantidade de potássio pode ter ficado presa nas superfícies das paredes e peças hidráulicas, ou mesmo abaixo dos aeradores que foram expulsos ao acionar o sistema de aeração.

A condição real (B) nesse segundo teste com água limpa apresentou resultado de eficiência da CG inferior ao resultado da simulação (A), possivelmente devido à situação imposta de alimentação e aeração intermitentes. No período sem vazão e aeração os íons de potássio, provavelmente, se acentaram no fundo da CG (sedimentação) e nas zonas mortas o que pode ter contribuído para essa menor eficiência.

#### **4.3.2 Testes hidrodinâmicos com água residuária do RU**

Os terceiro e quarto testes com água residuária do RU, ocorreram com grandes oscilações de vazão decorrentes, como mencionado, do maior ou menor uso da água no período equivalente ao turno do almoço. Para todos os cálculos utilizou-se a vazão variável observada durante cada teste.

##### **4.3.2.1 Terceiro teste: CG com sistema de aeração desligado**

Essa etapa ocorreu após 146 dias do início das atividades na CG (aproximadamente 5 meses). As características operacionais juntamente com os resultados do teste hidrodinâmico estão na Tabela 38, em que se considerou para análise: a simulação (A) com a CG sob 6h30min diárias de alimentação

totalizando 46 h (2.760 min) representadas continuamente; a condição real (B) com a CG sob 6h30min diárias de alimentação somadas às 17h30min sem vazão e sem concentração de saída, totalizando 149h67min (8.980 min) de teste.

Tabela 38 Características de operação do 3º teste hidrodinâmico com água residuária do RU e com o sistema de aeração desligado e resumo dos resultados

Parâmetro	Simulação	
	(A)	(B)
t= intervalo de coleta	20 minutos	
m <sub>KCl</sub> = massa de K <sup>+</sup> injetada	262,2 g	
V = volume da CG	5.235 litros = 5,24 m <sup>3</sup>	
Q=vazão média observada *	36,98 L min <sup>-1</sup> = 14,42 m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup>	36,98 L min <sup>-1</sup> = 14,42 m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup>
TRH <sub>teórico</sub> = tempo de residência hidráulica teórico	142 min = 0,36 d	523 min = 0,36 d
TRH <sub>real</sub> = tempo de residência hidráulica real (Equação 5 e 6)	1.373 min = 3,52 d	4.475 min = 3,11 d
σ <sup>2</sup> = variância (Equação 7 e 8)	531.392,20 min <sup>2</sup>	6.895.159,15 min <sup>2</sup>
σ <sub>θ</sub> <sup>2</sup> = variância normalizada (Equação 13)	0,14	0,34
d= número de dispersão (Equação 16)	0,17	0,22
N=número de células agitadas em série (Equação 14, 15 e 16**)	4 e 3**	3 e 2**

\* volume diário de água residuária adicionado ao sistema, considerando 6,5 h/d.

\*\*coeficiente de determinação (R<sup>2</sup>) = -0,03 para a simulação (A) e (R<sup>2</sup>) = -0,02 para a condição real (B).

Na simulação (A) e condição real (B) os resultados encontrados para número de dispersão apontam para um escoamento tendendo a pistonado, pois estão bem próximos a 0,2 (SPERLING, 1996). Já os resultados para número de células em série, com valor intermediário entre zero e infinito, indicam um comportamento hidrodinâmico da CG com escoamento disperso. A intensidade de dispersão para a simulação (A) foi considerada de intermediária à grande, cujo valor de referência vai de 0,025 a 0,2 (LEVENSPIEL, 2000), e ainda, dispersão

moderada para a condição real (B), cujo valor de referência entre 0,05 e 0,25 (METCALF & EDDY, INC, 2003) valida essa hipótese.

A dispersão observada pode ser resultado de diversos fatores: escoamento; turbulência dos gases formados no processo anaeróbico que ocorria no interior da CG; inversão térmica causada pela variação da temperatura no interior da CG; e ainda, as condições de alimentação intermitente com variações constantes da vazão, no período das atividades de almoço no RU (6h30min diárias). Uma vez cessado o escoamento, os íons de  $K^+$  provavelmente se distribuíam internamente na caixa em algumas regiões (zonas mortas) e/ou por adsorção ao lodo decantado ou na espuma superficial, devido principalmente aos processos advectivos e dispersivos (FERREIRA, 2012; METCALF & EDDY, INC, 2003).

Carvalho et al. (2008) avaliaram igualmente um reator UASB (escala piloto), utilizando eosina Y como traçador na avaliação hidrodinâmica, e com as seguintes condições operacionais: volume do reator de 160 L; vazão média afluyente constante e igual a  $16 \text{ L h}^{-1}$  e TRH de 10 h e para vazão afluyente submetida à variação senoidal de 40% e de 60%. Os resultados do ensaio sem variação de vazão afluyente mostraram comportamento próximo à mistura completa com  $N$  entre 4 e 5 células em série e o modelo de pequena dispersão com valores de  $d$  entre 0,112 e 0,121. Com vazões variadas, o aumento da sua amplitude levou  $N = 11$  e diminuição do valor de pequena dispersão para valor igual a 0,045. O comportamento do escoamento se aproxima do escoamento em pistão. O tempo de residência hidráulica real obtido por meio da curva DTR variou entre 14 e 16 horas.

Os resultados dos índices que avaliam o desempenho hidráulico da CG e validam padrão de mistura, encontram-se na Tabela 39.

Tabela 39 Resumo dos resultados dos índices utilizados para complementação da avaliação hidrodinâmica da CG com interpretação dos resultados do 3º teste com água residuária do RU e com o sistema de aeração desligado

Índices	(A)	(B)	Interpretação dos resultados
$\lambda = \text{TRH}_{\text{real}}/\text{TRH}_{\text{teórico}}$	9,70	8,56	Valores de (A) e (B), diferentes de 1 indicam perturbações de escoamento (zonas mortas e/ou curtos-circuitos).
$\text{TRH}_{\text{pico}}/\text{TRH}_{\text{teórico}}$	7,21	5,93	Valores distanciando de zero para escoamento em mistura completa e de 1 para escoamento pistonado indicam escoamento dispersivo e distribuição não uniforme.
$\text{TRH}_i/\text{TRH}_{\text{teórico}}$	0,14	0,04	Valor próximo a zero indica escoamento em mistura. Valores menores que 1 indicam presença de curtos-circuitos.
$\text{TRH}_{50\%}/\text{TRH}_{\text{real}}$	0,97	0,99	Valores próximos a 1 indicam zonas mortas pouco significantes.
$\text{IDM} = \text{TRH}_{90\%}/\text{TRH}_{10\%}$	4,42	5,44	Valores maiores que 1, para unidades de escoamento em pistão eficientes, indicam escoamento dispersivo com certa mistura.

$\lambda$  = Índice de avaliação da eficiência volumétrica;  $\text{TRH}_{\text{pico}}/\text{TRH}_{\text{teórico}}$  = Índice de tempo modal de residência;  $\text{TRH}_i/\text{TRH}_{\text{teórico}}$  = Índice de curto-circuito;  $\text{TRH}_{50\%}/\text{TRH}_{\text{real}}$  = Índice de tempo de residência médio;  $\text{IDM} = \text{TRH}_{90\%}/\text{TRH}_{10\%}$  = Índice de Dispersão de Morril para estimativa do índice de dispersão;  $\text{TRH}_{\text{real}}$  - tempo de residência hidráulica real;  $\text{TRH}_{\text{teórico}}$  - tempo de residência hidráulica teórico;  $\text{TRH}_{\text{pico}}$  - tempo em que a concentração de pico do traçador é registrada na saída;  $\text{TRH}_i$  - tempo em que o traçador foi detectado pela primeira vez;  $\text{TRH}_{10\%}$ ,  $\text{TRH}_{50\%}$  e  $\text{TRH}_{90\%}$  - tempo em que 10%, 50% e 90% da massa do traçador passam pela saída da unidade.

Em relação ao valor de  $\text{TRH}_{\text{real}}$  sendo superior ao  $\text{TRH}_{\text{teórico}}$ , é sugerido retardo na liberação do traçador, confirmando indício de zonas mortas em função da conformação prismática da CG.

Os resultados de recuperação de massa não são conclusivos, pois, sofreram interferências, já que adentrou na CG uma quantidade significativa de potássio presente na água residuária da cozinha, confirmada pela leitura média do branco de aproximadamente  $18 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{K}^+$ .

Cabe destacar que as curvas respostas de DTR (Figuras 48 e 49) não tiveram um bom ajuste, possivelmente em virtude das dificuldades com o teste real, como: vazão intermitente, variabilidade dos dados refletidos nas constantes mudanças de vazão, gases formados, natureza variada do afluente; e, grande acúmulo de lodo e espuma com a utilização parcial do volume líquido total da CG (Figura 50). Nessa etapa, em todo o período avaliado, não foi removida a espuma superficial acumulada (Figura 51), cuja altura atingiu aproximadamente 0,19 m. Tão pouco se retirou o lodo sedimentado no fundo da CG, cuja altura média amostrada alcançou aproximadamente 1,00 m de altura.

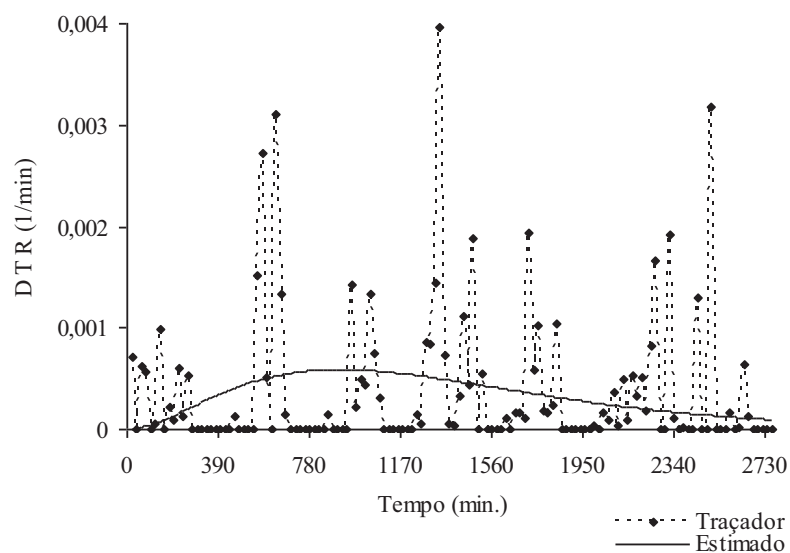


Figura 48 Curva de distribuição do tempo de residência (DTR) e ajuste da curva conforme metodologia descrita por Kadlec e Wallace (2008) no 3º teste, simulação (A), com água residuária do RU e sistema de aeração desligado totalizando 46h (2.760 min) de teste

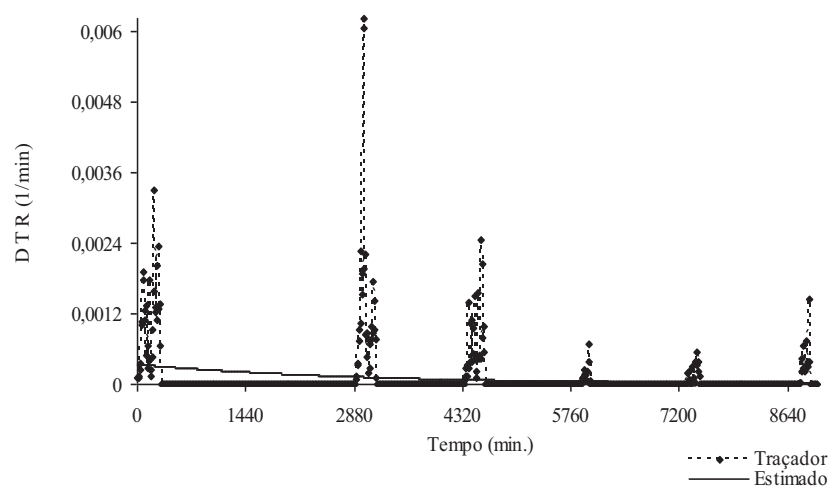


Figura 49 Curva de distribuição do tempo de residência (DTR) e ajuste da curva conforme metodologia descrita por Kadlec e Wallace (2008) no 3º teste, simulação (B), com água residuária do RU e sistema de aeração desligado totalizando 149,67 h (8.980 min) de teste

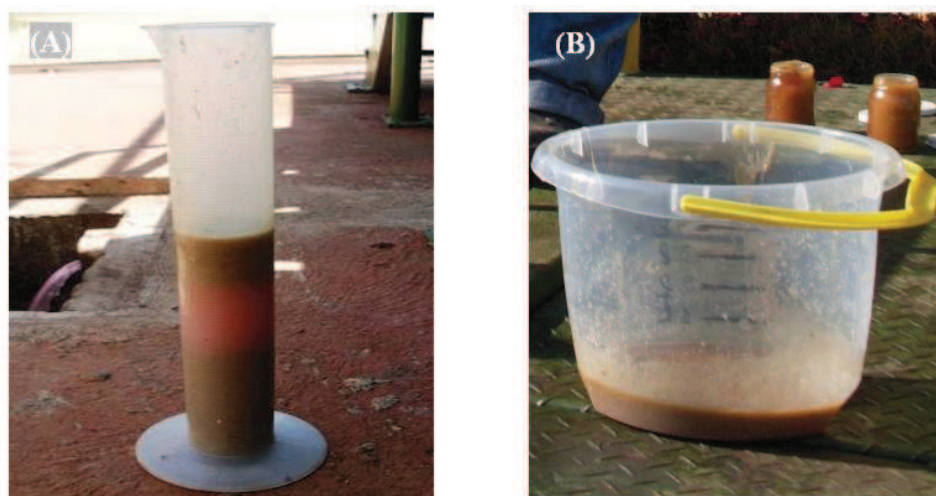


Figura 50 Amostragem estratificada do líquido residente na CG em que se verifica no fundo o lodo sedimentado, na parte superior a espuma superficial e, na parte central, o volume ativo que participa efetivamente do escoamento (A) e amostra do lodo do fundo da caixa de gordura (B) em meio anaeróbio

