



ARYANE PEREIRA BATISTA

**AVALIAÇÃO DO USO DE PLACAS DE COALESCÊNCIA E
FILTROS ORGÂNICOS EM CAIXAS DE GORDURA PARA
TRATAMENTO PRELIMINAR DE EFLUENTE DE
LATICÍNIOS**

**LAVRAS-MG
2016**

ARYANE PEREIRA BATISTA

**AVALIAÇÃO DO USO DE PLACAS DE COALESCÊNCIA E FILTROS
ORGÂNICOS EM CAIXAS DE GORDURA PARA TRATAMENTO PRELIMINAR
DE EFLUENTE DE LATICÍNIOS**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Lavras,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Agrícola, área de
concentração em Construções,
Ambiência e Tratamento de
Resíduos, para a obtenção do
título de Mestre.

Profa. Dra. Fátima Resende Luiz Fia
Orientadora
Prof. Dr. Ronaldo Fia
Coorientador

**LAVRAS-MG
2016**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Batista, Aryane Pereira.

Avaliação do uso de placas de coalescência e filtros orgânicos em caixas de gordura para tratamento preliminar de efluente de laticínios / Aryane Pereira Batista. - 2016.

95 p. : il.

Orientador(a): Fátima Resende Luiz Fia.

Coorientador(a): Ronaldo Fia

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2016.

Bibliografia.

1. Caixa de gordura. 2. Tratamento preliminar. 3. Filtro orgânico. I. Fia, Fátima Resende Luiz. II. Fia, Ronaldo . III. Título.

ARYANE PEREIRA BATISTA

**AVALIAÇÃO DO USO DE PLACAS DE COALESCÊNCIA E FILTROS
ORGÂNICOS EM CAIXAS DE GORDURA PARA TRATAMENTO
PRELIMINAR DE EFLUENTE DE LATICÍNIOS**

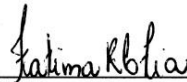
**EVALUATION OF THE USE OF COALESCENCE PLATES AND ORGANIC
FILTERS IN GREASE TRAPS FOR PRELIMINARY TREATMENT OF DAIRY
EFFLUENT**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Lavras,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Agrícola, área de
concentração em Construções,
Ambiência e Tratamento de
Resíduos, para a obtenção do
título de Mestre.

APROVADA em 18 de novembro de 2016.

Prof. Dr. Antonio Teixeira de Matos UFMG

Prof. Dr. Mateus Pimentel de Matos UFLA



Prof.ª. Dra. Fátima Resende Luiz Fia
Orientadora

Prof. Dr. Ronaldo Fia
Coorientador

**LAVRAS-MG
2016**

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço à Universidade Federal de Lavras por ter me proporcionado a chance de obter duas pós-graduações numa das melhores universidades brasileiras, ao Departamento de Engenharia pela estrutura proporcionada, ao CNPq pelo financiamento do projeto e à CAPES pela concessão da bolsa de mestrado. Aos orientadores Fátima e Ronaldo Fia agradeço muito pela oportunidade, respeito e confiança atribuída ao meu trabalho.

Gostaria de expressar minha enorme gratidão ao Emanuel (in memoriam), grande pessoa e amigo que não pôde estar conosco até o final dos trabalhos, e aos outros estagiários, Matheus, Ana Flávia, Isabela, Lucas, Marcus, Camila e Vanessa que também foram essenciais e demais. Á todos os colegas e técnicos do laboratório, e aos amigos do LAADeg, o meu muito obrigada pelos dias de convivência, experiências trocadas e zueiras sem fim. Agradeço também ao pessoal da marcenaria e do setor de elétrica da UFLA pela confecção e manutenção de equipamentos e utensílios utilizados durante o experimento.

Sempre presentes em minha vida, agradeço imensamente aos meus pais, minhas avós e à tia Tê por me proporcionarem condições para que eu permanecesse e chegasse até aqui. Ao meu irmão sou grata pelo contínuo exercício da paciência e pelo posto de melhor amigo.

Agradeço às Marias, pela convivência e amizade durante todo esse tempo, em especial à Soraya pelo companheirismo, pelo carro emprestado para as coletas e pela parceria de sempre. Aos amigos da Caverna do Dragão (e agregados) pela amizade, momentos e risadas compartilhadas, e principalmente pela ajuda de alguns integrantes durante o experimento.

Por fim, mas não menos importantes, gostaria de agradecer de coração à Jô e ao Sérgio pela paciência, abrigo e pelas tardes regadas à café e prosa, e ao Rodrigo pelo carinho, compreensão e idas à UFLA em noites de coleta.

BEIJOS GALERA. SENTIREI SAUDADES!

RESUMO

Tendo em vista a grande quantidade de óleos e graxas presente nos efluentes de laticínios e considerando os problemas que podem ser causados por esses compostos no meio ambiente e no tratamento biológico de estações de tratamento de esgoto, este trabalho teve como objetivo propor uma solução eficiente e de baixo custo para remoção de O&G em água residuária de laticínios (ARL) através da avaliação de três diferentes configurações de caixa de gordura. Em uma das caixas utilizadas foram inseridas placas de coalescência e em outra, foram inseridas placas de coalescência e filtro orgânico constituído por resíduos agrícolas com propriedades sortivas. As eficiências de ambas foram comparadas à de um modelo de caixa de gordura tradicional. Para avaliação do desempenho de tais sistemas, foram monitoradas as variáveis: óleos e graxas (O&G), demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total (P total) e nitrogênio total Kjeldahl (NTK). Tanto o experimento quanto as análises laboratoriais foram realizados no Laboratório de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal de Lavras – UFLA, sendo a água residuária utilizada nos testes proveniente do laticínios Verde Campo (Lavras/MG). No primeiro teste, as caixas foram testadas em batelada, operando em três ciclos de enchimento e tempos de detenção hidráulica (TDH) de 30, 60, 90 e 120 minutos. A fim de aumentar a confiabilidade dos testes, o segundo foi feito com quatro repetições, utilizando-se os mesmos TDH para a avaliação dos sistemas de tratamento. No terceiro teste, apenas a caixa de gordura modificada foi monitorada no maior TDH, contudo, variaram-se os resíduos agrícolas contidos em seu interior, sendo avaliados o bagaço de cana-de-açúcar, o sabugo de milho e a serragem de madeira de eucalipto. Por meio das análises das eficiências atingidas pelas caixas de gordura no primeiro e no segundo teste, pôde ser constatada maiores eficiências médias da caixa modificada na remoção de todas as variáveis monitoradas, inclusive O&G, em que a mesma chegou a atingir eficiência igual a 60%. A caixa apenas com placas de coalescência, no entanto, não se mostrou significativamente mais eficaz do que a caixa de gordura convencional ao nível de 5%. Na terceira avaliação foi possível observar que o sabugo de milho foi o resíduo que proporcionou os melhores resultados na remoção de O&G e P total. Já o bagaço de cana-de-açúcar foi superior na remoção da DQO, enquanto a serragem foi a mais eficiente na remoção de NTK. Apesar da diferença entre os materiais filtrantes, todos os resíduos se mostraram eficazes no tratamento da ARL. Dessa maneira, foi possível concluir que a caixa de gordura modificada possui potencial de uso na indústria de laticínios, e que, além de superar os sistemas de tratamento disponíveis no mercado, pode utilizar-se de resíduos amplamente disponíveis nas zonas rurais e urbanas.

Palavras-chave: Tratamento preliminar. Caixa de gordura. Flotação natural. Sorção. Filtro orgânico.

ABSTRACT

In view of the large amount of oils and grease present in effluents from the dairy industry and considering the problems that can be caused by these compounds in the environment and in the biological treatment of effluent treatment plants, this study aimed to propose an efficient and low-cost solution to remove O&G from wastewater from dairy companies by evaluating three different settings of grease traps. Coalescence plates were inserted in one of the traps used and, in another trap, coalescence plates and an organic filter consisting of agricultural waste with sorption properties were inserted. The efficiency of both traps was compared to that of a traditional model of grease trap. In order to evaluate the performance of such systems, the following variables were monitored: oils and grease (O&G), chemical oxygen demand (COD), total phosphorus (TP) and total Kjeldahl nitrogen (TKN). Both the experiment and the laboratory analysis were performed at the Environmental and Sanitary Engineering Laboratory at the Federal University of Lavras – UFLA, and the wastewater used in the trials came from the Verde Campo Dairy Company (Lavras/MG). In the first trial, the traps were batch-tested operating in three filling cycles and hydraulic retention time (HDT) of 30, 60, 90 and 120 minutes. In order to increase the reliability of the tests, the second one was performed in four replicates with the same HDT to evaluate the treatment systems. Only the modified grease trap was monitored at the highest HDT in the third test; however, the agricultural waste inserted in the trap varied: sugar cane bagasse, corn cob and eucalyptus sawdust were evaluated. Through the analyses of the efficiencies achieved by the grease traps in the first and second trials, it was possible to verify higher average efficiencies for the modified trap when it comes to removing all the monitored variables, including O&G, whose total efficiency reached was of 60%. Nonetheless, the trap containing only the coalescence plates was not significantly more effective than the conventional grease trap at the level of 5%. In the third evaluation, it was possible to observe that the corn cob was the waste which provided the best results in the removal of O&G and total P. On the other hand, the sugar cane bagasse was better in the removal of COD, while the sawdust was more efficient in the removal of TKN. Despite the difference between the filtering materials, all were efficient in the treatment of wastewater from the dairy industry. Therefore, it was possible to conclude that the modified grease trap has potential use in the dairy industry, and that, besides being better than the treatment systems available in the market, waste materials, which are widely available in rural and urban areas, can be used to build such trap.

Keywords: Preliminary treatment. Grease trap. Natural flotation. Organic filter.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1 – Coleta de água residuária no laticínios..... | 27 |
| Figura 2 – Caixa de gordura convencional (CC)..... | 29 |
| Figura 3 – Caixa de gordura com placas de coalescência (CP) no interior do sistema. | 29 |
| Figura 4 – Caixa de gordura modificada (CM). Em detalhe, o fundo falso de entrada para o compartimento de armazenagem do filtro orgânico. | 30 |
| Figura 5 – Caixas de gordura convencional (CC), com placas (CP) e modificada (CM), respectivamente. | 31 |
| Figura 6 – Resíduos agroindustriais utilizados como filtros orgânicos: bagaço de cana-de-açúcar, sabugo de milho e serragem de madeira de eucalipto, respectivamente.... | 31 |
| Figura 7 – Caixa de gordura sendo alimentada pelo reservatório de abastecimento por meio das bombas dosadoras. Em destaque o agitador utilizado para a homogeneização do efluente. | 32 |
| Figura 8 – Sistema de abastecimento da caixa de gordura montado para o terceiro teste..... | 33 |
| Figura 9 – Concentrações de O&G efluentes às caixas de gordura convencional (CC), com placas de coalescência (CP) e modificada (CM), nos TDH de 30, 60, 90 e 120 minutos. | 39 |
| Figura 10 – Concentrações de DQO efluentes às caixas de gordura convencional (CC), com placas de coalescência (CP) e modificada (CM), nos TDH de 30, 60, 90 e 120 minutos. | 42 |
| Figura 11 – Concentrações de P total efluentes às caixas de gordura convencional (CC); com placas de coalescência (CP) e modificada (CM), nos TDH de 30, 60, 90 e 120 minutos. | 44 |
| Figura 12 – Concentrações de NTK efluentes às caixas de gordura convencional (CC); com placas de coalescência (CP) e modificada (CM), nos TDH de 30, 60, 90 e 120 minutos. | 47 |
| Figura 13 – Valores de pH das ARL avaliados nas quatro repetições do teste para todos os TDH nas caixas convencional (a), com placas (b) e modificada (c). | 49 |
| Figura 14 – Concentrações afluente e efluente de O&G obtidas nos quatro TDH para as quatro repetições do segundo teste na caixa de gordura convencional (CC). | 51 |
| Figura 15 – Concentrações afluente e efluente de O&G obtidas nos quatro TDH para as quatro repetições do segundo teste na caixa de gordura com placas de coalescência (CP)..... | 52 |
| Figura 16 – Concentrações afluente e efluente de O&G obtidas nos quatro TDH para as quatro repetições do segundo teste na caixa de gordura modificada (CM). | 53 |
| Figura 17 – Remoções de DQO obtidas nas quatro repetições do segundo teste para caixa de gordura convencional (CC)..... | 57 |

| | |
|--|----|
| Figura 18 – Remoções de DQO obtidas nas quatro repetições do segundo teste para caixa de gordura com placas de coalescência (CP)..... | 58 |
| Figura 19 – Remoções de DQO obtidas nas quatro repetições do segundo teste para a caixa de gordura modificada (CM). | 59 |
| Figura 20 – Remoções de P total obtidas nas quatro repetições do segundo teste para caixa de gordura convencional (CC)..... | 62 |
| Figura 21 – Remoções de P total obtidas nas quatro repetições do segundo teste para caixa de gordura com placas de coalescência (CP)..... | 63 |
| Figura 22 – Remoções de P total obtidas nas quatro repetições do segundo teste para caixa de gordura modificada (CM). | 64 |
| Figura 23 – Remoções de NTK obtidas nas quatro repetições do segundo teste para caixa de gordura convencional (CC)..... | 67 |
| Figura 24 – Remoções de NTK obtidas nas quatro repetições do segundo teste para caixa de gordura com placas de coalescência (CP)..... | 68 |
| Figura 25 – Remoções de NTK obtidas nas quatro repetições do segundo teste para caixa de gordura modificada (CM). | 69 |
| Figura 26 – Comportamento do pH das ARL durante a avaliação dos filtros: (a) bagaço de cana-de-açúcar, (b) sabugo de milho e (c) serragem de madeira de eucalipto. | 74 |
| Figura 27 – Concentrações de O&G afluentes e efluentes à caixa de gordura modificada testada com os materiais filtrantes: (a) bagaço de cana-de-açúcar, (b) sabugo de milho e (c) serragem de madeira de eucalipto. | 76 |
| Figura 28 – Concentrações de DQO afluentes e efluentes à caixa de gordura modificada testada com os materiais filtrantes: (a) bagaço de cana-de-açúcar, (b) sabugo de milho e (c) serragem de eucalipto. | 79 |
| Figura 29 – Concentrações de P-total afluentes e efluentes à caixa de gordura modificada testada com os materiais filtrantes: (a) bagaço de cana-de-açúcar, (b) sabugo de milho e (c) serragem de eucalipto. | 82 |
| Figura 30 – Concentrações de NTK afluentes e efluentes à caixa de gordura modificada com os materiais filtrantes: (a) bagaço de cana-de-açúcar, (b) sabugo de milho e (c) serragem de eucalipto..... | 85 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Tabela 1 – Métodos de análise utilizados durante o experimento..... | 33 |
| Tabela 2 – Caracterização da ARL após chegada ao laboratório e aplicada às três caixas..... | 37 |
| Tabela 3 – Valores médios, mínimos e máximos das concentrações de O&G afluente e efluente às caixas de gordura Convencional (CC), com placas de coalescência (CP) e Modificada (CM), e a eficiência obtida em cada TDH avaliado. | 38 |
| Tabela 4 – Valores médios, mínimos e máximos das concentrações de DQO afluente e efluente às caixas de gordura CC, CP e CM, e a eficiência obtida em cada TDH avaliado. | 41 |
| Tabela 5 – Valores médios, mínimos e máximos das concentrações de P total afluente e efluente às caixas de gordura CC, CP e CM, e a eficiência obtida em cada TDH avaliado. | 43 |
| Tabela 6 – Valores médios, mínimos e máximos das concentrações de NTK afluente e efluente às caixas de gordura CC, CP e CM, e a eficiência obtida em cada TDH avaliado. | 46 |
| Tabela 7 – Valores médios, mínimos e máximos das concentrações de O&G afluente e efluente às caixas de gordura e a eficiência obtida em cada TDH avaliado. | 50 |
| Tabela 8 – Análise de Variância para remoção de O&G em ARL..... | 55 |
| Tabela 9 – Médias de remoção de O&G, em percentagem, para as três caixas de gordura. | 55 |
| Tabela 10 – Valores médios, mínimos e máximos das concentrações de DQO afluente e efluente às caixas de gordura CC, CP e CM, e a eficiência obtida em cada TDH avaliado. | 56 |
| Tabela 11 – Análise de Variância para remoção de DQO em ARL..... | 60 |
| Tabela 12 – Médias de remoção de DQO para as três caixas de gordura. | 61 |
| Tabela 13 – Valores médios, mínimos e máximos das concentrações de P total afluente e efluente às caixas de gordura CC, CP e CM, e a eficiência obtida em cada TDH avaliado. | 61 |
| Tabela 14 – Análise de Variância para remoção de P total em ARL. | 65 |
| Tabela 15 – Médias de remoção de P total para as três caixas de gordura..... | 65 |
| Tabela 16 – Valores médios, mínimos e máximos das concentrações de NTK afluente e efluente às caixas de gordura CC, CP e CM, e a eficiência obtida em cada TDH avaliado. | 66 |
| Tabela 17 – Análise de variância para remoção de NTK em ARL. | 70 |
| Tabela 18 – Média de remoção de NTK no TDH de 90 minutos..... | 71 |
| Tabela 19 – Médias de remoção de NTK para as três caixas de gordura..... | 71 |
| Tabela 20 – Comparativo das médias de remoção de O&G, DQO, NTK e P total obtidas no segundo teste para as três caixas avaliadas. | 72 |
| Tabela 21 – Caracterização das ARL utilizadas nos ensaios do terceiro teste. | 72 |

SUMÁRIO

| | | |
|-------|--|----|
| 1 | INTRODUÇÃO..... | 12 |
| 2 | OBJETIVOS | 14 |
| 3 | REFERENCIAL TEÓRICO | 15 |
| 3.1 | A indústria de laticínios..... | 15 |
| 3.2 | Caracterização dos O&G e os impactos causados ao meio ambiente | 17 |
| 3.3 | Impactos causados nos sistemas de tratamento | 18 |
| 3.4 | Unidades e processos para tratamento de águas residuárias contendo O&G | 18 |
| 3.4.1 | Caixa de Gordura | 19 |
| 3.4.3 | Utilização de enzimas em caixa de gordura | 22 |
| 3.4.4 | Soluções alternativas | 23 |
| 4 | MATERIAL E MÉTODOS | 27 |
| 4.1 | Descrição geral..... | 27 |
| 4.2 | Descrição das unidades experimentais..... | 27 |
| 4.3 | Monitoramento das unidades experimentais | 34 |
| 4.3.1 | Primeiro teste | 34 |
| 4.3.2 | Segundo teste | 35 |
| 4.3.3 | Terceiro teste..... | 36 |
| 4.4 | Análise estatística..... | 36 |
| 5 | RESULTADOS E DISCUSSÃO..... | 37 |
| 5.1 | Primeiro teste | 37 |
| 5.1.1 | Óleos e Graxas (O&G) | 37 |
| 5.1.2 | Demanda Química de Oxigênio (DQO) | 40 |
| 5.1.3 | Fósforo total | 43 |
| 5.1.4 | Nitrogênio total Kjeldahl (NTK) | 45 |
| 5.2 | Segundo teste..... | 48 |
| 5.2.1 | Óleos e Graxas (O&G) | 50 |
| 5.2.2 | Demanda Química de Oxigênio (DQO) | 55 |
| 5.2.3 | Fósforo total | 61 |
| 5.2.4 | Nitrogênio total Kjeldahl (NTK) | 65 |
| 5.2.5 | Comparativo..... | 71 |
| 5.3 | Terceiro teste..... | 72 |
| 5.3.1 | Óleos e Graxas (O&G) | 75 |
| 5.3.2 | Demanda Química de Oxigênio (DQO) | 78 |
| 5.3.3 | Fósforo total | 81 |
| 5.3.4 | Nitrogênio total Kjeldahl (NTK) | 84 |
| 6 | CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES..... | 87 |
| 7 | REFERÊNCIAS..... | 88 |

1 INTRODUÇÃO

O setor de laticínios é um importante ramo da indústria brasileira, conhecido por consumir grandes quantidades de água durante seu processo de produção e, conseqüentemente, gerando elevada vazão efluente. As águas residuárias produzidas pelos laticínios possuem elevada carga orgânica, rica em gorduras. Assim como os laticínios, outras indústrias do ramo alimentício como abatedouros, indústrias de sorvete, bebidas e enlatados, também contêm em seus efluentes altas concentrações desses compostos. Tais gorduras são conhecidas como óleos e graxas (O&G), e são caracterizadas por serem moléculas estáveis de alta resistência à degradação (JUNQUEIRA, 2014).

A presença dessas substâncias no ambiente pode causar alguns impactos, tais como o selamento e a poluição do solo e o acúmulo em superfícies aquáticas, com a formação de um filme que impede a difusão de oxigênio entre a atmosfera e a água, dificultando a passagem da luz solar através do líquido. Em quantidades elevadas nas estações de tratamento de esgoto, a gordura pode causar inúmeros problemas operacionais como a produção de espuma pela inibição das atividades microbianas, a formação de caminhos preferenciais no leito do lodo e a perda de biomassa, comprometendo a eficiência do tratamento e a qualidade do efluente, podendo levar o reator ao colapso (MENDES et al., 2005). De forma a impedir que o excesso de O&G chegue à fase do tratamento biológico, é necessária a adoção de técnicas que promovam uma eficiente remoção desses compostos já no início do processo.

Um dos sistemas utilizado pela indústria na remoção de O&G em águas residuárias é o flotor. Nesse processo, há a injeção de ar no meio líquido e as microbolhas formadas empurram as partículas para a superfície, permitindo sua retirada por mecanismos físicos. Apesar da eficiente remoção de O&G, inclusive de partículas menores e estáveis (emulsionadas), tal procedimento pode ser inviável em função do elevado consumo de energia e, conseqüentemente do custo operacional.

O uso de enzimas também tem se mostrado eficiente no tratamento de efluentes com elevada concentração de O&G. Para esse tipo de composto é utilizada especificamente a enzima lipase. Embora tenham sido alcançados resultados promissores, esse processo ainda é pouco utilizado em escala industrial e pode demandar alguns cuidados específicos, além de agregar custos ao tratamento.

Como solução alternativa tem-se a biosorção, processo onde biomassas são utilizadas como sorventes para remoção de poluentes em meios aquosos. Tal mecanismo funciona de

maneira eficaz e econômica, utilizando resíduos orgânicos que seriam descartados em sistemas agrícolas e que funcionam como biosorventes na remoção de O&G.