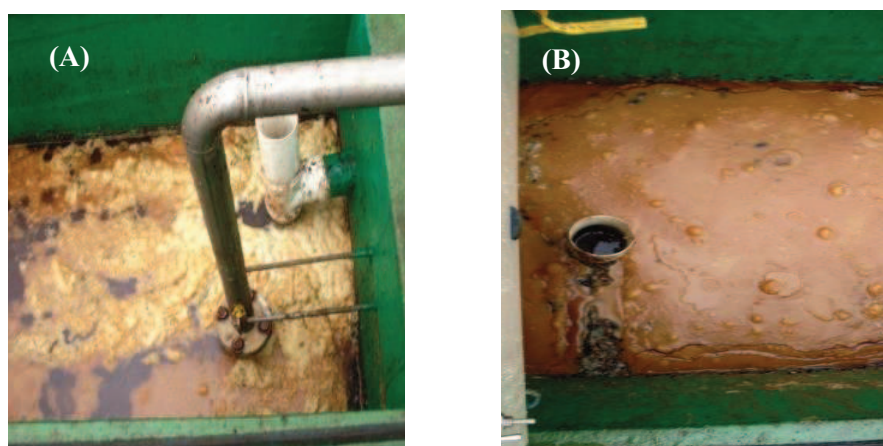


Figura 51 Gordura acumulada na superfície da CG referente à primeira etapa (A) e (B)



Sob condição convencional, sem aeração, as substâncias contidas nesse tipo de afluente, com elevado teor de óleo, gordura e sólidos em suspensão, tendeu a se aglomerar na superfície da CG provocando restrições ao escoamento do líquido e redução da velocidade de escoamento (ORSSATO; HERMES; VILAS BOAS, 2010; YANG; CHEN; CHEN, 2012).

#### 4.3.2.2 Quarto teste: CG com sistema de aeração em funcionamento

As características operacionais e os resultados do teste hidrodinâmico, estão representados nas Tabelas 40 e 41. O teste teve início oito dias após a partida da CG, e antes do teste, a caixa foi esvaziada e totalmente limpa.

Tabela 40 Características de operação do 4º teste hidrodinâmico com água residuária do RU e com o sistema de aeração em funcionamento e resumo dos resultados

Parâmetro	Simulação	
	(A)	(B)
t= intervalo de coleta	10 minutos	
m <sub>KCl</sub> = massa de K <sup>+</sup> injetada	262,2 g	
V = volume da CG	5.235 litros = 5,24 m <sup>3</sup>	
Q=vazão média observada*	41,80 L min <sup>-1</sup> = 16,30 m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup>	41,80 L min <sup>-1</sup> = 16,30 m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup>
TRH <sub>teórico</sub> = tempo de residência hidráulica teórico	125 min =0,32 d	462 min = 0,32 d
TRH <sub>real</sub> = tempo de residência hidráulica real (Equação 5 e 6)	950 min = 2,44 d	2.957 min = 2,05 d
σ <sup>2</sup> = variância (Equação 7 e 8)	459.508,76 min <sup>2</sup>	5.780.416,58min <sup>2</sup>
σ <sup>2</sup> <sub>θ</sub> = variância normalizada (Equação 13)	0,51	0,66
d= número de dispersão (Equação 16)	0,40	0,72
N=número de células agitadas em série (Equação 14, 15 e 16**)	2 e 1**	2 e 1**

\* volume diário de água residuária adicionado ao sistema, considerando 6,5 h/d.

\*\*coeficiente de determinação (R<sup>2</sup>) = 0,05 para a simulação (A) e (R<sup>2</sup>) = 0,03 para a condição real (B)

Tabela 41 Resumo dos resultados dos índices utilizados para complementação da avaliação hidrodinâmica da CG com interpretação dos resultados do 4º teste com água residuária do RU e com o sistema de aeração em funcionamento

Índices	(A)	(B)	Interpretação dos resultados
$\lambda = \text{TRH}_{\text{real}}/\text{TRH}_{\text{teórico}}$	7,59	6,39	Valores de (A) e (B), diferentes de 1 indicam perturbações de escoamento (zonas mortas e/ou curtos-circuitos). Valor de (A) se distanciando de zero para escoamento em mistura completa e de 1 para escoamento pistonado, indica escoamento dispersivo e distribuição não uniforme. Valor de (B) próximo a 1 indica tendência a escoamento pistonado.
$\text{TRH}_{\text{pico}}/\text{TRH}_{\text{teórico}}$	7,27	1,01	Valor igual a zero indica escoamento em mistura completa e, menor que 1, indica presença de curtos-circuitos.
$\text{TRH}_i/\text{TRH}_{\text{teórico}}$	0,08	0,00	Valores de (A) e (B) próximos a 1 indicam que as áreas estagnadas são insignificantes.
$\text{TRH}_{50\%}/\text{TRH}_{\text{real}}$	0,97	1,02	Valor de (A) indica escoamento em mistura dispersiva e (B) indica tendência ao escoamento em mistura completa
$\text{IDM} = \text{TRH}_{90\%}/\text{TRH}_{10\%}$	14,60	47,88	(IDM>22) com provável dispersão, devido à turbulência do ar difuso e inversão térmica da água.

$\lambda$  = Índice de avaliação da eficiência volumétrica;  $\text{TRH}_{\text{pico}}/\text{TRH}_{\text{teórico}}$  = Índice de tempo modal de residência;  $\text{TRH}_i/\text{TRH}_{\text{teórico}}$  = Índice de curto-circuito;  $\text{TRH}_{50\%}/\text{TRH}_{\text{real}}$  = Índice de tempo de residência médio;  $\text{IDM} = \text{TRH}_{90\%}/\text{TRH}_{10\%}$  = Índice de Dispersão de Morril para estimativa do índice de dispersão;  $\text{TRH}_{\text{real}}$  - tempo de residência hidráulica real;  $\text{TRH}_{\text{teórico}}$  - tempo de residência hidráulica teórico;  $\text{TRH}_{\text{pico}}$  - tempo em que a concentração de pico do traçador é registrada na saída;  $\text{TRH}_i$  - tempo em que o traçador foi detectado pela primeira vez;  $\text{TRH}_{10\%}$ ,  $\text{TRH}_{50\%}$  e  $\text{TRH}_{90\%}$  - tempo em que 10%, 50% e 90% da massa do traçador passam pela saída da unidade.

O número de dispersão encontrado para a simulação (A) e para a condição real (B) aponta para um escoamento tendendo à condição de mistura completa com dispersão de grande intensidade ( $d > 0,25$ ) (METCALF & EDDY, INC, 2003). O número de células em série confirma a tendência ao escoamento mistura completa.

Comparativamente, Silva (2004) encontrou para o sistema com aeração difusa (tanque de aeração),  $d=0,49$  e  $N=4$ , o que permitiu a caracterização de escoamento dispersivo, abordando o valor de  $d$ , e em relação a  $N$ , escoamento próximo do tipo de mistura completa.

A dispersão observada resulta da turbulência do ar injetado pelo soprador, por meio dos difusores no fundo da CG, juntamente com a intercalada condição estacionária ao cessar a vazão e novamente agitada no período de retorno da mesma, vazões de pico e desvios considerados em unidades reais e ainda possivelmente pela inversão térmica do fluido.

O  $TRH_{real}$  encontrado superou também o  $TRH_{teórico}$ , sugerindo atraso na liberação (resposta) do traçador, confirmando o indicio de zonas mortas no interior da CG, possivelmente abaixo dos aeradores.

Cabe mencionar que entre o sistema de aeração com difusores de ar e o fundo da CG havia um espaço com valor médio em torno de 14 cm, corroborando definitivamente para criação de zonas mortas e evidentemente curtos-circuitos.

Em relação à curva resposta de DTR (Figuras 52 e 53), como no teste anterior, não se obteve um bom ajuste. Também os resultados da verificação de recuperação de massa sofreram interferências, pois se calcula que tenha adentrado na CG uma quantidade maior de potássio, de aproximadamente  $22 \text{ mg L}^{-1}$  de  $K^+$  no conteúdo da amostra afluyente à CG.. Variação resultante dos cardápios e materias empregados nos processos de limpeza na cozinha do RU.

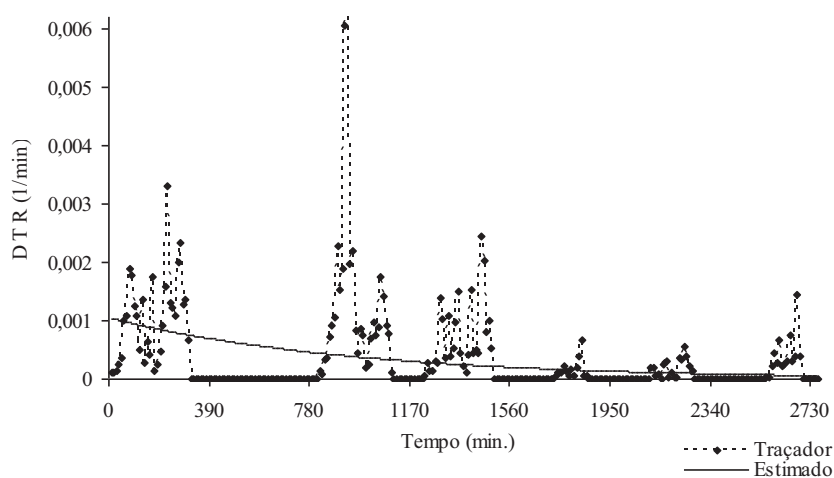


Figura 52 Curva de distribuição do tempo de residência (DTR) e ajuste da curva conforme metodologia descrita por Kadlec e Wallace (2008) no 4º teste, simulação (A), com água residuária do RU e sistema de aeração em funcionamento totalizando 46h (2.760 min) de teste

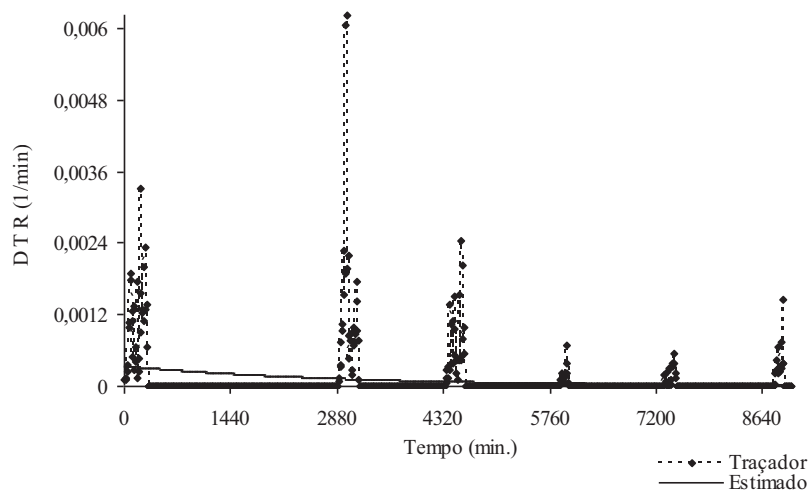


Figura 53 Curva de distribuição do tempo de residência (DTR) e ajuste da curva conforme metodologia descrita por Kadlec e Wallace (2008) no 4º teste, simulação (B), com água residuária do RU e sistema de aeração em funcionamento totalizando 150,5 h (9.030 min) de teste

Kreutz (2012), em estudo hidrodinâmico trabalhou com reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RAALF), tratando efluente de matadouro bovino, escala de bancada, operado continuamente. Nas três etapas avaliadas (I) anaeróbia, (II) anaeróbia-aeróbia e, (III) anaeróbia-aeróbia com recirculação, observou lento decaimento das concentrações de traçador (eosina Y) com presença de zonas mortas ou estagnadas; picos acentuados nas primeiras horas sugerindo existência de caminhos preferenciais; e difusão de traçador no meio poroso. Porém, na etapa 2, melhores resultados foram obtidos com  $TRH_{real}$  de 8 horas, igual ao  $TRH_{teórico}$ . Os graus de dispersão foram, possivelmente, influenciados pela inserção da fase aeróbia que promoveu uma melhor mistura. Nas três etapas o comportamento do reator tendeu à mistura completa.

#### 4.3.3 Comparação entre os testes hidrodinâmicos

Os testes, inicialmente com água limpa, como já mencionados, foram praticados com a finalidade de comparar e verificar a extensão dos resultados dos testes realizados com água residuária do RU. Apesar de terem sido realizados com vazão constante, demonstram uma característica intrínseca da CG, por não ocorrer variação brusca de vazão, advindo do RU, causando grandes impactos sobre as condições de mistura da CG.

Neste contexto, para a CG quando no 1º teste com água limpa com o sistema de aeração desligado os resultados foram  $d=0,07$  e  $N=7$  e no 3º teste com água residuária do RU sob condição real foram  $d=0,22$  e  $N=2$  e 3. Pode-se considerar avaliando as duas situações, o padrão de escoamento em tratamento de efluente gorduroso, como pistonado com forte tendência ao escoamento dispersivo. Admite-se dispersão moderada, com desvios de escoamento (zonas mortas, curtos-circuitos e recirculação) e distribuição não uniforme. Observou-se ainda, certa mistura quando avaliado o tempo em que o traçador foi detectado pela

primeira vez. Provavelmente, como já abordado, essas características são decorrentes dos gases formados no processo anaeróbio, em função do lodo acumulado, assim como das vazões de pico observadas. Por fim, não houve uso integral da unidade, devido à grande quantidade de espuma e gordura acumuladas na parte superior e lodo acumulado na parte inferior.

Com a CG funcionando sob aeração foram encontradas algumas diferenças:  $d=1,4$  e  $N=1$  para o 2º teste com água limpa e de  $d=0,72$  e  $N=1$  e 2 para o 4º teste com água residuária do RU. Pode-se considerar avaliando as duas situações, que os resultados sugerem escoamento tipo mistura completa ( $IDM > 22$ ) e pelo tempo em que o traçador foi detectado a primeira vez, tendendo ao escoamento dispersivo de grande intensidade e distribuição não uniforme. Possivelmente, conforme comentado, devido à turbulência do ar injetado provocando mistura, juntamente com as vazões de pico e desvios. Apresentou também perturbações de escoamento (zonas mortas, curtos-circuitos) com distribuição não uniforme e presença de zonas com recirculação no interior da unidade. Porém, a relação  $TRH_{50\%}/TRH_{real}$  aponta áreas estagnadas não significativas.

#### **4.4 Qualidade dos óleos e gorduras na produção de biodiesel**

Buscou-se, neste trabalho, pesquisar a produção e as características da gordura gerada por cozinhas industriais visando à produção energética do biodiesel. Vale realçar, que algumas empresas americanas desenvolveram metodologias patenteadas para reciclar óleos de cozinha e outros tipos de óleos, denominados gorduras amarelas e marrons, provenientes de sistemas de tratamento de esgoto (WILTSEE, 1998). É importante salientar que por meio da instalação da CG pode-se trabalhar com grande quantidade de gordura, sem a presença de coliformes. No caso acima, o autor cita que já naquela época a

quantidade de gordura lançada nos esgotos nos Estados Unidos era o equivalente a 2 bilhões de litros por ano de biodiesel. Embora seja uma pequena parcela comparada à demanda por diesel, o volume pode ser comparado com todo o biodiesel produzido naquele país no ano de 2007.

Como resultado inicial da caracterização da matéria-prima acumulada da CG, pela visualização da sua aparência física, verificou-se que se tratava de gordura visto a sua solidificação em temperatura ambiente (GOMES, M. M. R., 2009). Os demais resultados das médias correspondentes aos teores e índices avaliados dentro dos tratamentos da primeira e segunda etapas (flotação gravitacional e forçada, respectivamente) estão dispostos na Tabela 42. Já as análises de variância, com os respectivos coeficientes de variação, para as variáveis respostas estão dispostos nas tabelas inseridas nos respectivos itens.

Cabe observar que após estimar o modelo de delineamento verificou-se que os resíduos atendem aos pressupostos da análise de variância, sendo independentes, identicamente distribuídos, seguindo uma distribuição normal com variância constante (GOMES, F. P., 2009).

Tabela 42 Resultados das análises dos parâmetros teor de impurezas (TI) em (%), teor de água (TA) em (%), potencial hidrogeniônico (ph), índice de acidez (IA) em (mg de NaOH g<sup>-1</sup>de óleo), índice de iodo (II2) em (g I2 100 g<sup>-1</sup>de óleo), índice de peróxido (IP) em (meq kg<sup>-1</sup>), índice de refração em (% Brix) e índice de saponificação (IS) em (mg de KOH g<sup>-1</sup>de óleo), avaliados para caracterização dos O&G nos tratamentos da primeira (flotação gravitacional) e segunda etapas (flotação auxiliada por ar difuso)

Tratamento	Bloco (dias)	Variável							
		TI *	TA *	pH*	IA *	II2*	IP	IR	IS
1	1	9,57	5,49	-	151,54	65,15	58,47	68,54	227,31
1	2	5,07	3,03	3,88	129,46	79,93	54,12	68,84	214,33
1	3	8,47	3,21	4,11	123,31	55,24	41,16	70,66	203,35
1	4	5,32	2,22	3,59	123,94	53,57	54,49	73,36	217,49
1	5	3,27	3,35	4,00	132,24	65,27	97,81	68,66	211,88
1	6	5,40	12,52	4,12	125,92	54,16	31,04	70,76	209,04
1	7	5,49	2,08	3,74	123,38	40,72	46,11	69,92	202,40
1	8	5,87	3,50	3,60	131,19	60,55	45,61	69,36	203,31
1	9	4,63	3,42	3,99	130,30	70,19	54,70	69,72	198,97
1	10	5,12	4,43	3,58	132,57	56,01	48,16	69,58	197,37
1	11	5,95	3,51	5,01	137,90	65,13	83,35	68,60	214,67
1	12	11,31	3,99	4,00	135,14	65,51	54,55	69,32	228,12
1	13	6,52	2,89	3,99	131,02	53,36	50,68	69,40	178,34
Média		6,31	4,12	3,96	131,37	60,36	55,40	69,74	208,19
2	1	20,44	37,15	5,70	48,19	32,35	38,28	69,80	156,83
2	2	37,39	48,00	5,74	97,10	46,87	16,37	69,80	183,98
2	3	42,12	72,24	5,78	78,00	40,09	55,87	73,50	229,51
2	4	29,10	35,80	6,63	15,40	41,78	66,35	69,00	221,66
2	5	33,07	60,73	6,29	33,75	52,73	63,81	71,50	235,11
2	6	71,36	54,73	-	48,86	56,20	88,19	70,40	207,60
2	7	46,41	29,83	4,91	28,84	17,67	132,59	70,00	193,40
2	8	49,76	27,85	7,20	48,19	40,15	86,59	70,00	235,42
Média		41,21	45,79	6,03	49,79	40,98	68,51	70,50	207,93

\* diferença significativa (p<0,01); Tratamento 1: flotação gravitacional (Primeira etapa); Tratamento 2: flotação forçada (Segunda etapa).



#### 4.4.1 Teor de impurezas (TI)

A Tabela 43 indica que houve diferença significativa ( $p < 0,01$ ) do teor de impurezas pelo teste F, e que a segunda etapa apresentou em média, elevado TI, e ainda, segundo a classificação de Gomes, F. P. (2009), apresentou coeficiente de variação muito alto.

Tabela 43 Análise de variância com as fontes de variação (FV); grau de liberdade (GL); quadrados médios (QM); probabilidade acima do F calculado ( $Pr > F_c$ ), coeficiente de variação (CV) para a variável teor de impureza

FV	GL	QM	Pr>Fc
Tratamento	1	6031,8	<0.001
Bloco	12	68,225	0,84
Resíduo	7	129,7571	
Total	20		
CV = 58,11%			

A diferença pode ter sido provocada pela adsorção das moléculas de ar, aos materiais particulados, quando em meio aerado, impedindo a sedimentação desses (METCALF & EDDY, INC, 2003; RUBIO; SOUZA; SMITH, 2002). O acúmulo de partículas na superfície e a pouca quantidade de O&G retidos deu origem a uma espuma gordurosa com maior concentração de impurezas

O teor médio de impurezas observado na gordura da CG foi de 6,31% e 41,21% nos tratamentos da primeira e segunda etapas, respectivamente. A variabilidade da matéria-prima é uma restrição, ainda mais com a presença de inúmeros resíduos como areia, plástico, dentre outros, e ainda, resíduos contendo carbono, enxofre, pode apresentar grande dificuldade ao ser manipulada na produção de biodiesel, sendo sugerida a remoção desses resíduos antes do seu processamento (GOMES, M. M. R., 2009; SCHAFER et al., 2007; TYSON, 2004). Também, métodos adicionais devem ser empregados para o controle do

odor (SCHAFER et al., 2007; TYSON, 2004). Uma das principais impurezas é o elevado teor de enxofre, porém esse elemento pode ser removido por meio da destilação sob vácuo (CHAKRABARTI et al., 2008; SINGH; COBB; PETERSON, 2007).

#### 4.4.2 Teor de água (TA)

O resultado da Tabela 44 demonstra que houve diferença significativa ( $p < 0,01$ ) entre os tratamentos da primeira e segunda etapas, pelo teste F, com coeficiente de variação muito elevado.

Tabela 44 Análise de variância com as fontes de variação (FV); grau de liberdade (GL); quadrados médios (QM); probabilidade acima do F calculado ( $Pr > F_c$ ), coeficiente de variação (CV) para a variável teor de água

FV	GL	QM	Pr>F <sub>c</sub>
Tratamento	1	8597,2	<0,001
Bloco	12	84,3	0,713
Resíduo	7	118,9	
Total	20		
CV = 54,53%			

Foi obtido o teor médio de água na gordura de 4,12% e 45,79%, respectivamente, para os tratamentos da primeira e segunda etapas. A gordura, em meio aerado, apresentou em média, elevada umidade, devido a maior adsorção entre as moléculas de água e de ar. Ainda, a elevação do pH e da temperatura (superior a 35°C), pode ter favorecido a saponificação e emulsificação do material graxo, tornando mais difícil a separação entre gordura e água (MENDES et al., 2005; OLIVEIRA, 2012).

Tais resultados indicam a inviabilidade do uso da tecnologia de transesterificação alcalina na produção de biodiesel. Pesquisas enfatizam a

importância de um óleo quase seco, substancialmente anidro, para se obter o máximo de formação de éster. Apenas 0,3% na mistura da reação pode reduzir o rendimento por glicerol, consumindo o catalisador (BERY et al., 2012; FREEDMAN; PRYDE; MOUNTS, 1984; LEE; FOGLIA; CHANG, 2002). Na literatura pesquisada, viu-se que para uso dessa rota tecnológica, os valores de umidade devem ficar na faixa de 0,10 a 0,28%, abaixo do limite (1%), em que as reações paralelas de saponificação não afetam de forma significativa (CAMARGOS, 2005; TAKETA et al., 2009).

Wust (2004) comprovou, trabalhando com resíduos gordurosos não emulsificados, coletados de caixas de gordura provenientes de restaurantes comerciais, industriais e de *Shopping Centers*, que o valor médio de umidade de 3% para as amostras, não garantiu eficiência quando em processo transesterificação básica.

Em contrapartida, para altos valores de umidade em resíduos gordurosos encontrados em caixas de gordura (12,2% em indústria de alimento; 33,3% em restaurante universitário e, aproximadamente 88,1% em ETE), quando se utilizou a transesterificação via catálise enzimática (lipase comercial de *Candida antarctica*), e via catálise ácida ( $H_2SO_4$ ) funcionou corretamente. Os bons resultados registrados foram devido ao biocombustível que se enquadrou nos limites especificados pela legislação, com exceção apenas da acidez (OLIVEIRA, 2012).

O uso de catalisador químico é recomendado para matérias-primas com grande quantidade de água. O metanol deve ser aplicado em excesso para que a quantidade de água produzida durante a reação não impeça a realização completa das reações. Torna-se necessário também um polimento como pós-tratamento do biodiesel (SCHAFER et al., 2007; TYSON, 2004).

#### **4.4.3 Potencial hidrogeniônico (pH)**

Os valores médios de pH encontrados na gordura foram 3,9 e 6,0 na primeira e segunda etapas, respectivamente. Os resultados da Tabela 45 comprovam que houve diferença significativa ( $p < 0,01$ ) desse parâmetro entre os tratamentos pelo teste F. Na primeira etapa a gordura apresentou em média pH muito baixo, demonstrando altas concentrações de AGL, provavelmente, devido à fermentação dos lipídios. Os AGL conferem à gordura uma característica ácida, o que é inviável para a produção de biodiesel por rota convencional (transesterificação via catálise alcalina). O coeficiente de variação foi médio, com pouca variabilidade nos dados.

Tabela 45 Análise de variância com as fontes de variação (FV); grau de liberdade (GL); quadrados médios (QM); probabilidade acima do F calculado ( $Pr > F_c$ ), coeficiente de variação (CV) para a variável pH

FV	GL	QM	Pr>Fc
Tratamento	1	18,91	0,001
Bloco	12	0,239167	0,79
Resíduo	5	0,41	
Total	20		
CV = 13,53%			

Alguns autores também encontraram pH baixo, e ao que parece, a gordura foi amostrada em caixas de gordura convencionais. Oliveira (2012) encontrou para três caixas de gordura, pH 4,2 para a espuma industrial; 4,8 para a espuma de RU(s) e 5,7 para espuma de ETE(s). Veiga (2003) estudando caixa de gordura de restaurante industrial encontrou pH médio de 4,0 e Semionato et al. (2005), também avaliando caixa de gordura de estação de tratamento, encontraram para a espuma valor médio de pH de 5,7 e Wust (2004) encontrou valores de pH na faixa de 4,5 a 5,5.