Para O&G em estado livre, normalmente são usadas as caixas de gordura que, por meio da força gravitacional, separam os compostos por diferença de densidade. Por possuir massa específica menor que a da água, a gordura se concentra na superfície, sendo removida por raspadores mecânicos ou manuais. A caixa de gordura é amplamente difundida e utilizada por ser um sistema simples e de baixo custo, que, no entanto, pode não proporcionar uma eficiente retenção da gordura. Como forma de aumentar a eficiência nas caixas de gordura, podem ser inseridas em seu interior placas de coalescência. Também conhecidas como placas de coalescência, elas aumentam a área superficial do sistema de tratamento e permite um maior tempo de contato entre as partículas gordurosas, especialmente das frações emulsionadas de óleo.

Neste contexto, o desenvolvimento de uma caixa de gordura que associe os processos físicos que ocorrem na caixa de gordura convencional com a biosorção para a remoção de óleos O&G surge como alternativa de baixo custo de implantação e operação ao alcance, principalmente das pequenas agroindústrias. Além disso, devido à pouca aplicabilidade das caixas de gorduras nas estações de tratamento de esgoto doméstico, em função da presunção da sua instalação já nos domicílios, não é observado na literatura parâmetros de projeto para o dimensionamento de estruturas simplificadas como as caixas de gordura para remoção de O&G provenientes de efluentes agroindustriais. Unidades agroindustriais, em função de sua localização, geralmente no meio rural, apresentam área disponível para construção de unidades de remoção de O&G como as caixas de gordura, sem necessariamente haver a obrigatoriedade de construir estruturas que demandem gasto energético como a dos flotadores.

Visto isso, o presente trabalho além de suprir a carência de dados na literatura, propõe-se a avaliação de três diferentes configurações de caixa de gordura no tratamento preliminar de água residuária de laticínios, sendo uma semelhante ao modelo tradicional, outra com introdução de placas de coalescência e a última um novo modelo desenvolvido que combina o uso das placas de coalescência a um filtro orgânico, associando processos físicos tradicionais à biosorção. Os resíduos orgânicos utilizados como material filtrante foram o bagaço de cana-de-açúcar, o sabugo de milho picado e a serragem de madeira de eucalipto.

2 OBJETIVOS

Como objetivo geral, o presente trabalho propõe apresentar uma solução eficiente e de baixo custo para tratamento preliminar de efluentes de laticínios, utilizando caixas de gordura contendo placas de coalescência e filtro orgânico.

Como objetivo específico, têm-se:

- Avaliar o desempenho de três diferentes configurações de caixas de gordura (convencional, com placas de coalescência e com placas de coalescência mais filtro orgânico) no tratamento preliminar de água residuária de laticínios, operadas em batelada, proporcionada por tempos de detenção hidráulica de 30, 60, 90 e 120 minutos;
- Avaliar a eficiência das caixas na remoção de óleos e graxas (O&G), demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total e nitrogênio total kjeldahl (NTK);
- Verificar dentre os filtros orgânicos bagaço de cana-de-açúcar, sabugo de milho picado e serragem de madeira de eucalipto, qual propicia melhores eficiências de remoção de O&G, DQO, Fósforo total e NTK, em caixa de gordura com placas de coalescência, operada em escoamento contínuo.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 A indústria de laticínios

A indústria do leite e seus derivados é um dos setores do agronegócio mais importante para a economia brasileira, tanto em relação à produção alimentícia quanto na geração de empregos. O Brasil ocupa a sexta colocação entre os maiores produtores de leite no mundo, crescendo a uma taxa de 4% ao ano e superando os outros países posicionados nos primeiros lugares da lista (EMBRAPA, 2015). No quadro nacional, Minas Gerais lidera o ranking entre os estados, sendo responsável por 27,6% da produção (IBGE, 2012) e contando com 1284 empreendimentos voltados à preparação e fabricação de leite e derivados (FIEMG; FEAM, 2014).

O setor é conhecido por consumir elevadas quantidades de água em sua cadeia de produção e, conseqüentemente, gerar grande vazão efluente. Contudo, essa vazão está diretamente ligada ao sistema produtivo, manutenção e sanitização do laticínios, e possui grande oscilação ao longo do dia (SARAIVA et al., 2009). Para Matos et al. (2010), ela não só depende do produto final, mas também da tecnologia utilizada, podendo variar de 1 a 5 vezes o volume do leite processado. Essa contribuição vem de diversos setores do sistema de produção como:

- Lavagem de tanques, tubulações, filtros, pisos e demais equipamentos envolvidos na cadeia produtiva;
- Perdas no processo de produção;
- Descartes de produtos ou subprodutos rejeitados;
- Produtos usados na limpeza de equipamentos, caminhões e na higienização de espaços;
- Lubrificantes;
- Produtos utilizados em sistemas de refrigeração como amônia e outros produtos químicos.

Assim como a vazão, as características dos efluentes de laticínios também variam substancialmente entre as linhas de produção, como pode ser visto na Tabela 1:

Tabela 1 – Características dos efluentes líquidos gerados em diferentes linhas de processamento em industriais de laticínios.

| Variáveis | Linhas de Processamento | | | | | |
|--|-------------------------|-----------|-------|-------|-------|-------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
| DBO ₅ (mg L ⁻¹) | 1.033 | 487-1.319 | 3.420 | 290 | 875 | 761 |
| DQO (mg L ⁻¹) | 1.397 | 873-1.740 | 4.430 | 2.010 | 1.365 | 1.370 |
| N _{TOTAL} (mg L ⁻¹) | - | 14 | 1 | 1,5 | 0,1 | 1,7 |
| P _{TOTAL} (mg L ⁻¹) | 5,75 | 4,5 - 5,9 | 14,2 | 18,8 | 6,8 | 8,8 |
| O&G (mg L ⁻¹) | 562 | 253 | 575 | - | 100 | - |
| Temperatura (°C) | - | 29 | 31 | 29 | 38 | 28 |

⁽¹⁾ Posto de recepção e refrigeração; ⁽²⁾ Leite pasteurizado e manteiga; ⁽³⁾ Leite pasteurizado e iogurte; ⁽⁴⁾ Leite esterilizado e iogurte; ⁽⁵⁾ Leite condensado; e ⁽⁶⁾ Leite em pó.

Fonte: Minas Ambiente/CETEC (1998) citado por (SARAIVA, 2008)

O fato de ocorrer essa notória variação entre as linhas de produção, pode ser associada também aos processos industriais em curso, como quantidade de leite processado, práticas de controle da carga poluidora, equipamentos utilizados e gerenciamento ambiental (OLIVEIRA, 2016). Os elevados valores de DQO e DBO refletem a grande quantidade de matéria orgânica presente nestes efluentes, ricos em gorduras, carboidratos e proteínas (BRUM et al., 2009). A gordura contida nesse tipo de efluente apresenta certa discrepância entre valores de O&G, visto que são encontradas concentrações que vão de 180 mg L⁻¹ até 4680 mg L⁻¹ (LEAL et al., 2002, 2006; MENDES et al., 2005). Quando não eliminadas de forma apropriada nos sistemas de tratamento preliminar, essa gordura pode causar sérios danos ambientais e comprometer significativamente as etapas de tratamento posteriores.

Assim como O&G, a presença de compostos inorgânicos como N e P nestas águas residuárias também é preocupante. A partir do momento que são descartados nos cursos d'água, podem exceder as quantidades de nutrientes presentes e causar a eutrofização desses corpos hídricos, trazendo diversos inconvenientes para as condições humanas e vida aquática.

Diante de seu elevado potencial poluidor e do fato que grande parte dos laticínios no Brasil não possui sistemas adequados para o tratamento de seus efluentes, é imprescindível a adoção de sistemas alternativos que promovam um efetivo tratamento das águas residuárias do processamento do leite e seus derivados, e que atenda principalmente os pequenos e médios produtores.

3.2 Caracterização dos O&G e os impactos causados ao meio ambiente

Em temperatura ambiente, os óleos são encontrados em estado líquido e as graxas em estado sólido. Isso acontece em função das diferentes ligações de carbono existentes, sendo que nos óleos vegetais, os ácidos graxos insaturados (duplas ou triplas ligações carbono-carbono) geram seu estado líquido, enquanto os ácidos graxos saturados (ligações simples de carbono-carbono) dão às gorduras um aspecto mais denso (VEIGA, 2003; GNIPPER, 2008).

Em águas residuárias, as partículas de gordura podem ser encontradas nas formas livre ou emulsionada, diferindo entre si pelo tamanho. A NBR 14063 (ABNT, 1998) define o óleo livre como sendo gotículas de óleo na faixa de 10 μ a 20 μ , que ascendem rapidamente até a superfície do líquido após um curto período de repouso, enquanto o óleo emulsionado é descrito como uma mistura homogênea de óleo e água com tamanho menor a 10 μ , cuja separação é feita através de processos químicos e filtros de coalescência.

Caracterizados por serem compostos de baixa solubilidade em água, os O&G são substâncias orgânicas de origem mineral, vegetal ou animal. É também uma variável utilizada para se referir às substâncias apolares e hidrofóbicas presentes em águas residuárias. A preocupação ambiental associada à esses compostos se dá em função da sua difícil degradação e aos efeitos tóxicos e acumulativos quando associados à membranas celulares de organismos vivos (MORENO, 2007; SANT'ANNA JR, 2015).

Apesar de toda sua complexidade, muitas vezes o descarte de águas residuárias ricas em O&G é feito de maneira inadequada, podendo causar sérios impactos aos ecossistemas. Quando dispostos diretamente no solo, podem impermeabilizar camadas por entupimento de poros, poluir grandes áreas e até mesmo chegar ao lençol freático (JUNQUEIRA, 2014; NOERNBERG e LANA, 2002). Se lançados nos corpos hídricos, formam uma espécie de “filme sobrenadante” que impede a troca gasosa entre atmosfera e água, além de dificultar a passagem da luz, diminuir a oxigenação do ambiente e provocar a mortandade de diversas espécies aquáticas.

Para que esses efeitos sejam minimizados, a legislação brasileira limita concentrações máximas de lançamento em corpos hídricos de 20 mg L⁻¹ para óleos minerais e 50 mg L⁻¹ para óleos vegetais e gorduras animais (BRASIL, 2011). Para que os padrões sejam atendidos, diversos estudos estão sendo realizados de forma a propor estratégias que reduzam os impactos negativos de águas residuárias no meio ambiente, especialmente de efluentes com elevada concentração de lipídeos (MENDES et al., 2005; SEMIONATO, 2006; MORENO, 2007; CHAN, 2010; GASPERI, 2012).

3.3 Impactos causados nos sistemas de tratamento

Geralmente, toda a gordura nas estações de tratamento de esgoto (ETE's) é removida em processo primário ou em unidades de flotação. Entretanto, a necessidade de implantação desses sistemas de remoção de gordura depende fundamentalmente das características de cada efluente (CHERNICHARO, 2007). Em contrapartida, em águas residuárias ricas em óleos e gorduras onde estas substâncias precisam ser eliminadas, nem sempre há um processo eficaz que promova tal remoção, e, parte desse material acaba sendo misturado ao restante do efluente e avançando para etapas subsequentes do tratamento. A ineficiência na remoção prévia de O&G pode se tornar um problema no tratamento biológico, reduzindo a eficiência, gerando maus odores e extravasamento de reatores anaeróbios (VEIGA, 2003; LEAL et al., 2006).