#### 4.4.4 Densidade

É característica das gorduras (escuma) a baixa densidade, menor que 1,0 e usualmente perto de  $0,95 \text{ g cm}^{-3}$  (METCALF & EDDY, INC, 2003), que é intensificada por fluxos ascensionais de água ou gás (SOUZA, 2006). A densidade encontrada à temperatura de  $26,6^{\circ}\text{C}$  para a gordura sob flotação gravitacional, sem aeração, foi de  $0,87 \text{ g cm}^{-3}$  e, sob aeração, a densidade foi de  $0,91 \text{ g cm}^{-3}$ .

Avaliando outros trabalhos foi possível perceber resultados similares ao encontrado nesta pesquisa. Como exemplo, no trabalho de Oliveira (2012), em que a escuma foi homogeneizada, processada, filtrada e centrifugada, as densidades a  $25^{\circ}\text{C}$  foram de  $0,88 \text{ g cm}^{-3}$  para resíduos das indústrias de alimento,  $0,89 \text{ g cm}^{-3}$  para as de RU(s) e  $0,90 \text{ g cm}^{-3}$  de ETE(s).

Porém Veiga (2003) encontrou  $1,0423 \text{ g cm}^{-3}$  em amostras de escuma de restaurante industrial, previamente filtradas em peneira plástica e Wust (2004)  $0,71 \text{ g cm}^{-3}$  a  $20^{\circ}\text{C}$ , para resíduo de caixas de gordura de restaurantes comerciais, com amostras desemulsificadas e purificadas. As diferenças podem estar relacionadas à preparação diferenciada das amostras (pré-tratamento) e à temperatura.

#### 4.4.5 Índice de acidez (IA)

Os valores médios para o índice de acidez foram 131,37 na primeira etapa e 49,79 mg de NaOH para g de óleo na segunda etapa. A Tabela 46 confirma a diferença significativa ( $p < 0,01$ ) para esse índice pelo teste F, entre os dois tratamentos, o coeficiente de variação médio, indicando uma boa precisão dos dados.

Tabela 46 Análise de variância com as fontes de variação (FV); grau de liberdade (GL); quadrados médios (QM); probabilidade acima do F calculado ( $\text{Pr} > \text{Fc}$ ), coeficiente de variação (CV) para a variável índice de acidez

FV	GL	QM	$\text{Pr} > \text{Fc}$
----	----	----	-------------------------

Tratamento	1	32965	<0,001
Bloco	12	242	0,772
Resíduo	7	386	<0,001
Total	20		
CV = 19,59%			

A gordura, na primeira etapa, apresentou em média maior IA, visto como já dito, os processos fermentativos ocorrentes nesse tratamento. Mas, mesmo com um resultado mais baixo na segunda etapa, considera-se elevado, pois se confirmou, em vários trabalhos divulgados, a importância de valores de acidez abaixo de 1% (2 mg de KOH para g de óleo), pois quanto menor o índice de acidez, maior a conversão à biodiesel pela rota convencional e maior a qualidade da amostra.

Índices de 0,047 a 1,47 mg de KOH para g de óleo mostraram-se dentro da faixa aceitável, indicando matéria-prima de ótima qualidade para o processo de transesterificação básica (ALVES; MOZER; MARQUES, 2010; BERY et al., 2012; COSTA, 2006; KRAUSE, 2008; KUCEK, 2004; NASCIMENTO et al., 2009; OLIVEIRA et al., 2012; TAKETA et al., 2009).

Como já mencionado, a tecnologia acima citada torna-se inviável quando o índice de acidez está acima da faixa ideal, pois estimula a formação de sabão e a separação dos produtos fica extremamente difícil, resultando em baixo rendimento de biodiesel (AKBAR et al., 2009; KUCEK, 2004). Schafer et al. (2007) e Tyson (2004) afirmam o uso primeiramente, de um catalisador ácido antes do alcalino. Até mesmo quando Silva Filho (2010), em sua pesquisa, encontrou para esse índice o valor de 2,23 mg de KOH para g de óleo, pouco acima do limite considerado aceitável, concluiu que a produção do biocombustível não apresentou resultados satisfatórios. A este problema somaram-se a baixa qualidade dos reagentes utilizados e o elevado nível de umidade presente.

Para valores que ultrapassavam o valor de referência acima citado recomenda-se corrigi-los por meio de misturas com óleos de menor acidez (RODRIGUES, 2007), como também recorrer a etapas de tratamento prévio (GONÇALVES et al., 2009; MELO, 2010; PRÁ et al., 2009; SCHAFER et al., 2007; TYSON, 2004). Porém, tais etapas representam aumento nos custos e no tempo de execução, além de gerar mais resíduos para descarte (MELO, 2010). Para valores entre 4,48 a 91,0 mg de KOH para g de óleo foi verificado o uso de processos alternativos já citados (ARAÚJO; CARVALHO; SOUSA, 2009; PEREIRA, 2009; RODRIGUES, 2007; SILVEIRA, 2012).

Oliveira (2012) encontrou IA, em espuma de caixa de gordura, de 45,3 em indústria de alimento; 168,2 em RU(s) e 37,0 mg de KOH para g de óleo relacionada a ETE. O maior índice foi na amostra do RU que demonstrou alto grau de processamento do óleo residual, oxidação e decomposição dos glicerídeos ao longo do tempo.

Pedroso et al. (2012), utilizando gorduras provenientes da espuma de esgotos de ETE(s) e de caixa de gordura de restaurantes e indústrias alimentícias, relatam que devido ao elevado IA da matéria-prima a sua transformação em éster foi feita por reações de esterificação e transesterificação.

#### **4.4.6 Índice de iodo (II<sub>2</sub>)**

Os valores médios encontrados para o índice de iodo foram: 60,36 na primeira etapa e 40,98 g I<sub>2</sub> para 100 g de óleo na segunda etapa. Pela Tabela 47 pode se ver que houve diferença significativa ( $p < 0,01$ ) entre ambos os tratamentos pelo teste F e o coeficiente de variação foi médio.

Tabela 47 Análise de variância com as fontes de variação (FV); grau de liberdade (GL); quadrados médios (QM); probabilidade acima do F calculado ( $Pr > F_c$ ), coeficiente de variação (CV) para a variável índice de iodo

FV	GL	QM	Pr>Fc
Tratamento	1	1861,7	0,001
Bloco	12	140,6333	0,171
Resíduo	7	68,15714	
Total	20		
CV = 15,58%			

Na primeira etapa a gordura apresentou, em média, maior índice de iodo. Mas, mesmo assim, não pode ser considerado alto para produção de biodiesel. Como já mencionado, a ANP não determina um limite específico, somente algumas normas internacionais fixam valores máximos, os quais são maiores do que os apresentados nessa pesquisa.

Constata-se pelos resultados, que a matéria-prima em questão, visto o seu baixo valor de I<sub>2</sub>, tende a maior solidificação, conseqüentemente, podendo ser um indicativo da necessidade de um pré-processo de neutralização para produção do biocombustível.

Alguns trabalhos reportam sobre esse índice para duas cultivares de mamona, onde foram encontrados valores médios de 92,3 e de 93,1 g I<sub>2</sub> para 100 g de óleo (COSTA, 2006; COSTA et al., 2009); valores mínimos e máximos de 32 a 44 e 70 a 85 g I<sub>2</sub> para 100 g de óleo, respectivamente, para óleos extraídos da amêndoa e do mesocarpo da palmeira macaúba (RODRIGUES, 2007); para óleo do pinhão-manso (*Jatropha curcas* L), o valor de 103,62 g I<sub>2</sub> para 100g de óleo foi considerado alto pelo elevado conteúdo de insaturações de ácidos graxos (78,5%), estado mais propenso à oxidação (AKBAR et al., 2009); já para o óleo de soja, o valor de 89,38 g I<sub>2</sub> para 100 g<sup>-1</sup> indicou que sofreu pouca degradabilidade após a realização da síntese do biodiesel.

#### 4.4.7 Índice de peróxido (IP)



A Tabela 48 indica que não houve diferença significativa ( $p>0,01$ ) para esse índice, independentemente do tratamento o IP foi o mesmo. O coeficiente de variação foi muito alto.

Tabela 48 Análise de variância com as fontes de variação (FV); grau de liberdade (GL); quadrados médios (QM); probabilidade acima do F calculado ( $Pr>F_c$ ), coeficiente de variação (CV) para a variável índice de peróxido

FV	GL	QM	Pr>F <sub>c</sub>
Tratamento	1	850,19	0,38
Bloco	12	440,75	0,89
Resíduo	7	999,4857	
Total	20		

CV = 52,35%

Esperava-se um aumento nesse índice na segunda etapa, uma vez que a gordura foi exposta por aeração ao oxigênio. Isso poderia acarretar reações com liberação de compostos tóxicos (peróxidos). Porém, parece que a exposição à água e a elevadas temperaturas do afluente podem ter causado maior efeito, indicando semelhança desse índice para os dois tratamentos.

Os resultados mostram índices médios de peróxido de 55,40 e 68,51 meq  $kg^{-1}$ , respectivamente, nos tratamentos da primeira e segunda etapas. Esses valores indicam elevada degradação oxidativa. Isso pode ser comprovado no trabalho de Costa (2006), quando foram encontrados índices médios de peróxido de 0,60 e 0,10 meq  $kg^{-1}$  para óleo de mamona em duas cultivares. Os valores indicam baixa possibilidade de deterioração oxidativa.

Melo (2010) e Nascimento et al. (2009), trabalhando com óleos vegetais, encontraram para o óleo de coco babaçu índice de 1,14; Pereira (2009) utilizando óleo Pinhão-manso (*Jatropha curcas L*), extraído com solvente hexano encontrou 1,22 e extraído com etanol 3,30; e, Akbar et al. (2009) 1,93 meq  $kg^{-1}$ . Esses índices

são considerados baixos quando comparados à estabilidade oxidativa desses óleos.

Rodrigues (2007) no seu trabalho com os óleos de amêndoa e mesocarpo da palmeira macaúba mostrou, respectivamente, os valores mínimos e máximos para o IP de 8 a 10 meq kg<sup>-1</sup> e de 16 a 18 meq kg<sup>-1</sup>. Os melhores resultados foram para as amostras de óleo de amêndoa.

#### 4.4.8 Índice de refração (IR)

A Tabela 49 demonstra que, independentemente do tratamento, o índice de refração foi o mesmo, não havendo diferença significativa ( $p > 0,01$ ) entre os tratamentos. O coeficiente de variação foi baixo.

Tabela 49 Análise de variância com as fontes de variação (FV); grau de liberdade (GL); quadrados médios (QM); probabilidade acima do F calculado ( $Pr > F_c$ ), coeficiente de variação (CV) para a variável índice de refração

FV	GL	QM	Pr>F <sub>c</sub>
Tratamento	1	2,803	0,33
Bloco	12	1,316167	0,85
Resíduo	7	2,592429	
Total	20		
CV = 2,3%			

Foram encontrados valores médios para o índice de refração na primeira etapa, de 69,74% Brix a 29 °C e na segunda etapa, de 70,50% Brix a 26 °C, estando dentro da escala 2 (em que de 42 a 71% Brix corresponde a 1,40 a 1,47). Os resultados mostram uma faixa normal como em outras pesquisas, não inviabilizando o uso da gordura utilizada na obtenção de biodiesel. Porém, nota-se que em óleos com maior grau de insaturação, maior índice de iodo, o índice de

refração se estabeleceu mais próximo do valor de 1,47, o que pode ser visto em alguns trabalhos citados a seguir.

Costa (2006) encontrou para o óleo de mamona de duas cultivares os valores de 1,4776 e 1,466 na temperatura de 25°C; Pereira (2009), para o óleo do pinhão-manso a 25°C, obteve o valor de 1,460, quando extraído com solvente hexano, 1,463 quando extraído com Etanol e de 1,469 por prensagem; Almeida et al. (2011) encontraram para os óleos de canola, girassol, milho e soja valores que variaram de 1,4710 a 1,4735 a 26°C, ressaltando que a proporção de ácidos graxos saturados e insaturados nesses óleos foi semelhante.

#### 4.4.9 Índice de saponificação (IS)

Os resultados apresentados para o índice de saponificação (IS) na primeira etapa foi de 208,19 e na segunda etapa de 207,93 mg de KOH para g de óleo, indicando, como pode ser visto na Tabela 50, que não houve diferença significativa ( $p > 0,01$ ) entre os tratamentos, ou seja, o IS foi o mesmo, enquanto o coeficiente de variação apresentado foi médio.

Tabela 50 Análise de variância com as fontes de variação (FV); grau de liberdade (GL); quadrados médios (QM); probabilidade acima do F calculado ( $Pr > F_c$ ), coeficiente de variação (CV) para a variável índice de saponificação

FV	GL	QM	Pr>Fc
Tratamento	1	0,33	0,98
Bloco	12	298,4	0,85
Resíduo	7	583,0143	
Total	20		

CV = 11,6 %

Os valores elevados indicam que a matéria-prima pode ter sofrido reações de hidrólise, liberando ácidos graxos correspondentes, ainda que contenha mais

ácidos graxos saturados de menor peso molecular (ALVES; MOZER; MARQUES, 2010; SILVEIRA, 2012), conseqüentemente mais base será consumida no caso de transesterificação alcalina (RODRIGUES, 2007).