Quando presentes nas unidades de tratamento biológico, as gorduras envolvem os flocos biológicos de forma que bloqueiam a entrada de oxigênio, provocando a morte das células bacterianas por asfixia (MARTINELLI et al., 2011). Á exemplo do impacto causado às ETE's tem-se os reatores UASB, sistemas de tratamento amplamente difundidos devido ao seu custo benefício. Há relatos de frequentes perdas de biomassa devido à adsorção de compostos gordurosos nos grânulos (RINZEMA et al., 1993), além da inibição da metanogênese durante o processo de digestão (CHIPASA; MĘDRZYCKA, 2006). Ao estudarem a degradação anaeróbia de gordura de leite emulsificada por meio de um reator *expanded granular sludge bed* (EGSB), Petruy e Lettinga (1997), tiveram baixas remoções de DQO e de produção de metano, estimadas em 30% e 22% respectivamente, fato que foi associado à grande quantidade de gordura adsorvida pelo lodo granular durante o tratamento e à sua baixa constante de hidrólise (k_h), igual a $0,01d^{-1}$.

Problemas com suspensão e flotação do lodo também estão associados à presença de gordura, segundo Perle et al. (1995). Petruy e Lettinga (1997), porém, discordam afirmando que a flotação do lodo só acontece na presença de impurezas como, por exemplo, a proteína. Para eles, estas substâncias servem de substrato para os microrganismos e que, ao serem degradadas, geram gases que encontram dificuldade em se dispersar em razão da presença de gordura envolta nos grânulos do lodo.

No descarte de efluentes contendo O&G pelas indústrias, geralmente em elevadas temperaturas, o calor da água facilita a formação de emulsões e se, acima de $40\text{ }^{\circ}\text{C}$, pode destruir a microbiota presente nos sistemas de tratamento (VEIGA, 2003). Além disso, quando as partículas de gordura perdem calor e se solidificam, se aglomeram, formando

espessas camadas de gordura que acabam por diminuir a seção útil das tubulações (JUNQUEIRA, 2014).

Resumidamente, os problemas causados por O&G nos sistemas de tratamento incluem: bloqueio das redes de esgoto, carreamento de espuma para unidades subsequentes, redução da atividade microbiana em processos biológicos, excesso de sólidos nos poços de sucção de estações elevatórias de esgoto, dificuldade na secagem do lodo, além da adesão em superfícies de equipamentos e instrumentos (WEF, 2008). Logo, a ineficiência durante a remoção de O&G nos processos primários compromete significativamente a adequação à legislação vigente para lançamento de efluentes e deve ser tratada com mais atenção pelos responsáveis das ETE's.

3.4 Unidades e processos para tratamento de águas residuárias contendo O&G

3.4.1 Caixa de Gordura

A NBR 8160 (ABNT, 1999) define a caixa de gordura como um dispositivo capaz de reter em sua parte superior camadas de gordura, óleos e graxas contidos em despejos, sendo comumente utilizados no tratamento preliminar de efluentes que contenham teores de gordura em sua composição. Visto que os O&G apresentam massa específica inferior à da água, o funcionamento dos dispositivos de remoção de gordura é comandado pelos mesmos princípios que regem os fenômenos de sedimentação de sólidos, porém em sentido oposto (IMHOFF; IMHOFF, 1986; SEMIONATO, 2006). Nesse processo, os sólidos mais densos que a água se depositam no fundo formando o lodo, enquanto os menos densos sobem à superfície dando origem à espuma.

Ao entrar em um sistema de retenção de gordura, o material graxo fará um percurso resultante de dois sentidos de escoamento: o horizontal, influenciado pelo movimento do líquido em direção à saída, e o vertical, determinado pela chamada tendência ascensional, que por diferença de densidade fará com que os flocos gordurosos subam em direção à superfície a certa velocidade, conhecida como velocidade ascendente (GNIPPER, 2008). O princípio dessa separação é baseado na lei de Stokes (EQUAÇÃO 1), em que a velocidade de deslocamento da partícula no fluido está relacionada ao seu diâmetro, independentemente da profundidade:

$$v_s = \frac{g(p_s - p)d^2}{18\mu} \quad (1)$$

Onde v_s é a velocidade da partícula, g é a aceleração da gravidade, p_s a massa específica da partícula, p a massa específica do fluido, d a diâmetro da partícula e μ a viscosidade do fluido.

O início do processo de flotação se dá no momento em que começa a digestão anaeróbia, com a liberação de bolhas de gás dentro do sistema (BORGES, 2009). Em contato com a superfície das partículas sólidas, essas bolhas provocam um empuxo que arrasta as partículas para a superfície do líquido, permitindo sua retirada quando necessário (MOTA; VON SPERLING, 2009). Para Marshall e Harper (1984), efluentes com temperaturas superiores a 35 °C e pH acima de 8,5 podem influenciar negativamente na eficiência das caixas, visto que nessas condições, ocorre a emulsificação da gordura, gerando gotículas de menor tamanho e menor velocidade ascensional.

Em frente à entrada e à saída da caixa podem ser instaladas uma espécie de “cortina” que funciona como uma barreira que diminui a turbulência de entrada da água e retêm a saída da espuma, respectivamente (SEMIONATO, 2006). A inserção dessas cortinas garante que a velocidade em direção à saída não seja elevada, de modo que haja tempo suficiente para que a gordura flutue até a superfície do líquido.

A fim de garantir uma maior eficiência e diminuir a área demandada para retenção de O&G em grandes vazões como as de laticínios e indústrias alimentícias, alterações na configuração de caixas de gordura foram desenvolvidas, como nos estudos realizados por Chu e Ng (2000) e Chiabai et al. (2005), ao testarem o uso de tubos e placas de coalescência em efluentes sintético e doméstico, respectivamente. A adição de placas de coalescência no interior das caixas tem como objetivo, aumentar a área superficial dentro da unidade de tratamento, e com isso, favorecer o contato entre as partículas que tendem a flocular, melhorando o desempenho na remoção do material gorduroso (NUNES, 2001). Apesar de elevar a área superficial, tais estruturas ocupam menos de 10% da área de uma caixa de gordura (WILLEY, 2001). Elas também diminuem a velocidade do fluido, favorecem o fluxo laminar reduzindo o número de Reynolds (BRUNSMANN et al., 1962), o que proporciona diminuição na turbulência dentro do sistema e dessa forma, propicia melhores condições para a flotação das partículas.

A limpeza das caixas de gordura deve ser realizada com certa frequência, de forma a impedir que o material retido escoe pela rede, causando obstrução da mesma (ABNT, 1999).

A não remoção deste material pode implicar na solidificação da espuma, prejudicando a saída do gás produzido e na sedimentabilidade do lodo. Tal ação pode ser feita de maneira simples, seja manualmente ou com a ajuda de raspadores mecânicos. Segundo Delatorre Júnior e Morita (2007), falhas no processo de limpeza podem comprometer a eficiência desses sistemas, implicando na passagem direta de O&G para a rede coletora.

3.4.2 Flotação via aeração

A flotação por aeração é o processo de separação de partículas suspensas (sólidas e, ou, líquidas) em meio líquido pela utilização de bolhas de ar. Esse processo é iniciado pela colisão entre bolhas de gás e partículas que, após se aderirem, formam um agregado bolha-gota que ascende em direção à superfície do líquido. Essa ação acontece em função das características hidrofóbicas do material suspenso que se associam às bolhas de ar devido ambos serem compostos não molhantes em relação à água, e dessa maneira, o material gorduroso é deslocado para a superfície, onde se acumula sob a forma de espuma. Quanto menor o tamanho das bolhas de ar, maior a área superficial disponível (VON SPERLING, 1996), isso significa que, com uma maior superfície de contato, as bolhas irão interagir melhor com o líquido e assim arrastar um maior número de partículas.

Dentre as principais vantagens da flotação estão o baixo consumo de produtos químicos e redução dos tempos de flotação que dispensa a necessidade de grandes áreas e proporciona uma maior facilidade no controle operacional dos sistemas (CHEREMISINOFF, 2002). Entretanto, apesar de serem sistemas capazes de produzir efluentes de boa qualidade em termos de remoção de DQO, sólidos e fósforo, a remoção de nitrogênio amoniacal e coliformes termotolerantes é baixa, além de gerarem grande quantidade de lodo, que acaba sendo encaminhado para aterros (CHERNICHARO, 2006).

Como procedimentos convencionais de formação de bolhas são utilizados a flotação por ar induzido (FAI), a flotação eletrolítica e a flotação por ar dissolvido (FAD). O primeiro procedimento é caracterizado pela introdução de gases dentro do meio líquido utilizando difusores ou agitadores mecânicos. Já na flotação eletrolítica, as bolhas são geradas por eletrólise. No caso da FAD, as bolhas são produzidas devido à redução brusca da pressão do efluente já saturado, provocando a supersaturação da solução e liberando o ar dissolvido em forma de microbolhas (MORENO, 2007). Segundo Matiolo (2003), entre os processos de flotação, o FAD é o mais utilizado no tratamento de águas residuárias.

Durante o processo de flotação, pode haver ação conjunta de mecanismos físicos e químicos (IMHOFF; IMHOFF, 1986). Enquanto os métodos físicos aumentam o contato entre as gotículas, os químicos atuam nas suas propriedades, melhorando a aderência entre sólidos e bolhas de ar e aumentando a atração dos dispersados (GASPERI, 2012). A adição de produtos químicos coagulantes aliados ao processo de flotação potencializa o tratamento de efluentes gordurosos, promovendo a quebra das emulsões lipídicas e auxiliando na flotação da gordura (PONTES, 2009). Para avaliar o efeito dessa associação de tratamentos físico e químico, diversos estudos estão sendo realizados com intuito de aumentar a eficiência na eliminação de O&G dos efluentes (SCHOENHALS, 2006; BENSADOK et al., 2007; MORENO, 2007; CHAN, 2010; GASPERI, 2012).

Ao testar a eficiência dos coagulantes cloreto férrico, sulfato de alumínio e sulfato ferroso em um sistema FAD no tratamento de efluentes de uma indústria de cosméticos, El-Gohary et al. (2010) apresentaram remoções de DQO e O&G superiores a 67% e 72% respectivamente para todos os coagulantes. Sobretudo, apesar da alta eficiência atingida nesse tipo de sistema, a elevada demanda de produtos químicos e energia elétrica torna o uso de flotação por injeção de ar um tratamento caro (MITTAL, 2006; MENDES, 2005).

3.4.3 Utilização de enzimas em caixa de gordura

As enzimas nada mais são do que proteínas produzidas por bactérias, capazes de quebrar material orgânico. Elas podem atuar sobre os poluentes mais recalcitrantes, além de serem capazes de alterar as características de um determinado resíduo, tornando-o mais suscetível ao tratamento ou à conversão do mesmo em produtos com valor agregado (KARAM; NICELL, 1997).