Alguns valores encontrados na literatura como para o óleo de coco babaçu, com IS na faixa de 119,9 mg de KOH para g de óleo, demonstram uma boa alternativa como matéria-prima para produção de biodiesel via transesterificação, obtendo-se elevados rendimentos e padrões de qualidade exigidos pelas legislações vigentes (NASCIMENTO et al., 2009). Já o valor médio de 188,22 mg de KOH para g de óleo para óleos de pinhão-manso, mostrou que as sementes do óleo possivelmente sofreram deterioração (SILVEIRA, 2012). Para 191,71 mg de KOH para g de óleo, fez com que a produção de biodiesel não apresentasse resultados satisfatórios, visto que a acidez também foi elevada (SILVA FILHO, 2010).

Em resíduos (escuma) de caixa de gordura, Oliveira (2012) obteve como resultados para os IS, valores de 215,8 em escuma de indústrias de alimento; 182,6 em escuma de RU(s), e 151,9 mg de KOH para g de óleo em escuma de ETE(s). Os altos índices de saponificação e os de acidez, como citado, indicam um elevado grau de processamento do óleo residual, oxidação e decomposição dos glicerídeos ao longo do tempo.

## 5 CONCLUSÕES

Na primeira etapa, com a CG funcionando gravitacionalmente, a espuma gordurosa e lodo acumulados interferiram na eficiência em que maiores patamares poderiam ser alcançados, caso tivessem sido descartados com maior constância. Nas eficiências de remoção dos parâmetros monitorados na CG apenas foram constatadas diferenças significativas entre os tratamentos por flotação convencional (Primeira etapa) e por flotação forçada (Segunda etapa), para STF, SD, DQO total e detergente.

A CG mostrou um bom desempenho na remoção de O&G com 57 e 52% na primeira e segunda etapas, respectivamente. Na primeira etapa as temperaturas mais baixas auxiliaram na remoção física, incrementando as condições de flotação. Na segunda a oxidação dos O&G foi bastante efetiva na sua remoção.

A remoção de SS de 73 e 63% e STV de 63 e 65%, respectivamente para a primeira e segunda etapas, foram mais expressivas. E ainda, a relação STV/STV afluente e efluente indicou a natureza orgânica da água residuária. Assim, o efluente não comprometerá o tratamento biológico na ETE/UFLA. Quanto aos STF, a remoção na primeira etapa foi de apenas 19%. Concluiu-se que a situação foi agravada pelo grande acúmulo na espuma superficial e lodo no fundo em todo o período avaliado. Na segunda etapa (com aeração) a remoção se mostrou mais eficiente, porém baixa (25%). Em ambas as etapas os sólidos foram varridos para fora da CG, no efluente. Já os SD foram removidos com melhor eficiência, principalmente pela flotação por ar difuso na segunda etapa (54%).

Em relação à matéria orgânica os valores encontrados para a eficiência de remoção de DBO e DQO totais e filtradas, podem ser considerados bons, por ser tratamento preliminar responsável pela remoção de sólidos grosseiros e finamente particulados, menos densos que a água. A eficiência de remoção de DBO total foi melhor que DBO filtrada em ambas as etapas. Na primeira etapa foram

respectivamente, 50 e 35% e na segunda foram respectivamente, 44 e 39%. Houve maior retenção, quebra e decomposição de material particulado, ou seja, maior carga efluente de matéria orgânica dissolvida. Assim, o efluente não deverá comprometer o tratamento biológico na ETE/UFLA. Quanto à eficiência de remoção da DQO total, na primeira etapa, o resultado foi melhor (49%) comparado à segunda etapa (32%).

Para o P total e NTK a eficiência de remoção foi baixa respectivamente, 38 e 25% e 30 e 24%, na primeira e segunda etapas. Conclui-se que estando esses macronutrientes em concentrações elevadas no efluente torna-se necessário passar por tratamento posterior.

Quanto ao parâmetro detergente, a melhor eficiência encontrada foi na primeira etapa (34%), via flotação, degradação (anaerobiose) e adsorção no lodo biológico (sedimentação). Na segunda, a eficiência foi muito baixa (10%).

A partir dos ensaios hidrodinâmicos, conclui-se que as questões relacionadas aos parâmetros de projeto e operacionais podem interferir de maneira significativa no desempenho das unidades de tratamento preliminar de água residuária, como no caso das caixas de gordura.

Nas condições reais de funcionamento da CG, tratando água residuária do RU, na primeira etapa, em condições de flotação gravitacional, a determinação do modelo do escoamento ficou sob a influência da biomassa (lodo), a retenção bem mais elevada de particulados menos densos nas camadas superiores (escuma), dos óleos e graxas retidos em maior quantidade e ainda aos sólidos grosseiros mais densos retidos na parte inferior. Esses fatores mencionados retardaram o escoamento e conseqüentemente o tempo de percurso do fluido na referida unidade. Os resultados obtidos:  $d=0,22$ ;  $N= 2$  e  $3$  unidades e  $IDM=5,44$ ; demonstraram um escoamento dispersivo moderado, tendendo a pistonado, mas possuindo intrinsecamente certa mistura. Os desvios de escoamento foram

ocasionados pelas zonas mortas, curtos-circuitos e recirculação interna, efeitos que contribuem para a distribuição não uniforme.

Já utilizando o processo de flotação forçada com água residuária do RU, com o sistema de aeração em funcionamento, os resultados foram: IDM= 47,88;  $d=0,72$  e  $N= 1$  e  $2$  confirmam fortemente a tendência de escoamento em mistura dispersiva de elevada intensidade. O aumento do tempo de residência hidráulica real relacionou-se à recirculação das partículas de fluido dentro da própria unidade, bem como as zonas mortas causadas pelos cantos prismáticos, algumas outras arestas intrínsecas às unidades hidráulicas e as de condução de ar.

Em relação ao biodiesel, os resultados obtidos nos processos por flotação convencional e forçada, respectivamente, mostraram densidade  $0,87$  e  $0,91 \text{ g cm}^{-3}$  a  $26,6^\circ\text{C}$ ; pH  $3,96$  e  $6,03$ ; teor de impureza  $6,31$  e  $41,2\%$ ; teor de água  $4,12$  e  $45,79\%$ ; índice de acidez  $131,37$  e  $49,79 \text{ mg g}^{-1}$  de óleo; iodo  $60,36$  e  $40,98 \text{ g I}_2 100 \text{ g}^{-1}$ ; peróxido  $55,40$  e  $68,51 \text{ meq kg}^{-1}$ ; refração  $69,74$  e  $70,50 \%$  Brix e saponificação  $208,19$  e  $207,93 \text{ mg de KOH g}^{-1}$  de óleo, concluindo-se que a matéria-prima apresentou inviabilidade para uso da rota convencional (transesterificação alcalina) na produção de biodiesel devido à umidade e acidez que extrapolaram os valores considerados ideais. A produção de biodiesel pode ser feita empregando processos híbridos como a hidroesterificação.

Observou-se diferença significativa entre os processos de flotação quanto aos parâmetros avaliados, exceto índices de peróxido, refração e saponificação. O processo convencional se mostrou mais vantajoso por apresentar maior potencial de produção de gordura, podendo atingir valores anuais de  $3,2$  toneladas por ano, com a CG operando apenas com refeições relativas ao almoço ( $6\text{h}30\text{min}$  por dia). Para as condições avaliadas nesta pesquisa, a primeira etapa (flotação gravitacional) por ser de menor custo de implantação e gerar maior quantidade de matéria residual para produção de biodiesel, foi a melhor opção em relação à segunda etapa (flotação forçada).

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

Especificamente o efluente da cozinha industrial do RU/UFLA corresponde a um grande volume de esgotamento líquido, e a quantidade de sólidos provenientes do processamento de alimentos é elevada. Caso não sejam retidos pela CG haverá sérios problemas na rede de esgoto e nas respectivas estações elevatórias de esgoto (EEE) subsequentes à caixa de gordura. A unidade se mostrou uma boa alternativa para o tratamento preliminar dessas águas residuárias com elevado teores de poluentes, servindo para amenizar os impactos causados à ETE/UFLA.

Recomenda-se para futuras pesquisas:

- obtenção dos parâmetros reais hidrodinâmicos por meio da aplicação dos modelos de escoamento, para correção das unidades e sistemas de tratamento, e ainda auxiliar na concepção de projetos para futuras implantações, inclusive de caixas de gordura, fazendo com que as unidades sejam cada vez mais compactas e com maior eficiência;
- proposição de configurações e estudos de formas a evitar anomalias como, zonas mortas e canais preferenciais no interior das unidades;
- utilização de um traçador que seja melhor identificado no afluente;
- rotina no descarte de espuma e lodo quando acumulados em grande quantidade, para que não interfiram nas eficiências das unidades;
- estabelecimento de uma condição totalmente aerada sob maior período de funcionamento da CG (24 horas), porém minimizando a vazão de ar por meio da instalação de um inversor de frequência no soprador. Com menor densidade de potência haverá redução na agitação da massa líquida e conseqüentemente evitará que a gordura seja demasiadamente quebrada e removida junto com o efluente. Nessa pesquisa, a densidade de potência utilizada, apesar de ter sido recomendada pela literatura citada, não trouxe



qualquer benefício ao processo de aculumação de O&G na referida unidade;

- e, ainda, no caso específico da caracterização da gordura para produção de biodiesel, retirada de sua umidade usando secagem em estufa a vácuo para não degradá-la e não alterar os resultados das análises, o que pode ocorrer no uso prolongado de estufa a uma temperatura de  $80^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ .

## REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS. **Resolução nº. 7, 2008**. Disponível em: <[http://nxt.anp.gov.br/NXT/gateway.dll/leg/resolucoes\\_anp/2008/mar%C3%A7o/ranp%207%20-%202008.xml?f=templates\\$fn=document-frame.htm\\$3.0\\$q=\\$x=\\$nc=6637](http://nxt.anp.gov.br/NXT/gateway.dll/leg/resolucoes_anp/2008/mar%C3%A7o/ranp%207%20-%202008.xml?f=templates$fn=document-frame.htm$3.0$q=$x=$nc=6637)> Acesso: 6 jun. 2013.
- AKBAR, E. et al. Characteristic and composition of jatropha curcas oil seed from malaysia and its potential as biodiesel feedstock. **Scientific Research**, Philadelphia, v. 29, n. 3, p. 396-403, 2009.
- ALMEIDA, J. K. P. et al. Caracterizações físico-químicas de óleos vegetais utilizados para produção de biodiesel com metodologias alternativas simples. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, 21., 2011, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: UFMG, 2011. 1 CD ROM.
- ALVARENGA, B. M.; SOARES, M. A. Potencialidade de produção de biodiesel por óleos e gorduras residuais na cidade de Itabira-MG. **Revista Ceres**, Viçosa, MG, v. 57, n. 6, p. 721-729, 2010.
- ALVES, E. **Curso introdutório à microscopia eletrônica de varredura**. Lavras: UFLA-FAEPE, 2004. 43 p. Apostila.
- ALVES, I. L.; MOZER, F. E.; MARQUES, F. C. Produção de biodiesel utilizando óleo de soja da cantina do IFES. In: JORNADA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 5.; JORNADA DE INICIAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO TECNOLÓGICO E INOVAÇÃO, 3., 2010, Cachoeiro de Itapemirim. **Trabalhos apresentados...** Cachoeiro de Itapemirim: IFES, 2010.
- AMERICAN OIL CHEMISTS' SOCIETY. **Official methods and recommended practices of the American Oil Chemists' Society**. Champaign, 1990.
- AMERICAN OIL CHEMISTS' SOCIETY. **Official methods and recommended practices of the American Oil Chemists' Society**. Champaign, 1995.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION/AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION/WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed. Washington, 2005.

ARANDA, D. A. G.; SILVA C. C. C.; DETONI, C. Current processes in Brazilian Biodiesel Production. **International Review of Chemical Engineering**, Sofia, v. 1, n. 6, 2009.

ARANTES, A. C. C. et al. Estudo da desacidificação do óleo de macaúba para utilização como matéria prima na produção de biodiesel. In: CONGRESSO DA REDE BRASILEIRA DE TECNOLOGIA DE BIODIESEL, 4.; CONGRESSO BRASILEIRO DE PLANTAS OLEAGINOSAS, ÓLEOS, GORDURAS E BIODIESEL, 7., 2010, Belo Horizonte . **Trabalhos apresentados...** Belo Horizonte: UFMG, 2010.

ARAÚJO, G. S.; CARVALHO, R. H. R.; SOUSA, E. M. B. D. Produção de biodiesel a partir de óleo de coco (*Cocos nucifera* L.) bruto. In: INTERNATIONAL WORKSHOP ADVANCES IN CLEANER PRODUCTION, 2., 2009, São Paulo. **Trabalhos apresentados...** São Paulo: [s. n.], 2009.

ARCEO, Á. A. **Produção de biodiesel mediante o processo de Hidroesterificação da biomassa das microalgas *Scenedesmus dimorphus* e *Nannochloropsis oculata***. 2012. 204 p. Tese (Doutorado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) - Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229**: projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8160**: sistemas prediais de esgoto sanitário: projeto e execução. Rio de Janeiro, 1999.

BARROS, A. A. C.; WUST, E.; MEIER, H. F. Evaluate the waste fatty acid by scientific and technical study to obtain biodiesel. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 3, p. 255-262, 2008.

BATSTONE, D. J. et al. Modelling anaerobic degradation of complex wastewater. I model development. **Bioresource Thenology**, Albiere, v. 75, p. 67-74, 2000.

BECKER, P. et al. The biodegradation of olive oil and the treatment of lipid-rich wool scouring wastewater under aerobic thermophilic conditions. **Water Research**, New York, v. 33, p. 653–660, 1999.

BERCHMANS, H. J.; HIRATA, S. Biodiesel production from crude *Jatropha curcas* L. seed oil with a high content of free fatty acids. **Bioresource Technology**, Essex, v. 99 p. 1716–1721, 2008.

BERY, C. C. S. et al. Feasibility study of oil marine fish guts (*Seriola Dumerlii* (Arabaiana), *Thunnus* spp (TUNA), mackerel *Scomberomorus* (MACKEREL) and *Carcharrhinus* spp (TION)) sold in Aracaju up for the production of biodiesel. **Revista GEINTEC**, São Cristóvão, SE, v. 2, n. 3, p. 297-306, 2012.

B&F DIAS INDÚSTRIA E COMÉRCIO LTDA. 2004. (Boletim Técnico). Disponível em: <<http://www.bfdias.com.br/fichas/difusores/2.php>>. Acesso em: 23 dez. 2013.

BORGES, N. B. **Caracterização e pré-tratamento de lodo de fossas e de tanques sépticos**. 2009. 152 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005**. Brasília, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/>>. Acesso em: 19 jun. 2012.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA n° 430, de 13 de maio de 2011**. Brasília, 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 19 jun. 2012.

CAMARGOS, R. R. S. **Avaliação da viabilidade de se produzir biodiesel através da transesterificação de óleo de grãos de café defeituosos**. 2005. 105 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2005.

CAMMAROTA, M. C.; FREIRE, D. M. G. A review on hydrolytic enzymes in the treatment of wastewater with high oil and grease content. **Bioresource Technology**, Essex, v. 97, p. 2195-2210, 2006.

CAMMAROTA, M. C. **Tratamento de efluentes líquidos**. 2011. (Nota de aulas). Disponível em: <<http://www.eq.ufrj.br/docentes/magalicammarota/2013/eqb485.pdf>>. Acesso em: 9 set. 2012.

CAMPOS, C. M. M. et al. The efficiency of UASB reactor treating dairy effluent at different organic loading rates. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 28, n. 6, p. 1376-1384, 2004.

CAMPOS, C. M. M. **Physical aspects affecting granulations in UASB Reactors**. 1990. 459 p. Thesis (PhD) – University of Newcastle upon Tyne, Newcastle, 1990.

CANAKCI, M. The potential of restaurant waste lipids as biodiesel feedstocks. **Bioresource Technology**, Essex, v. 98, n. 1, p. 183–190, 2007.

CANAKCI, M.; VAN GERPEN, J. A pilot plant to produce biodiesel from high free fatty acid feedstocks trans. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 46, n. 4, p. 945-954, 2003.

CANAKCI, M.; VAN GERPEN, J. Biodiesel production from oils and fats with high free fatty acids. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 44, p. 1429-1436, 2001.

CAPELA, I. et al. Hydrodynamic behaviour of a full-scale anaerobic contact reactor using residence time distribution technique. **Journal of Chemistry Technology and Biotechnology**, London, v. 84, n. 35, p. 716-724, 2009.

CARDOSO, A. L. **Estudo cinético das reações de esterificação de ácidos graxos catalisadas por ácidos de Lewis e de Bronsted para produção de biodiesel**. 2008. 64 p. Dissertação (Mestrado em Agroquímica) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2008.

CARVALHO, Q. K. et al. Avaliação hidrodinâmica de reator UASB submetido a variação cíclica de vazão. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 2, p. 226-235, 2008.

CASSINI, A. S. **Estudo de processos alternativos no pré-tratamento de efluentes provenientes da produção de isolados protéicos**. 2008. 179 p. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

CASTRO, F. M. S. **Estudo do comportamento hidrodinâmico de uma nova proposta de configuração interna para reator UASB**. 2010. 102 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

CAVALCANTI-OLIVEIRA, E. D'A. et al. Study of soybean oil hydrolysis catalyzed by thermomyces lanuginosus lipase and its application to biodiesel production via hydroesterification. **Enzyme Research**, New York, n. 1, p. 1-8, 2011.

CHAKRABARTI, A. A. R. et al. Waste grease biodiesel production at a wastewater treatment plant. **Proceedings of the Water Environment Federation**, [S. l.], n. 14, p. 2770-2789, 2008.

CHAN, H. Removal and recycling of pollutants from Hong Kong restaurant wastewaters. **Bioresource Technology**, Essex, v. 101 n. 17, p. 6859-6867, 2010.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2007. v. 5, 379 p.

CHIABAI, R.; REBOUÇAS, C. C.; GONÇALVES, R. F. Remoção de O&G em dois sistemas de tratamento de esgoto sanitário associando reatores anaeróbios e aeróbios em série. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: ABES, 2005. p. 1-5.

CONCEIÇÃO, M. M. et al. Rheological behavior of Castor Oil Biodiesel. **Energy & Fuel**, London, v. 19, p. 2185-2188, 2005.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL; CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DE MINAS GERAIS. **Deliberação normativa conjunta**. 2008. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151>>. Acesso em: 6 jan. 2014.

CORDEIRO, C. S. et al. Catalisadores heterogêneos para a produção de monoésteres graxos (biodiesel). **Química Nova**, São Paulo, v. 34, n. 3, p. 477-486, 2011.

COSTA NETO, P. R.; ROSSI, L. F. S. Produção de biocombustível alternativo ao óleo diesel através da transesterificação de óleo de soja usado em frituras. **Química Nova**, São Paulo, n. 23, v. 4, p. 531, 2000.

COSTA, T. L. et al. Características do óleo de mamona da Cultivar BRS- 188 Paraguaçu. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, Guarapuava, v. 1, n.1, p. 93-99, 2009.

COSTA, T. L. **Propriedades físicas e físico-químicas do óleo de duas cultivares de mamona**. 2006. 113 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2006.

COTA, R. S. **Hidrodinâmica e desempenho de filtros verticais com alimentação em pulso, plantados e não plantados, empregados no tratamento de esgoto sanitário bruto**. 2011. 195 p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

DAMASCENO, F. R.; CAMMAROTA, M. C.; FREIRE, D. M. The combined use of a biosurfactant and an enzyme preparation to treat an effluent with a high fat content. **Colloids Surf B Biointerfaces**, Philadelphia, v. 95, p. 241-246, 2012.

DAMIANCE, E. P. et al. Avaliação do beneficiamento sobre a qualidade do óleo de girassol. In: CONGRESSO DA REDE BRASILEIRA DE TECNOLOGIA DE BIODIESEL, 4.; CONGRESSO BRASILEIRO DE PLANTAS OLEAGINOSAS, ÓLEOS, GORDURAS E BIODIESEL, 7., 2010, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: UFMG, 2010. 1 CD ROM.

DAMY, P. C.; JORGE, N. Determinação físico-químicas dos óleos de soja durante o processo de fritura descontínua. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE ALIMENTOS, 17., 2000, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: SBCTA, 2000. v. 2.

DANTAS, A. A. A.; CARVALHO, L.G.; FERREIRA, E. Classificação e tendências climáticas em Lavras, MG. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 31, n. 6, p. 1862-1866, 2007.

DANTAS, R. A. M.; MELO, S. N. H.; NETO, A. O. C. Aplicação de traçadores em filtros anaeróbios para avaliação das características hidrodinâmicas. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto alegre. **Anais...** Porto Alegre: ABES, 2000. 12 p.

DELATORRE, A. B. et al. Produção de biodiesel: considerações sobre as diferentes matérias-primas e rotas tecnológicas de processos. **Journal Perspectives On-line: Biológicas e Saúde**, Valinhos, v. 1, n. 1, p. 21, 2011.

DELFORNO, T. P. **Caracterização microbiana e remoção do alquilbenzeno linear sulfonado em reator EGSB**. 2011. 102 p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

DEMIREL, B.; YENIGUN, O.; ONAY, T. T. Anaerobic treatment of dairy wastewater: a review. **Process Biochemistry**, London, v. 40, p. 2583-2595, 2005.

DORS, G. **Hidrólise enzimática e biodigestão de efluentes da indústria de produtos avícolas**. 2006. 69 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

DUARTE, I. C. S. et al. Degradation of detergent (linear alkylbenzene sulfonate) in an anaerobic stirred sequencing-batch reactor containing granular biomass. **International Biodeterioration & Biodegradation**, Barking, v. 64, n. 2, p. 129–134, 2010.

DURLI, E. **Tratamento de efluentes de indústria de laticínios utilizando lipases de Burkholderia cepacia LTEB11**. 2007. 111 p. Dissertação (Mestrado em Química Orgânica) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

FREEDMAN, B.; PRYDE, E. H.; MOUNTS, T. L. Variables affecting the yields of fatty esters from transesterified vegetable oils. **Journal of the American Oil Chemists' Society**, Chicago, v. 61, n. 10, p. 1638-1643, 1984.

FERREIRA, D. C. **Pós-tratamento de água residuária da suinocultura em sistemas alagados construídos combinado**. 2012. 227 p. Tese (Doutorado em Saneamento Rural) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.

FUKUDA, H.; KONDO, A.; NODA, H. Biodiesel Fuel Production by Transesterification of Oils. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, Ishikawa, v. 92, n. 5, p. 405-416, 2001.

GANIDI, N.; TYRREL, S.; CARTMELL, E. Anaerobic digestion foaming causes: a review. **Bioresource Technology**, Essex, v. 100, p. 5546–5554, 2009.



GNIPPER, S. F. Avaliação da eficiência das caixas retentoras de gordura prescritas pela NBR 8160:1999 como tanques de flotação natural. **Revista Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 8, n. 2, p. 119-132, 2008.

GOMES, F. P. **Curso de estatística experimental**. 12. ed. São Paulo: Nobel, 2009b. 467 p.

GOMES, M. M. R. **Produção de biodiesel a partir da esterificação dos ácidos graxos obtidos por hidrólise de óleo residual de peixe**. 2009. 76 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009a.

GONÇALVES, A. et al. Determinação do índice de acidez de óleos e gorduras residuais para produção de biodiesel. In: CONGRESSO DA REDE BRASILEIRA DE TECNOLOGIA DE BIODIESEL, 3., 2009, Brasília. **Anais...** Brasília: UNB, 2009. 1 CD ROM.

GUIMARÃES, A. K. V. et al. **Avaliação estatística da determinação do teor de óleos e graxas em efluente doméstico**. Rio de Janeiro: ABES, 2002.

GUTIERREZ, C. G. C. C. **Distribuição do tempo de residência em processo de pasteurização com trocador de calor a placas**. 2008. 97 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

HALALSHEH, M. et al. Effect of SRT and temperature on biological conversions and the related scum-forming potencial. **Water Research**, New York, v. 39, p. 2475-2482, 2005.

HAMMER, M. J. **Sistemas de abastecimento de água e esgotos**. Tradução de Sérgio A. S. Almeida. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos, 1979.

HATAMOTO, M. et al. Identification and cultivation of anaerobic, syntrophic long-chain fatty acid degrading microbes from mesophilic and thermophilic methanogenic sludges. **Applied Environmental Microbiology**, Washington, v. 73, p. 1332–1340, 2007.

HATTORI, A. Y. et al. Utilização de traçadores inertes no estudo hidrodinâmico de um reator UASB tratando esgotos sanitários. In: SIMPÓSIO AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ, 3., 2012, Campo Mourão. **Anais...** Campo Mourão: UTFPR, 2012. 1 CD ROM.

- HENRIQUE, G. L. S. **Técnicas de tratamento de efluentes oleosos**. 2008. 57 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2008.
- HWU, C. S.; VAN LIER, J. B.; LETTINGA, G. Physicochemical and biological performance of expanded granular sludge bed reactors treating long-chain fatty acids. **Process Biochemistry**, London, v. 33, n. 1, p. 75-81, 1998.
- IHA, O. K. **Produção e análises de bio-óleo e biodiesel utilizando oleaginosas que possam contribuir para o aumento da matriz energética renovável brasileira**. 2010. 65 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Instituto de Química, Universidade de Brasília, Brasília, 2010.
- IMHOFF, K. **Manual de tratamento de águas residuárias**. 26. ed. São Paulo: E. Blucher, 1998.
- INSTITUTO ADOLFO LUTZ. Óleos e gorduras. In: \_\_\_\_\_. **Métodos físico-químicos para análise de alimentos**. São Paulo, 2008. Cap. 16, p. 593-602.
- ISSARIYAKUL, T. et al. Production of biodiesel from waste fryer grease using mixed methanol/ethanol system. **Fuel Processing Technology**, Amsterdam, v. 88, n. 5, p. 429-436, 2007.
- JEGANATHAN, J.; NAKHLA, G.; BASSI, A. Novel hybrid PBR-UASB system for the treatment of high strength pet food wastewater. In: WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION ANNUAL CONFERENCE, 1., 2006, Dallas. **Proceedings...** Dallas: [s. n.], 2006. 1 CD ROM.
- JENSEN, J. Fate and effect of linear alkylbenzene sulphonates (LAS) in the terrestrial environment. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 226, p. 93-111, 1999.
- JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 3. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005.
- KADLEC, R. H.; WALLACE, R. D. **Treatment wetlands**. 2nd ed. Florida: CRC, 2008. 1016 p.
- KAESER KOMPRESSOREN GmbH. **Instruções de serviço**. Coburg, 2009.