Normalmente para o tratamento de águas residuárias com elevadas concentrações de gordura, são usadas especificamente as enzimas lipases. Produzidas por microrganismos lipolíticos e obtidas em grandes quantidades, as lipases têm sido utilizadas em sistemas de pré-tratamento, tornando-os mais eficientes, e conseqüentemente, reduzindo os custos de manutenção (SEMIONATO, 2006). Essas enzimas possuem características particulares pelo fato de hidrolisarem especificamente óleos e gorduras. O uso da lipase pode elevar consideravelmente a eficiência na remoção de O&G, aumentar a vida útil de equipamentos pela desobstrução de tubulações e reduzir impactos ambientais (MENDES et al., 2005).

Ao adicionar microrganismos e enzimas em uma caixa de gordura Veiga (2003), obteve redução de 80% nas concentrações de O&G, 61% na DBO e 55% na DQO. Ainda

segundo o autor, após a digestão da gordura, problemas frequentes como entupimento de tubulações, limpezas frequentes de caixas de gordura, proliferação de insetos e de mau cheiro, deixaram de existir após um período de três meses de tratamento. Durante a avaliação de enzimas em reatores anaeróbios no tratamento de águas residuárias de laticínios, Leal et al. (2002) obtiveram remoções de 80% nos teores de O&G nos sistemas com a presença de enzimas, e de 19% no efluente sem a adição de enzima. O mesmo aconteceu com as taxas de remoção da DQO, que chegaram a ser dez vezes maior nos reatores onde foram adicionadas as enzimas. Observa-se assim, que a aplicação de enzimas permite a redução na quantidade de sólidos suspensos, lipídeos e proteínas, possibilitando melhores condições de operação no tratamento anaeróbio (MENDES et al., 2005). Embora apresente diversas vantagens, o custo do biocatalizador é uma grande desvantagem da catálise enzimática, que pode acabar inviabilizando economicamente o seu uso e tornando essa técnica menos atrativa que as convencionais (CASTRO et al., 2004; AGUIEIRAS et al., 2013).

Algumas outras limitações associadas ao uso de bactérias como agentes catalisadores são relatadas na literatura, como a atividade enzimática restrita, a dificuldade de reciclagem da lipase e o decaimento de sua atividade quando submetidas a temperaturas superiores a 40 °C, como alguns dos problemas relacionados ao uso de bactérias como agentes catalisadores (JAEGER, 1998; YU et al., 2010). Ao testarem o comportamento de lipases em reações de esterificação com ácido palmítico para obtenção de biodiesel, Aguiéiras et al. (2013) obtiveram um decaimento de aproximadamente 69% após reutilização da lipase e atribuíram tal resultado aos efeitos combinados da exposição da mesma ao etanol e à elevada temperatura (70 °C). Para a síntese de algumas substâncias também são exigidos alguns cuidados como a seleção de cultura, a relação de substratos necessários e o controle de pH em seus microambientes (ANTCZAK et al., 2009), fatores que acabam encarecendo e dificultando esse tipo de tratamento.

3.4.4 Soluções alternativas

Considerando o custo-benefício envolvido nos processos descritos anteriormente, o emprego de biomassa natural como material sorvente, é uma técnica que vem ganhando espaço por ser uma alternativa potencialmente eficaz e econômica no tratamento de diversos tipos de efluentes (MORAIS, 2005). Conhecida por “biosorção” essa técnica ainda possui mais vantagens em relação aos métodos convencionais de tratamento como diminuição do lodo químico e biológico, além de não exigir nenhum tipo de produto químico como nos

demais. Esse aproveitamento de resíduos agrícolas como filtros orgânicos, permite o uso de materiais de baixo custo e de grande disponibilidade, que após o uso, podem ser compostados e devolvidos ao campo em forma de fertilizantes agrícolas (MAGALHÃES et al., 2013).

De acordo com Ribeiro et al. (2003), em geral, os sorventes atuam através de dois mecanismos, absorção e adsorção. Na absorção, o acúmulo de óleo acontece por capilaridade ou sucção capilar. Já a adsorção é baseada na área superficial específica do material adsorvente e na relação hidrofóbica entre adsorvente e adsorvato. Segundo os autores, na sorção de componentes oleosos, o excedente de óleo ainda é capaz de adsorver no material, mesmo após a saturação dos capilares por interação com o óleo já sorvido. Tal processo é conhecido como interpenetração na fase sólida e acontece em consequência da alta porosidade do material (RIBEIRO et al., 2003).

O conhecimento das características, tanto do material suporte quanto do efluente é essencial para que a eficiência de remoção seja alcançada. Também é primordial que o adsorvente apresente alta seletividade, disponha de uma elevada área superficial e que apresente boa estabilidade para suportar o manuseio (RUTHVEN, 1988 citado por MORAIS, 2005, p. 23). Dentre os materiais mais conhecidos na sorção de poluentes orgânicos, o carvão ativado tem sido bastante utilizado, porém, seu alto custo acaba por inviabilizar o seu uso no tratamento.

Na depuração de águas poluídas por óleo, a utilização de resíduos agrícolas já acontece, e é vista como uma estratégia atrativa tanto no âmbito econômico quanto no ambiental (ADEBAJO; FROST, 2004). Tal prática é considerada totalmente sustentável, pois, além de remover substâncias indesejáveis de águas residuárias, reduz drasticamente o impacto ambiental pela disposição inadequada dos resíduos. Tanto na remoção de poluentes, quanto na remoção de gordura, resíduos podem ser de grande valia no tratamento de efluentes industriais e por esta razão, alguns deles têm sido estudados, tais como a serragem de madeira (TATY-COSTODES et al., 2005; BULUT; TEZ, 2007; MATOS et al., 2010; MAGALHÃES et al., 2013), o bagaço de cana-de-açúcar (SAID et al., 2009; BRANDÃO; SOUZA, TÚLIO C.; et al., 2010; RAYMUNDO et al., 2010; KANAWADE; GAIKWAD, 2011; BONI et al., 2016) e o sabugo de milho (LEYVARAMOS et al., 2005; SANTOS, DOS et al., 2007; NWADIOGBU et al., 2015), apresentando bons resultados na remoção de variados compostos em diversos meios aquosos.

Ao testarem o sabugo de milho, a serragem de madeira e o mesocarpo do coco como biomassa na adsorção de diversas concentrações de gasolina dispersa em água, Santos et al. (2003), obtiveram total remoção da gasolina após 30 minutos de contato com os materiais.

Para eles, tanto as biomassas “*in natura*” quanto àquelas submetidas a um pré-tratamento ácido, se mostraram viáveis no tratamento de efluentes contaminados com produtos orgânicos. A rapidez na adsorção do sabugo de milho triturado pode ser explicada por sua porosidade (81,5%) e conseqüentemente elevada área superficial, demonstrando seu alto potencial adsorvente que ainda pode ser aumentado pela carbonização do material, que em termos de eficiência, equipara-se até mesmo a carvões ativados comerciais (WU et al., 2013; NWADIOGBU et al., 2015).

Com uma porosidade um pouco inferior à do sabugo (66,5%), porém, com semelhante eficiência na adsorção de óleos em meios aquosos, a serragem de madeira também é um resíduo utilizado na adsorção de compostos indesejáveis em águas residuárias. Quando utilizadas em processos de tratamento de efluentes podem atingir uma remoção de DQO superior a 95% e ultrapassar 99% de eficiência na remoção de óleos emulsionados, quando mantidos a pressões menores que 0,5 bar (CAMBIELLA et al., 2006). A serragem de madeira também apresentou altos índices de adsorção quando utilizados como filtros orgânicos no tratamento de águas residuárias de lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro. Lo Monaco et al. (2002), em experimento que usou a serragem de madeira em colunas de filtração, mostrou que a mesma proporcionou remoções de 50% da DBO, cerca de 80% de N-total, 70% de P-total e chegou a 100% na remoção de sólidos sedimentáveis.

Outro material que vem sendo amplamente estudado na retenção de poluentes em águas residuárias é o bagaço de cana-de-açúcar. A utilização desse material se torna vantajosa uma vez que esse pode ser encontrado em abundância em todas as regiões do país e, mesmo utilizado para diversos fins, como fonte de energia, forragem e alimentação animal, grande parte do bagaço produzido se transforma em resíduo, acumulando milhares de toneladas anuais. Utilizando esse resíduo como adsorvente para remover contaminantes derivados do petróleo, Brandão et al. (2010) constataram que a capacidade de adsorção do bagaço de cana-de-açúcar foi de 99 % de gasolina e 90 % de n-heptano em solução. No mesmo estudo, os autores ainda salientam a rapidez da adsorção, com tempos de equilíbrio inferiores a 5 minutos. O uso do bagaço de cana-de-açúcar no tratamento de efluentes contaminados com hidrocarbonetos também é recomendado por Morais (2005), que ao testar o bagaço de cana-de-açúcar e mesocarpo de coco como materiais adsorventes comprovou uma extração mínima de 30% em sistemas com altas concentrações de hidrocarbonetos dissolvidos em água, chegando a quase 100% de adsorção em sistemas com baixas concentrações. Para o bagaço da cana-de-açúcar foram encontrados valores entre 7,4 e 11,4 mL de hidrocarbonetos adsorvidos por grama de biomassa.

Perante as inúmeras vantagens proporcionadas pelo emprego de biomassas, verifica-se que tais resíduos são excelentes opções no tratamento de águas residuárias ricas em óleos e gorduras, pois, além de eficientes, são de fácil acesso, tendo fonte abundante e barata. Assim, a inserção desses materiais no tratamento de efluentes, permite agregar valor aos resíduos agrícolas e dá uma solução sustentável a dois grandes problemas industriais: o resíduo sólido gerado durante o cultivo e processamento dos materiais e a contaminação de águas pelo lançamento de poluentes orgânicos.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Descrição geral

O experimento foi montado em escala laboratorial e conduzido no Laboratório de Águas Residuárias do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal de Lavras-UFLA, em Lavras, Minas Gerais, nas coordenadas de 21°13'40"S e 44°57'50"W e a uma altitude média de 918 m. A água residuária utilizada no trabalho, foi coletada na entrada da caixa de gordura da Estação de Tratamento de Esgoto - ETE do Laticínios Verde Campo, localizado próximo à cidade de Lavras (FIGURA 1). Após a coleta, a água residuária era transportada em bombonas de 25 e 50 L e encaminhada ao laboratório, onde foi armazenada, diluída em 2 vezes e caracterizada antes do uso.

Figura 1 – Coleta de água residuária no laticínios.



Fonte: Do autor (2016).

4.2 Descrição das unidades experimentais

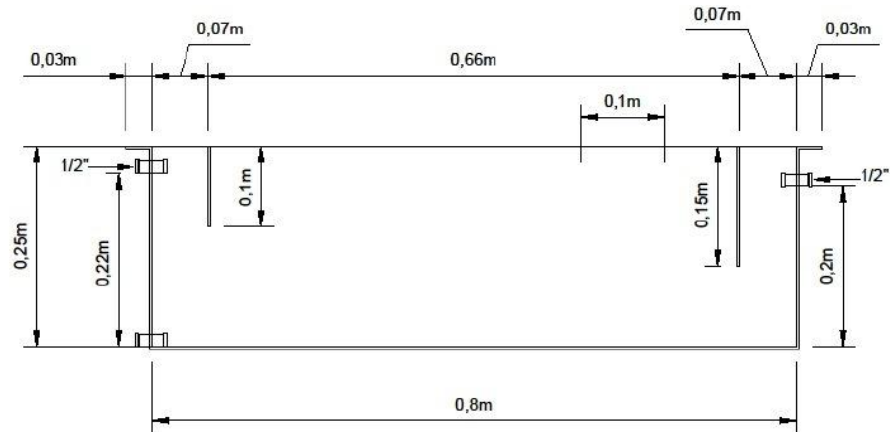
As caixas de gordura avaliadas foram: a caixa de gordura convencional (CC), a caixa de gordura com placas de coalescência (CP) e a nova configuração de caixa de gordura proposta (CM) (FIGURAS 2, 3, 4 e 5). Todas as caixas foram construídas em poliéster reforçado com fibra de vidro e possuíam as mesmas dimensões, porém, com volumes diferentes em função da presença de placas de coalescência e do filtro orgânico.