- KARNASUTA, S. et al. Optimization of biodiesel production from trap grease via two-step catalyzed process. **Asian Journal on Energy & Environment**, Seoul, v. 8, n. 3/4, p. 145-168, 2007.
- KRAUSE, L. C. **Desenvolvimento do processo de produção de biodiesel de origem animal**. 2008. 129 p. Tese (Doutorado em Química) - Instituto de Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.
- KREUTZ, C. **Comportamento de reator anaeróbio-aeróbio no tratamento de efluente bovino**. 2012. 114 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2012.
- KUCEK, K. T. **Otimização da transesterificação etílica do óleo de soja em meio alcalino**. 2004. 106 p. Dissertação (Mestrado em Química Orgânica) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.
- KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; BORTOLI, M. Separação sólido-líquido em efluentes da suinocultura. **Engenharia de Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 11, p. 1220-1225, 2010.
- LAUBSCHER, A. C. J. et al. Treatment of grain distillation wastewaters in an upflow anaerobic sludge bed (UASB) system. **Water SA**, Pretoria, v. 27, p. 433-444, 2001.
- LEAL, M. C.; FREIRE, D. M.; CAMMAROTA, M. C. Effect of enzymatic hydrolysis on anaerobic treatment of dairy wastewater. **Process Biochemistry**, London, v. 41, n. 5, p. 1173-1178, 2006.
- LÉDO, P. G. S. Flotação por ar dissolvido na clarificação de águas com baixa turbidez utilizando sulfato de alumínio e sementes de moringa oleifera como coagulantes. 2008. 123 p. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2008.
- LEE, K. T.; FOGLIA, T. A.; CHANG, K. S. Production of Alkyl Ester as Biodiesel from Fractionated Lard and Restaurant Grease. **Journal of the American Oil Chemists' Society**, Chicago, v. 79, n. 2, p. 191-195, 2002.
- LEITÃO, R. C. et al. The effect of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: a review. **Bioresource Technology**, Essex, v. 97, p. 1105-1118, 2006.

LEVENSPIEL, O. **Engenharia das reações químicas**. 3. ed. São Paulo: E. Blücher, 2000. v. 2, p. 563.

LIMA, R. G. **Tratamento descentralizado de efluentes como alternativa a despoluição dos recursos hídricos da região metropolitana de Aracaju/SE**. 2008. 106 p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal de Sergipe, Aracaju, 2008.

LOURENÇO, A. M. P.; CAMPOS, C. M. M. Hydrodynamic behavior of lab-Scale Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) operated with an adopted hydraulic retention time (HRT) of 12 Hours. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 33, n. 4, p. 1139-1144, 2009.

LOURENÇO, A. M. P. **Desempenho de um sistema composto de reator UASB filtro anaeróbio e lagoa aerada facultativa para o tratamento das águas residuárias da suinocultura**. 2006. 142 p. Dissertação (Mestrado em Construções Rurais e Ambiência) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2006.

LUCIEN, V. G.; CESARINO, F.; CARIM, M. J. V. Caracterização físico-química do óleo das sementes do fruto urucuri (*Attalea excelsa* Mart.). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE PLANTAS OLEAGINOSAS, ÓLEOS, GORDURAS E BIODIESEL, 3., 2006, Varginha. **Anais...** Lavras: UFLA, 2006.

MATANGUE, M. T. A. **Comportamento hidrodinâmico e cinético dos reatores anaeróbios compartimentado (RAC) e manta de lodo (UASB) operados em série**. 2011. 297 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

MATSUI, T. et al. Effect of fatty oil dispersion on oil-containing wastewater treatment. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 118, p. 255-258, 2005.

MELO, M. A. M. F. **Avaliação das propriedades de óleos vegetais visando a produção de biodiesel**. 2010. 94 p. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2010

MENDES, A. A. et al. Aplicação de lipases no tratamento de águas residuárias com elevados teores de lipídeos. **Química Nova**, São Paulo, v. 28, n. 2, p. 296-305, 2005.

MENDONÇA, H. V. et al. Removal of nitrogen and phosphorus from dairy wastewater using constructed wetlands systems operating in batch (doi: 10.4136/ambi-agua. 805) (Portuguese). **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, Taubaté, v. 7, n. 2, p. 75-87, 2012.

MENDONÇA, L. C. **Microbiologia e cinética de sistema de lodos ativados como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de leite expandido**. 2002. 219 p. Tese (Doutora em Engenharia Civil) - Escola de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

MENESES, C. G. R. et al. Caracterização físico-química e biológica dos resíduos de sistemas tipo tanque séptico-sumidouro da cidade do Natal. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21.; FEIRA INTERNACIONAL DE TECNOLOGIAS DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 4., 2001, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2001. p. 1-5.

METCALF & EDDY, INC. **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse**. 4th ed. New York: Mc Graw Hill, 2003. 1848 p.

MEYSSAMI, B.; KASAEIAN, A. B. Use of coagulants in treatment of olive oil wastewater model solutions by induced air flotation. **Bioresource Technology**, Essex, v. 96, n. 3, p. 303-307, 2005.

MIRANDA, L. A. S.; HENRIQUES, J. A. P.; MONTEGGIA, L. O. A full-scale UASB reactor for treatment of pig and cattle slaughterhouse wastewater with a high oil and grease content. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, São Paulo, v. 22, n. 4, p. 601-610, 2005.

MÖSCHE, M.; MEYER, U. Toxicity of linear alkylbenzene sulfonate in anaerobic digestion: influence of exposure time. **Water Research**, New York, v. 36, p. 3253-3260, 2002.

MOSER, D. et al. Avaliação da evolução da qualidade de biodieseis produzidos de óleo de soja virgem, óleo de fritura e caixa de gordura durante a estocagem. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE QUÍMICA 35., 2012, Águas de Lindóia. **Anais...** Águas de Lindóia: SBQ, 2012b. 1 CD ROM.

MOSER, D. et al. Avaliação da qualidade de biodiesel de caixa de gordura sob diferentes formas de armazenagem. In: ENCONTRO DE QUÍMICA DA REGIÃO SUL, 19., 2012, Tubarão. **Anais...** Tubarão: SBQ, 2012a. 1 CD ROM.

MOTERANI, F. **Monitoramento biológico e físico-químico de reatores anaeróbios (RAC-UASB) no tratamento de efluentes líquidos da suinocultura.** 2010. 220 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2010.

NASCIMENTO, U. M. et al. Otimização da produção de biodiesel a partir de óleo de coco babaçu com aquecimento por microondas. **Eclética Química**, São Paulo, v. 34, n. 4, p. 37-48, 2009.

NAVAL, L. P.; COUTO, T. C. Estudo da remoção de fósforo em efluentes provenientes de sistemas anaeróbios para tratamento de águas residuárias utilizando cal. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: ABES, 2005. p. 1-5.

NUVOLARI, A. **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola.** São Paulo: E. Blücher, 2003.

OLIVEIRA, D. S. et al. Obtenção do biodiesel através da transesterificação do óleo de Moringa Oleífera Lam. **Holos**, Rio Claro, v. 28, n. 1, p. 49-61, 2012.

OLIVEIRA, J. P. **Estudo da geração de biodiesel a partir de resíduos oleosos do saneamento ambiental.** 2012. 91 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2012.

OMIL, F. et al. Anaerobic filter reactor performance for the treatment of complex dairy wastewater at industrial scale. **Water Research**, New York, v. 37, p. 4099-4108, 2003.

ORSSATO, F.; HERMES, E.; VILAS BOAS, M. A. Eficiência da remoção de óleos e graxas de uma estação de tratamento de esgoto sanitário, Cascavel. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 7, n. 4, p. 249-256, 2010.

PALMEIRA, V. A. A. et al. Tratamento de efluentes da indústria do coco utilizando os Processos de coagulação e flotação por ar induzido. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA EM INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 8., 2009, Uberlândia. **Anais...** Uberlândia: UFU, 2009.

PEDROSO, L. R. M. et al. Aproveitamento energético de passivos ambientais de estação de tratamento de esgoto-ETE – Produção de biodiesel à partir de gordura de esgoto da ETE-Alegria. In: CONGRESSO DA REDE BRASILEIRA DE TECNOLOGIA DE BIODIESEL, 5.; CONGRESSO BRASILEIRO DE PLANTAS OLEAGINOSAS, ÓLEOS, GORDURAS E BIODIESEL, 8., 2012, Salvador. **Anais...** Salvador: [s.n.], 2012. 1 CD ROM.

PEREIRA, C. S. S. **Avaliação de diferentes tecnologias na extração do óleo do pinhão-manso (*Jatropha curcas* L).** 2009. 73 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2009.

PEREIRA, E. L. et al. Processos físicos e biológicos na remoção de óleos e graxas de efluentes de suinocultura. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 40., 2011, Cuiabá. **Anais...** Cuiabá: CONBEA, 2011.

PINTO, A. C. et al. Biodiesel: an overview. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, São Paulo, v. 16, p. 1313, 2005.

PIOLTINE, A.; REALI, M. A. P. Multiphase pump as microbubble generator for flotation system applied to pre-treatment of textile wastewater. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 2, p. 167-174, 2011.

PONTES, A. F. V. **Avaliação de desempenho de reator anaeróbio-aeróbio com recirculação da fase líquida no tratamento de água residuária proveniente de abatedouro de aves.** Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamentos) - Escola de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

PRÁ, M. C. et al. Transesterificação alcalina de resíduos de gorduras animais para obtenção de biodiesel. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS ANIMAIS, 1., 2009, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: SIGERA, 2009. p. 63-68.

QUINTELLA, C. et al. Cadeia do biodiesel da bancada à indústria: uma visão geral com prospecção de tarefas e oportunidades para P&D&I. **Química Nova**, São Paulo, v. 32, n. 3, p. 793-808, 2009.

RAMAN, P.; RANGA RAO, V. V.; KISHORE, V. V. N. A static scum-breaking net for fixed-dome biogás plants. **Biological Wastes**, Barking, v. 30, p. 261-273, 1989.

- RAMIREZ, O. P. et al. Influência da carga orgânica volumétrica aplicada no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura por contactores biológicos rotatórios e reator anóxico. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v. 9, n. 4, p. 413-420, 2003.
- RAMOS, L. P. et al. Biodiesel: um projeto de sustentabilidade econômica e sócio-ambiental para o Brasil. **Biociência**, Brasília, v. 31, p. 28-37, 2003.
- RAMOS, L. P. et al. Tecnologias de produção de biodiesel. **Revista Virtual de Química**, Niterói, v. 3, n. 5, p. 385-405, 2011.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2012. Disponível em: <<http://www.r-project.org/>>. Acesso em: 21 nov. 2012.
- RIGO, E. **Aplicação de lipases como auxiliar no pré-tratamento de efluentes de frigoríficos de suínos e bovinos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) - Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai, Erechim, 2004.
- RIGO, E. et al. Comparison of two lipases in the hydrolysis of oil and grease in wastewater of the swine meat industry. **Engineering Chemistry Research**, Washington, v. 47, p. 1760-1765, 2008.
- RODRIGUES, C. **Seleção de fungos produtores de lipases a partir de resíduos oleosos derivados do saneamento ambiental**. 2011. 195 p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2011.
- RODRIGUES, H. S. **Obtenção de ésteres etílicos e metílicos, por reações de transesterificação, a partir do óleo da palmeira Latino Americana macaúba – *Acrocomia aculeata***. 2007. 236 p. Tese (Doutorado em Química) - Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2007.
- RODRIGUES, W. J.; LEAL, L. S. Importance of hydrodynamics in coarse particle flotation kinetics. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 63, n. 4, p. 615-620, 2012.



RODRIGUES, W. J. **Mecanismo de flotação de partículas grossas em células mecânicas**: influência das variáveis hidrodinâmicas e suas implicações cinéticas. 2010. 131 p. Tese (Doutorado em Engenharia Mineral) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

ROSA, D. R. **Avaliação da dinâmica populacional e desempenho de sistemas de tratamento anaeróbio de efluentes com alto teor de gordura submetidos a pré-tratamento enzimático em biorreatores de biomassa suspensa, granular e imobilizada**. Tese (Doutorado em Bioquímica) - Instituto de Química, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

ROSA, D. R. et al. Performance and molecular evaluation of an anaerobic system with suspended biomass for treating wastewater with high fat content after enzymatic hydrolysis. **Bioresource Technology**, Essex, v. 100, p. 6170-6176, 2009.

ROSA, J. J. **Tratamento de efluentes oleosos por floculação pneumática em linha e separação por flotação**: processo FF. 2002. 126 p. Tese (Doutorado em Engenharia de Minas, Metalúrgica e dos Materiais) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.

RUBIO, J.; SOUZA, M. L.; SMITH, R. W. Overview of flotation as a wastewater treatment technique. **Minerals Engineering**, Oxford, v. 15, n. 3, p. 139-155, 2002.

SAS INSTITUTE. **SAS Procedures guide for computers**. 6th ed. Cary, 1999. v. 3, 373 p.

SASSAKI, R. A. **Distribuição de tempos de residência em sistemas alimentados com vazão variável**. 2005. 89 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

SCHAFFER, P. D. et al. Grease processing for renewable energy, profit, sustainability, and environmental enhancement. **Proceedings of the Water Environment Federation**, Colchester, n. 14, p. 4497-4505, 2007.