A CC é do tipo considerado caixa convencional, ou seja, com semelhanças físicas e hidráulicas às caixas de gordura convencionais. Esta caixa teve formato retangular e dois defletores, um próximo à entrada para diminuir a turbulência de entrada do líquido e o outro próximo à saída para reter a saída da espuma produzida. A CC foi a que apresentou o maior volume dentre as três, com uma capacidade de 41,3 L.

Assim como o modelo da CC, a CP também contou com dois defletores na entrada e na saída do sistema. No entanto, em seu interior foram inseridas placas de PVC inclinadas 60°, com distância entre placas de 10 cm. Tais placas, conhecidas como “placas de coalescência”, contemplaram toda a área molhada do recipiente, fazendo com que todo o líquido que chegasse à caixa de gordura entrasse em contato com as placas, que ficavam fixadas nas laterais da unidade de tratamento. A inserção das placas teve como objetivo aumentar a área superficial da unidade de tratamento, favorecendo a aglomeração de pequenas partículas de gordura que se agruparia para a formação de flocos de menor densidade que o meio e ascenderiam até a superfície do líquido num menor período de tempo. Em função da presença das placas, o volume foi reduzido à 38,94 L, ocupando menos de 10% da área total da caixa convencional, assim como já mencionado no estudo feito por Willey (2001).

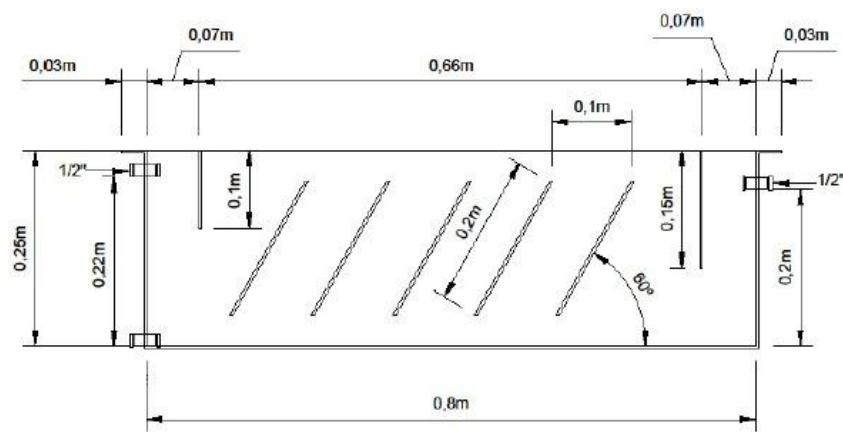
Já o modelo CM desenvolvido nesta pesquisa, teve como inovação a configuração da caixa CP associada a um compartimento, onde foram inseridos os materiais suporte com capacidade de sorção. De forma semelhante às outras caixas, a CM também teve em sua entrada um defletor de contenção de vazão. A água que chegava ao sistema passava pelas placas de coalescência e através de um fundo falso adentrava no compartimento, onde entrava em contato com os materiais sorventes que faziam o papel de filtros orgânicos. Em função da elevada área superficial e características hidrofóbicas dos materiais utilizados como filtros, as partículas gordurosas ficaram sorvidas em sua estrutura e o restante da água, subia até a superfície, na qual escoava rumo à saída por uma calha vertedoura. Para conter a saída de matéria orgânica provinda dos materiais filtrantes, que se inchavam e flutuavam na presença da ARL, foi necessária a instalação de uma tela de nylon abaixo da calha vertedoura. O volume apresentado por essa caixa foi de 36 L.

Figura 2 – Caixa de gordura convencional (CC)



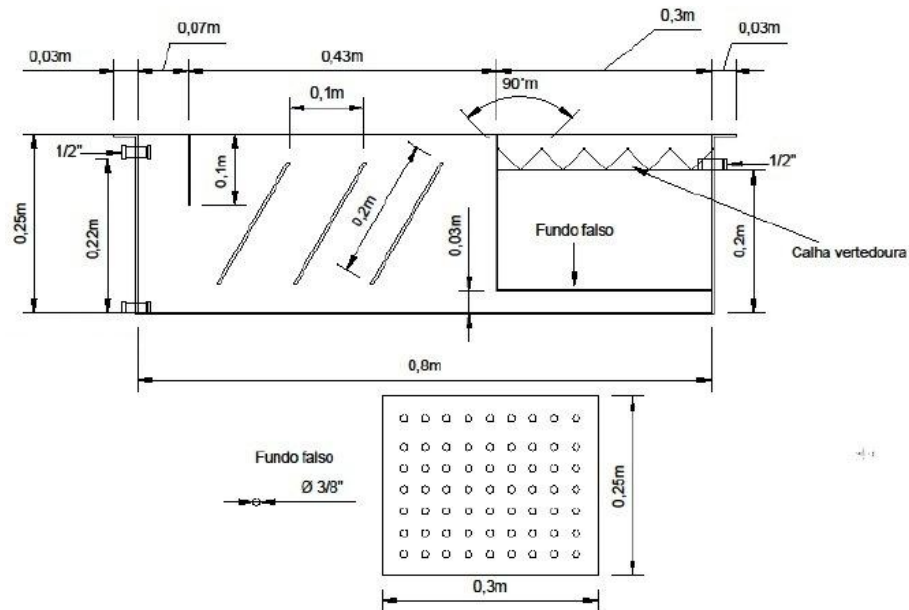
Fonte: Do autor (2016)

Figura 3 – Caixa de gordura com placas de coalescência (CP) no interior do sistema.



Fonte: Do autor (2016)

Figura 4 – Caixa de gordura modificada (CM). Em detalhe, o fundo falso de entrada para o compartimento de armazenagem do filtro orgânico.



Fonte: Do autor (2016)

Para a realização de todos os ensaios propostos, utilizaram-se três resíduos agroindustriais (FIGURA 6): o bagaço de cana-de-açúcar e o sabugo de milho picados, e a serragem de madeira de eucalipto. Ressalta-se que o bagaço de cana-de-açúcar foi coletado nas instalações da Cachaçaria Bocaina e os outros dois resíduos, foram cedidos pelos departamentos internos da UFPA.

Para o primeiro teste, utilizou-se o bagaço da cana-de-açúcar, que devido à grande quantidade de impurezas presentes em sua estrutura, foi necessário a sua prévia lavagem. Após a lavagem, o bagaço foi cortado em pedaços de aproximadamente 7,7 cm de comprimento, que devido à baixa umidade do material, se desagregaram em pedaços com largura média de 1,0 cm, que foram secos em estufa a 100 °C por cerca de 48 h. Para o segundo teste, não foi necessária essa pré-lavagem do bagaço, que foi seco em temperatura ambiente, e também cortado em pedaços de aproximadamente 7,7 cm de comprimento e 1,0 cm de largura. No terceiro teste foi utilizado o mesmo procedimento do teste dois para o bagaço de cana-de-açúcar, entretanto, o sabugo de milho foi cortado manualmente em pedaços circulares com aproximadamente 1,9 cm de altura e diâmetro médio de 2,9 cm que também foram utilizadas sem lavagem prévia. O mesmo aconteceu para a serragem, que foi peneirada e empregada no interior da caixa praticamente da mesma forma que saiu da serraria. Na caracterização da granulometria da serragem, 3,6% do material ficou retido na peneira com abertura de 9,52 mm, 36% na de 4,76 mm, 5,8% na de 4,0 mm, 32,2% na peneira de 2,0 mm, 14% na de 1,0 mm, 6% na peneira de abertura 0,425 mm e 1,3% do material ficou no fundo do conjunto de peneiras.

Para abastecimento das caixas de gordura no primeiro e no segundo teste, foi utilizada um reservatório de polietileno de 150 L de capacidade, onde foram instaladas três bombas dosadoras monofásicas com vazão máxima de $21,9 \text{ L h}^{-1}$ cada (FIGURA 7), e por meio da regulagem das bombas em função do volume de cada caixa de gordura, foi controlada a vazão dentro das unidades de tratamento para a obtenção do TDH pretendido. A fim de manter a homogeneização e evitar a estratificação do efluente, foi adaptado ao reservatório, um agitador mecânico, fixado por uma estrutura metálica onde se encaixava o motor de acionamento. O agitador possuía uma hélice rotativa e um eixo motriz em aço inoxidável, além de um motor monofásico de 430 watts com potenciômetro para regulagem da velocidade.

Figura 5 – Caixas de gordura convencional (CC), com placas (CP) e modificada (CM), respectivamente.



Fonte: Do autor (2016)

Figura 6 – Resíduos agroindustriais utilizados como filtros orgânicos: bagaço de cana-de-açúcar, sabugo de milho e serragem de madeira de eucalipto, respectivamente.



Fonte: Do autor (2016)

Figura 5 – Caixa de gordura sendo alimentada pelo reservatório de abastecimento por meio das bombas dosadoras. Em destaque o agitador utilizado para a homogeneização do efluente.



Fonte: Do autor (2016)

No terceiro teste ainda foi adaptado ao reservatório de 150 L outro reservatório de 500 L de capacidade (FIGURA 8). Essa adaptação foi necessária devido ao maior período de monitoramento proposto por essa metodologia, que necessitou do abastecimento contínuo do reservatório que alimentava o sistema (vide tópico 4.3). O reservatório de 500 L foi usado para o abastecimento da caixa menor, e aconteceu apenas durante o período da noite, em que foi necessário a retirada do agitador por questões de segurança. Nesse período, foi colocada em seu lugar uma bóia hidráulica que, adaptada a saída do tubo de conexão entre os dois reservatórios, controlava a entrada da água residuária dentro do menor reservatório por meio do nível do reservatório, abastecendo-o quando preciso, e promovendo uma certa movimentação do líquido em seu interior.

Figura 6 – Sistema de abastecimento da caixa de gordura montado para o terceiro teste.



Fonte: Do autor (2016)

Assim como o experimento, as análises de todos os testes foram realizadas no Laboratório de Águas Residuárias do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária da UFLA, seguindo os procedimentos de APHA et al. (2012). Os equipamentos e métodos utilizados nas análises são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Métodos de análise utilizados durante o experimento.

| Variável | Unidade | Metodologia |
|-------------------------|--------------------|---|
| DQO | mg L ⁻¹ | Refluxo fechado e leitura em espectrofotometria |
| Nitrogênio total | mg L ⁻¹ | Micro-Kjedahl |
| Fósforo total | mg L ⁻¹ | Vanadato-molibdato |
| O&G | mg L ⁻¹ | Extração em hexano |
| pH | adimensional | Potenciometria |
| Temperatura | °C | Termômetro de mercúrio |
| Total de gordura retida | mg L ⁻¹ | Gravimétrico |

Fonte: Do autor (2016)

4.3 Monitoramento das unidades experimentais

4.3.1 Primeiro teste

A primeira etapa do experimento iniciou-se com o monitoramento da CC, sendo realizado de 20 à 22 de novembro de 2015. No dia 13 de Janeiro de 2016, deu-se início ao monitoramento da CP, que se estendeu por mais dois dias. A primeira fase foi encerrada com a avaliação da CM entre os dias 16 e 18 de fevereiro de 2016. Os ensaios foram realizados em batelada, sendo que, em todas as caixas de gordura a ARL foi aplicada variando-se os TDH, que foram de 30, 60, 90 e 120 minutos. As bombas dosadoras foram reguladas no início de cada ensaio para que fosse possível ajustar a vazão ao TDH desejado, de acordo com o volume de cada caixa de gordura, por meio da Equação 2.

$$Q = \frac{V}{TDH} \quad (2)$$

em que,

Q : vazão requerida ($L \text{ min}^{-1}$);

V : volume da caixa (L);

TDH: tempo de detenção hidráulico previsto (min)

Para cada TDH, foram realizados três ciclos de enchimento da caixa e as amostragens foram feitas simultaneamente na entrada e na saída do sistema em intervalos de tempo determinados de acordo com o TDH em execução, num total de seis coletas por teste. Dessa maneira, se a caixa estivesse operando num TDH de 30 minutos, esperava-se seu enchimento por 30 minutos e após um período de mais 30 minutos, fazia-se a primeira coleta na entrada e na saída do sistema. Na metade do terceiro ciclo, ou seja, depois de 15 minutos da primeira coleta, era feita a segunda amostragem, seguida da terceira após mais 15 minutos.

Para constatar a eficiência das modificações nas caixas de gordura, as três configurações foram comparadas quanto às concentrações efluentes de O&G, medidas de acordo com a metodologia descrita na Tabela 1. Variáveis como Fósforo Total, Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e pH também foram analisadas de forma a observar a capacidade adicional das unidades de tratamento.

Salienta-se que esse teste foi realizado como ensaio prévio para os demais, e em função do grande volume de efluente necessário para sua execução, foi preciso que as três

caixas fossem testadas com ARL coletados em dias diferentes. Isso aconteceu devido à ausência de espaço para o armazenamento de toda a água residuária prevista para a realização desse ensaio.

4.3.2 Segundo teste

Visando diminuir o efeito da variabilidade das características da ARL na eficiência do tratamento e aumentar a confiabilidade das análises estatísticas, foi realizado um segundo teste nas caixas de gordura, que teve duração de quatro semanas e ocorreu entre os dias 4 e 29 de abril de 2016.

Assim como no primeiro, o segundo teste teve as caixas de gordura operando em batelada e em TDH de 30, 60, 90 e 120 minutos, porém aqui, as três unidades experimentais foram submetidas ao tratamento da mesma água residuária. Dessa forma, nenhuma das caixas foi favorecida nem subestimada pelas propriedades do efluente tratado, visto que as características desse efluente variam constantemente e estão diretamente ligadas às atividades de produção do laticínios.

Durante quatro semanas, no início de cada uma delas, foram realizadas quatro coletas de água residuária no laticínios, em quantidades suficientes para o abastecimento das caixas de gordura por um período semanal. Desse modo, foi possível utilizar o mesmo efluente para avaliar as três caixas de gordura operando nos quatro TDH propostos, monitorando semanalmente as variáveis por três dias. A fim de se ter um delineamento inteiramente casualizado (DIC), cada um dos dias foi dividido em quatro períodos de tempo. Dessa forma, em cada período do dia, foi testada uma caixa de gordura operando em um TDH, totalizando 12 tratamentos por semana, ordenados de forma aleatória por sorteio.

Antes de cada ensaio, a vazão foi medida para o controle do TDH dentro das caixas, de acordo com a Equação 2. As amostragens de entrada aconteceram a cada 15 minutos de intervalo, e as de saída foram feitas após decorrido o tempo de detenção em questão, contando-se a partir da primeira coleta de entrada, e assim como as entradas, também foram coletadas em intervalos de 15 minutos, com um total de três coletas afluentes e efluentes. Com essa metodologia, as amostras de saída corresponderam exatamente ao efluente que havia entrado no sistema momentos antes, de acordo com seu respectivo TDH. No entanto, como forma de amenizar a variação de resultados, essas amostras coletadas foram homogeneizadas, formando amostras compostas de entrada e de saída, as quais foram analisadas quanto ao pH, temperatura, DQO, P-total, NTK e O&G. As medidas de pH e

temperatura foram feitas in loco, imediatamente após as amostragens. Como não houve grandes variações entre os valores de pH de entrada e saída, optou-se por utilizar a média desses valores na discussão dos resultados.

4.3.3 Terceiro teste

O terceiro teste teve início no dia 20 de junho e se estendeu até o dia 8 de julho de 2016, com duração de três semanas, e se baseou em avaliar diferentes filtros orgânicos na caixa de gordura modificada, operando no TDH de 120 min em alimentação contínua. A razão do fornecimento contínuo nos tanques foi avaliar o comportamento dos diferentes filtros orgânicos quando submetidos ao contato com a ARL por maior período de tempo. A escolha do TDH não se embasou na eficiência alcançada por este tempo nos testes anteriores, mas sim, no volume de armazenamento disponível e na logística de coleta da ARL, visto que, para se utilizar os demais TDH seriam necessárias quantidades muito superiores de efluente.

Os materiais filtrantes utilizados nesse teste foram o sabugo de milho, o bagaço de cana-de-açúcar e a serragem de madeira de eucalipto que foram testados separadamente a cada semana, analisando as eficiências de cada meio filtrante na remoção de DQO, fósforo, NTK e O&G.

Durante 72 horas de cada ensaio, foram coletadas 16 amostras de entrada e saída do sistema, intercaladas num intervalo de 3h30min entre cada coleta, que se iniciava às 08h (com exceção do primeiro dia, que aconteceu às 10 h em função do TDH) e tinha término às 22 h de cada dia. Ressalta-se que durante todos os dias de experimento os valores de pH e temperatura do afluente e efluente também foram medidos após as amostragens, assim como a vazão efluente, que foi monitorada ao longo de todos os dias para garantia do tempo de tratamento no interior da caixa de gordura.

4.4 Análise estatística

Com base nos resultados quantitativos de eficiência do segundo teste, foi utilizado para as análises estatísticas o programa R. Nele, os tratamentos foram submetidos à análise de variância (ANOVA), com fatorial 3x4, em um Delineamento de Blocos Casualizados (DBC) com quatro repetições, e as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Primeiro teste

Na Tabela 2 são apresentados os resultados da caracterização da água residuária feita após as coletas no laticínios, considerando que para cada caixa de gordura, foram utilizados efluentes coletados em dias diferentes.

Tabela 2 – Caracterização da ARL após chegada ao laboratório e aplicada às três caixas.

| Variáveis | CC | CP | CM |
|---------------------------|------|------|------|
| pH | 5,2 | 12,0 | 11,1 |
| T (°C) | 21,0 | 24,7 | 27,3 |
| DQO (mg L ⁻¹) | 9706 | 8759 | 3711 |
| O&G (mg L ⁻¹) | 752 | 1296 | 962 |

Fonte: Do autor(2016)

5.1.1 Óleos e Graxas (O&G)

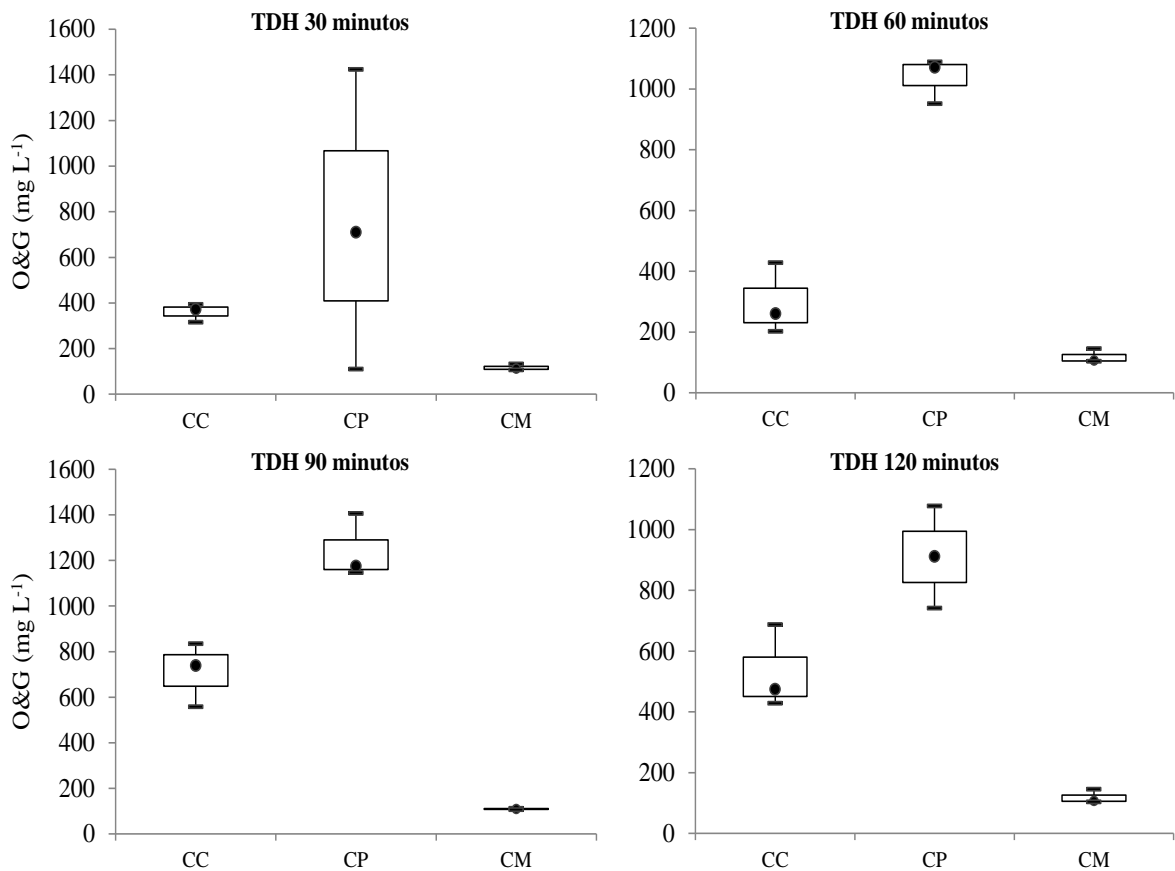
Na Tabela 3 e na Figura 9, são mostrados os resultados obtidos no primeiro teste com relação à eficiência de remoção de O&G nas caixas convencional, com placas de coalescência e modificada.