SCHULZ, C. **Tratamento de efluentes oleosos utilizando processos de separação por membranas**. 2005. 146 p. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

SCOTT, M.; JONES, M. N. The biodegradation of surfactants in the environment. **Biochimica et Biophysica Acta (BBA). Biomembranes**, Amsterdam, v. 1508, n. 1, p. 235-251, 2000.

SEMIONATO, S. **Avaliação da atividade lipolítica de bactérias isoladas dos dispositivos de remoção de gordura da ETE-UFES**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2006.

SEMIONATO, S. et al. **Isolamento e caracterização de bactérias lipolíticas em sistema de pré-tratamento de esgoto doméstico**. 2005. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes23/II-238.pdf>>. Acesso em: 19 jun. 2012.

SILVA FILHO, J. B. **Produção de biodiesel etílico de óleos e gorduras residuais (ogr) em reator químico de baixo custo**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica e Materiais). 2010. 73 p. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

SILVA, L. L. **Estudo de óleos residuais oriundos de processo de fritura e qualificação desses para obtenção de monoésteres (Biodiesel)**. 2008. 52 p. Dissertação (Mestrado Engenharia Química) – Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2008.

SILVA, L. L. et al. Traçadores: o uso de agentes químicos para estudos hidrológicos, ambientais, petroquímicos e biológicos. **Química Nova**, São Paulo, v. 32, n. 6, p. 1576-1585, 2009.

SILVA, M. C. L. **Avaliação de processos biológicos na melhoria da qualidade hídrica do canal Derby-Tacaruna**. 2004. 100 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2004.

SILVA, S. S. **Aplicação de radiação UV para desinfecção de efluente da associação de reator UASB e Biofiltro Aerado Submerso**. 2007. 152 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

SILVEIRA, D. A. **Produção de biodiesel a partir de sementes de Pinhão-manso (*Jatropha curcas L.*) e etanol em reator supercrítico**. 2012. 237 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

SINGH, A.; COBB, K.; PETERSON, M. **Biodiesel process selection: rendered products vs. Soybean Oil Render.** [S. l.: s. n.], 2007.

SOUZA, C. L. **Estudo quantitativo e qualitativo de espuma acumulada em reatores UASB tratando esgotos domésticos.** 2006. 108 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.

SOUZA, C. L. et al. Produção e caracterização físico-química da espuma originária de reatores UASB tratando esgotos tipicamente domésticos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: ABES, 2005. 1 CD ROM.

SPEECE, R. E. **Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters.** Vanderbilt: Archae University, 1996. 394 p.

SPERLING, M. VON. **Introdução á qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005. 452 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, 1).

SPERLING, M. VON. **Lodos ativados.** 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2002. 428 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, 4).

SPERLING, M. VON. **Princípios básicos do tratamento de esgotos.** 5. ed. Belo Horizonte: UFMG, 1996. 211 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, 2).

SUAREZ, P. A. Z. et al. Transformação de triglicerídeos em combustíveis, materiais poliméricos, insumos químicos: algumas aplicações da catálise na oleoquímica. **Química Nova**, São Paulo, v. 3, p. 667-676, 2007.

SUAREZ, P. A. Z. et al. Biocombustíveis a partir de óleos e gorduras: desafios tecnológicos para viabilizá-los. **Química Nova**, São Paulo, v. 32, n. 3, p. 768-775, 2009.

TAKETA, T. B. et al. Produção de biodiesel por transesterificação etílica de óleos vegetais e sua separação e purificação por membranas cerâmicas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA EM INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 8., 2009, Uberlândia. **Anais...** Uberlândia: UFU, 2009. 1 CD ROM.

TYSON, K. S. et al. **Biomass oil analysis: research needs and recommendations**. 2004. Disponível em: <file:///C:/Users/Julia/Downloads/ADA435922.pdf>. Acesso em: 23 jan. 2013.

TOSCANI, D. C. **Avaliação e aplicação de simulações matemáticas para definição de regime hidráulico e constantes cinéticas de remoção de matéria orgânica em reatores de tratamento de esgoto sanitário**. 2010. 102 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

TSANG, Y. F.; SIN, S. N.; CHUA, H. Nocardia foaming control in activated sludge process treating domestic wastewater. **Bioresource Technology**, Essex, v. 99, p. 3381-3388, 2008.

VALENTE, A. M. et al. Pré-hidrólise enzimática da gordura de efluente da indústria de pescado objetivando o aumento da produção de metano. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, Campinas, v. 30, p. 483-488, 2010.

VALLEJOS, G. G. et al. Análisis de la hidrodinámica de un reactor de flujo pistón. **Ingeniería**, Buenos Aires, p. 7-19, 2003. Disponível em: <<http://www.revista.ingenieria.uady.mx/volumen7/analisis.pdf>>. Acesso em: 22 fev. 2013.

VAN GERPEN, J. Biodiesel processing and production. **Fuel Processing Technology**, Amsterdam, v. 86, p. 1097-1107, 2005.

VEIGA, A. A. **Biodegradação de gordura em efluente através da adição controlada de enzimas e microorganismos em reatores aeróbios em série**. 2003. 118 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003.

VIDAL, G. et al. Influence of the content in fats and proteins on the anaerobic biodegradability of dairy wastewaters. **Bioresource Technology**, Essex, v. 74, n. 3, p. 231-239, 2000.

VIEIRA, J. G. et al. Influência da temperatura na remoção de fosfato por microalgas em biorreatores heterotróficos. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 7, n. 2, p. 101-109, 2012.

VILAR, A. C. **Utilização da flotação em coluna para o tratamento de efluente da indústria láctea**. 2009. 74 p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento de Processos Ambientais) - Universidade Católica de Pernambuco, Recife, 2009.

VILAR, F. M. D. et al. Utilização de traçadores para avaliação do estudo hidrodinâmico de um reator UASB abiótico em escala de bancada. In: SIMPÓSIO AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ, 3., 2012, Campo Mourão. **Anais...** Campos Mourão: Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2012. 1 CD ROM.

WAELEKENS, B. E. **Tratamento de efluentes industriais mediante a aplicação de argila organofílica e carvão ativado granular.** 2010. 116 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

WILTSEE, G. **Urban waste grease resource assessment.** Valencia: National Renewable Energy Laboratory, 1998.

WUST, E. **Estudo da viabilidade técnico-científica da produção de biodiesel a partir de resíduos gordurosos.** 2004. 98 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental - Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, 2004.

YANG, B.; CHEN, G.; CHEN, G. Submerged membrane bioreactor in treatment of simulated restaurant wastewater. **Separation and Purification Technology**, Amsterdam, v. 88, p. 184-190, 2012.

ZAPPI, M. et al. **A Review of the engineering aspects of the biodiesel industry.** 2003. Disponível em: <[http://www.southeastdiesel.org/Photos/Library/Ag/Eng\\_AspectsCh1.pdf](http://www.southeastdiesel.org/Photos/Library/Ag/Eng_AspectsCh1.pdf)>. Acesso em: 23 maio 2013.

ZAWADZKI, R. A. F. O. **Desenvolvimento de processo contínuo de pré-hidrólise enzimática de efluente com elevado teor lipídico.** 2011. 79 p. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

ZEEMAN, G.; SANDERS, W. Potential of anaerobic digestion of complex waste (water). **Water Science and Technology**, Oxford, v. 44, n. 8, p. 115-122, 2001.

## APÊNDICE I

Programa computacional para simulação de resultados dos testes hidrodinâmicos efetuado em linguagem Visual Basic®.

### A. Definição de variáveis para o programa

N: Numero de dados - un

TRINJ: Quantidade de traçador injetado no sistema - mgK<sup>+</sup>

TROUT: Quantidade de traçador atualmente coletado - mgK<sup>+</sup>

TRREC: Percentagem de traçador recolhido - %

R: Numero de colunas

DELTA: Intervalo de tempo entre a coleta de amostras

D: Fator delta/3

TIME: Tempo de coleta amostra- hora

FLOW: Fluxo no qual o reator esta cheio - L/h

VOL: Volume do reator - litro

HY: Tempo imposto de retenção hidraulica- horas

HRT: Atual tempo de retenção Hidraulica - Horas

AREA1: Resultado da Integral de - C(t) dt (mg.hL<sup>-1</sup>)

AREA2: Resultado da Integral de - tE(t) dt (hh<sup>-1</sup>)

AREA3: Resultado da Integral de E(t)dt (h)

AREA4: Resultado da Integral de t<sup>2</sup>E(t)dt (h<sup>2</sup>)

sigma<sup>2</sup>(σ<sup>2</sup>): Variância

sigmatetha(σ<sup>2</sup><sub>θ</sub>): Variância normalizada da distribuição

### B. Programação

Sub calcINT()

TIME1 = Cells(3, 2)

```

TRINJ = Cells(4, 2)
VOL = Cells(5, 2)
HY = Cells(6, 2)
NF = Cells(7, 2)
N = NF + 9
Cells(8, 2) = N
Rem CÁLCULO DA INTEGRAL C(t)dt
S = 0
For INJ = 11 To N - 1 Step 2
    H = 4 * Cells(INJ, 6)
    S = S + H
    Cells(9, 11) = S
    Cells(9, 10) = "S imp"
Next
F = 0
For INJ = 12 To N - 2 Step 2
    G = 2 * Cells(INJ, 6)
    F = F + G
Next
Cells(10, 11) = F
Cells(10, 10) = "F par"
T = F + S + Cells(10, 6) + Cells(N, 6)
Cells(11, 11) = T
Cells(11, 10) = "T"
Delta1 = TIME1
Cells(12, 11) = Delta1
Cells(12, 10) = "Delta 1"
D = Delta1 / 3
AREA1 = D * T
Cells(13, 11) = AREA1
Cells(13, 10) = "Area 1"

```

```

FLOW = VOL / HY
Cells(14, 11) = FLOW
Cells(14, 10) = "Flow"
TROUT = FLOW * AREA1
Cells(15, 11) = TROUT
Cells(15, 10) = "Trout"
TRREC = TROUT / TRINJ * 100
Cells(16, 11) = TRREC
Cells(16, 10) = "TRREC"
Rem calcula a função de injeção de impulso E(T) NORMALIZANDO
For INJ = 10 To N
    E = Cells(INJ, 6) / AREA1
    Cells(INJ, 7) = E
    Cells(9, 7) = "E(t)"
Next
Rem Cálculo da integral T.E(t)d(t)
For INJ = 10 To N
    ET = Cells(INJ, 2) * Cells(INJ, 7)
    Cells(INJ, 8) = ET
    Cells(9, 8) = "ET(t)"
Next
X = 0
For INJ = 11 To N - 1 Step 2
    P = 4 * Cells(INJ, 8)
    X = X + P
    Cells(17, 11) = X
    Cells(17, 10) = "X imp"
Next
Y = 0
For INJ = 12 To N - 2 Step 2
    B = 2 * Cells(INJ, 8)

```



```

Y = Y + B
Cells(18, 11) = Y
Cells(18, 10) = "Y par"
Next
TT = X + Y + Cells(10, 8) + Cells(N, 8)
Cells(19, 11) = TT
Cells(19, 10) = "TT"
AREA2 = D * TT
Cells(20, 11) = AREA2
Cells(20, 10) = "Area 2"
Rem Cálculo da integral T^2.E(t)d(t)
For INJ = 10 To N
    ET2 = Cells(INJ, 2) * Cells(INJ, 2) * Cells(INJ, 7)
    Cells(INJ, 9) = ET2
    Cells(9, 9) = "ET^2(t)"
Next
X2 = 0
For INJ = 11 To N - 1 Step 2
    Q = 4 * Cells(INJ, 9)
    X2 = X2 + Q
    Cells(28, 11) = X2
    Cells(28, 10) = "X2 imp"
Next
Y2 = 0
For INJ = 12 To N - 2 Step 2
    R = 2 * Cells(INJ, 9)
    Y2 = Y2 + R
    Cells(29, 11) = Y2
    Cells(29, 10) = "Y2 par"
Next
TT2 = X2 + Y2 + Cells(10, 9) + Cells(N, 9)

```

```

Cells(30, 11) = TT2
Cells(30, 10) = "TT2"
area4 = D * TT2
Cells(31, 11) = area4
Cells(31, 10) = "Area 4"
Rem Cálculo da integral - E(t)d(t)
  Q = 0
For INJ = 11 To N - 1 Step 2
  FG = 4 * Cells(INJ, 7)
  Q = Q + FG
  Cells(21, 11) = Q
  Cells(21, 10) = "Q imp"
Next
  Z = 0
For INJ = 12 To N - 2 Step 2
  M = 2 * Cells(INJ, 7)
  Z = Z + M
  Cells(22, 11) = Z
  Cells(22, 10) = "Z par"
Next
TTT = Q + Z + Cells(10, 7) + Cells(N, 7)
Cells(23, 11) = TTT
Cells(23, 10) = "TTT"
area3 = D * TTT
Cells(24, 11) = area3
Cells(24, 10) = "AREA 3"
hrt = (AREA2 / area3)
Cells(25, 11) = hrt
Cells(25, 10) = "HRT"
Rem variância sigma2 (unidade - h^2)
sigma2 = (area4 / area3 - (hrt ^ 2))

```

```
Cells(32, 11) = sigma2  
Cells(32, 10) = "SIGMA2"  
Rem variância sigmatetha (unidade - adimensional)  
sigmaTetha = sigma2 / (hrt ^ 2)  
Cells(33, 11) = sigmaTetha  
Cells(33, 10) = "sigmatetha"  
End Sub
```