Tabela 3 – Valores médios, mínimos e máximos das concentrações de O&G afluente e efluente às caixas de gordura Convencional (CC), com placas de coalescência (CP) e Modificada (CM), e a eficiência obtida em cada TDH avaliado.

| Modelo | TDH (min) | O&G (mg L ⁻¹) | | | | | | Ef (%) |
|--------|-----------|---------------------------|------|------|----------|------|------|--------|
| | | Afluente | | | Efluente | | | |
| | | Média | Mín. | Máx. | Média | Mín. | Máx. | |
| CC | 30 | 367 | 329 | 398 | 360 | 315 | 393 | 2,0 |
| | 60 | 627 | 566 | 726 | 297 | 202 | 428 | 52,7 |
| | 90 | 836 | 693 | 961 | 710 | 558 | 834 | 15,1 |
| | 120 | 789 | 720 | 851 | 530 | 428 | 687 | 32,9 |
| CP | 30 | 1123 | 987 | 1282 | 959 | 639 | 1147 | 14,6 |
| | 60 | 1218 | 1053 | 1306 | 1037 | 951 | 1089 | 14,9 |
| | 90 | 1644 | 1601 | 1724 | 1242 | 1146 | 1405 | 24,5 |
| | 120 | 1195 | 1077 | 1285 | 910 | 741 | 1077 | 23,9 |
| CM | 30 | 989 | 710 | 1424 | 676 | 654 | 687 | 31,7 |
| | 60 | 670 | 550 | 735 | 610 | 578 | 630 | 9,0 |
| | 90 | 718 | 633 | 821 | 512 | 430 | 558 | 28,6 |
| | 120 | 1472 | 1280 | 1811 | 924 | 858 | 1001 | 37,3 |

Fonte: Do autor (2016)

Figura 7 – Concentrações de O&G efluentes às caixas de gordura convencional (CC), com placas de coalescência (CP) e modificada (CM), nos TDH de 30, 60, 90 e 120 minutos.



Fonte: Do autor (2016)

Pelo fato das caixas terem sido testadas com ARL coletadas em dias diferentes, foi notável a diferença na concentração inicial de O&G entre as três caixas. Entretanto, algumas características como o pH e a temperatura da água podem ter favorecido ou prejudicado a capacidade de remoção de cada uma delas.

Por meio da análise dos dados, percebe-se que apesar das propriedades adsorventes apresentadas pelo bagaço de cana-de-açúcar e dos benefícios envolvidos com a instalação das placas de coalescência em caixas de gordura, em alguns dos TDH (60 e 120 min), as remoções de O&G da caixa convencional foram superiores ou próximas às eficiências alcançadas nas demais caixas de gordura. O fato pode ser atribuído a diferença dos valores de pH das ARL utilizadas nos ensaios. Enquanto os valores de pH da ARL avaliadas nas caixas CP e CM apresentaram-se acima de 11,0, o da caixa convencional foi igual a 5,2, o que pode ter favorecido a quebra e emulsão de partículas gordurosas que voltaram ao seu estado livre de maior diâmetro e ascenderam até a superfície numa maior velocidade.

Dentre as três caixas, a com placas de coalescência foi a que obteve o comportamento menos variável ao longo dos testes. É possível perceber que as maiores remoções de O&G aconteceram nos maiores TDH, ou seja, foi necessário um tempo de permanência maior dentro do sistema para que as partículas gordurosas subissem até a superfície e ficassem retidas. Para Marshall e Harper (1984), valores de pH superiores a 8,5 podem prejudicar a eficiência do tratamento, provocando a saponificação ou emulsificação da gordura que podem formar gotículas de menor tamanho e, conseqüentemente apresentar uma menor velocidade ascensional. Dessa maneira, nota-se que o valor do pH apresentado na ARL, igual a 12,0, o maior entre as caixas, pode resultar em uma baixa remoção de O&G.

Assim como a caixa com placas, a caixa de gordura modificada também foi testada com uma água residuária de elevado pH (11,1), e mesmo nestas condições, comprovou ser mais eficiente na remoção de O&G que as demais. Isso evidencia que mesmo para óleos em estado emulsionado, de difícil contenção em caixas de gordura convencionais, tal sistema é capaz de operar com eficácia. Embora tenha sofrido uma queda brusca de eficiência no TDH de 60 minutos, esse fato pode ser explicado por algum desprendimento de gordura adsorvida pelo material suporte que devido à alta vazão, foi arrastado e coletado junto à amostra efluente da caixa de gordura. Se por um lado, o alto valor de pH da água residuária levou a menor eficiência da caixa de gordura, por outro, sua maior temperatura (27,3 °C) pode ter favorecido a subida da gordura até a superfície devido a redução da viscosidade do líquido.

5.1.2 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

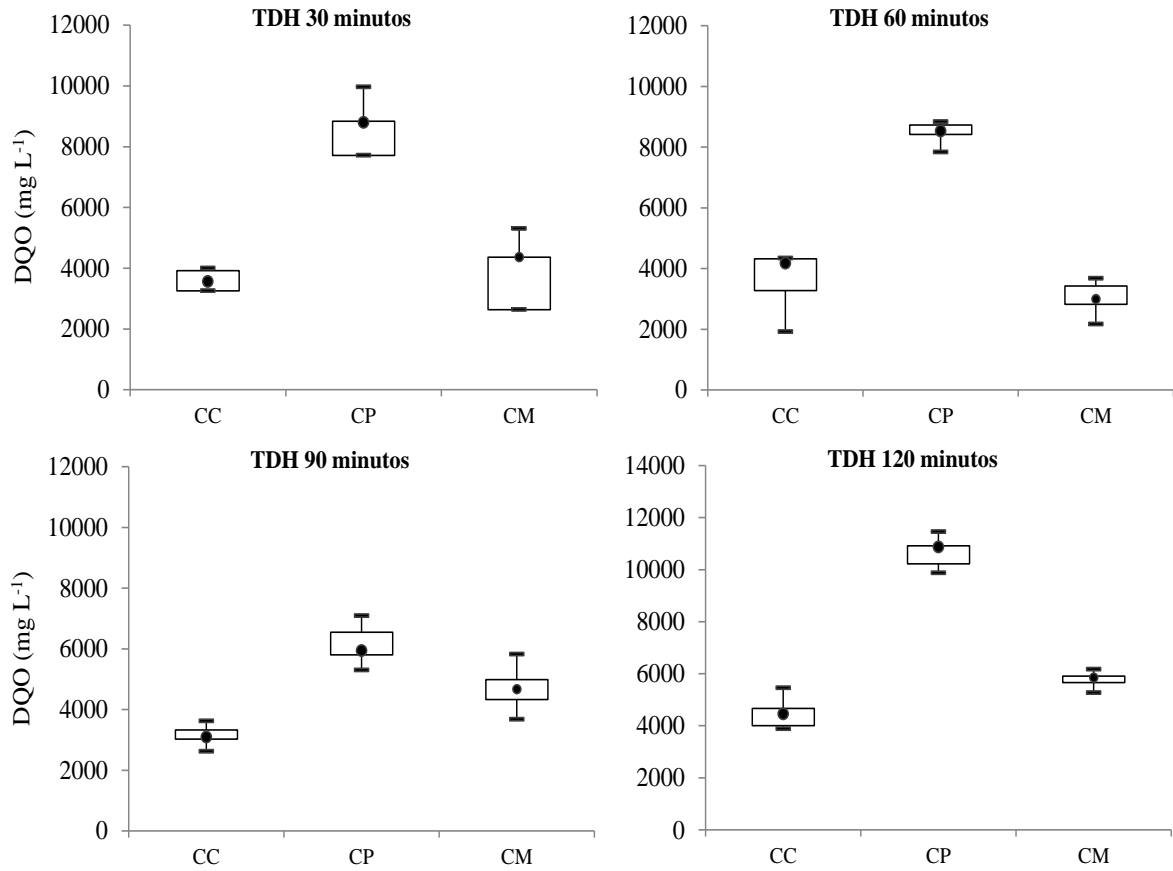
Para análise da eficiência de remoção de DQO, na Tabela 4 e na Figura 10, está apresentado o comportamento das três caixas analisadas, operando nos quatro TDH propostos nesse teste.

Tabela 4 – Valores médios, mínimos e máximos das concentrações de DQO afluente e efluente às caixas de gordura CC, CP e CM, e a eficiência obtida em cada TDH avaliado.

| Modelo | TDH (min) | DQO (mg L ⁻¹) | | | | | | Ef (%) |
|--------|-----------|---------------------------|-------|-------|----------|------|-------|--------|
| | | Afluente | | | Efluente | | | |
| | | Média | Mín. | Máx. | Média | Mín. | Máx. | |
| CC | 30 | 5448 | 4881 | 5795 | 3661 | 3536 | 3748 | 32,8 |
| | 60 | 5399 | 5002 | 6008 | 3569 | 2164 | 4333 | 33,9 |
| | 90 | 3495 | 2352 | 4513 | 3143 | 2997 | 3358 | 10,1 |
| | 120 | 4943 | 4449 | 5200 | 4508 | 4180 | 4676 | 8,8 |
| CP | 30 | 9145 | 7910 | 11632 | 8668 | 7716 | 9964 | 5,2 |
| | 60 | 8812 | 8324 | 9461 | 8483 | 7832 | 8840 | 3,7 |
| | 90 | 8507 | 7539 | 9665 | 6141 | 5303 | 7089 | 27,8 |
| | 120 | 11578 | 10519 | 12901 | 10630 | 9874 | 11462 | 8,2 |
| CM | 30 | 5530 | 4110 | 7027 | 4156 | 2638 | 5311 | 24,8 |
| | 60 | 3690 | 2566 | 5483 | 3056 | 2173 | 3681 | 17,2 |
| | 90 | 5130 | 3938 | 6941 | 4682 | 3681 | 5826 | 8,7 |
| | 120 | 5678 | 5141 | 6493 | 5771 | 5270 | 6171 | -1,6 |

Fonte: Do autor (2016)

Figura 8 – Concentrações de DQO efluentes às caixas de gordura convencional (CC), com placas de coalescência (CP) e modificada (CM), nos TDH de 30, 60, 90 e 120 minutos.



Fonte: Do autor (2016)

Ao se analisar a Tabela 4, é possível perceber que a caixa com placas recebeu uma maior concentração orgânica quando comparada às demais, que foram submetidas a quantidades relativamente parecidas. Ou seja, em questão de matéria orgânica, as caixas foram testadas em condições diferentes, resultando em uma maior variação nos resultados. Além da alta concentração de material orgânico degradável, o tratamento da caixa com placas ainda foi influenciado pelo elevado pH (TABELA 2) da água residuária avaliada, visto que grande parte da matéria orgânica contida na água residuária de laticínios é composta por materiais graxos que estariam emulsificados em solução. Dessa maneira, ao observar as baixas remoções de matéria orgânica nos menores TDH da CP, é possível inferir que em função das maiores vazões aplicadas no sistema, e à baixa velocidade ascensional das partículas provocadas pelo valor de pH da água (12,0), as partículas foram arrastadas pelo escoamento de saída antes mesmo que chegassem até a superfície. Contudo, é possível notar

uma melhora em seu desempenho nos maiores TDH, que chegou a superar a caixa convencional e a modificada no TDH de 90 minutos.

Diferente das demais caixas de gordura, a caixa modificada teve seu melhor desempenho no menor TDH e chegou a apresentar eficiência zero no TDH de 120 minutos, provocada possivelmente pela saída de fragmentos do bagaço de cana-de-açúcar. Ao instalar tubos inclinados no interior de uma caixa de gordura convencional, Chu e Ng (2000) observaram comportamento semelhante aos apresentados nesse teste. Para os autores, em TDH longos, as partículas hidrofóbicas removíveis de DQO possuem tempo suficiente para se solubilizarem dentro do sistema, o que acaba dificultando sua remoção.

5.1.3 Fósforo total

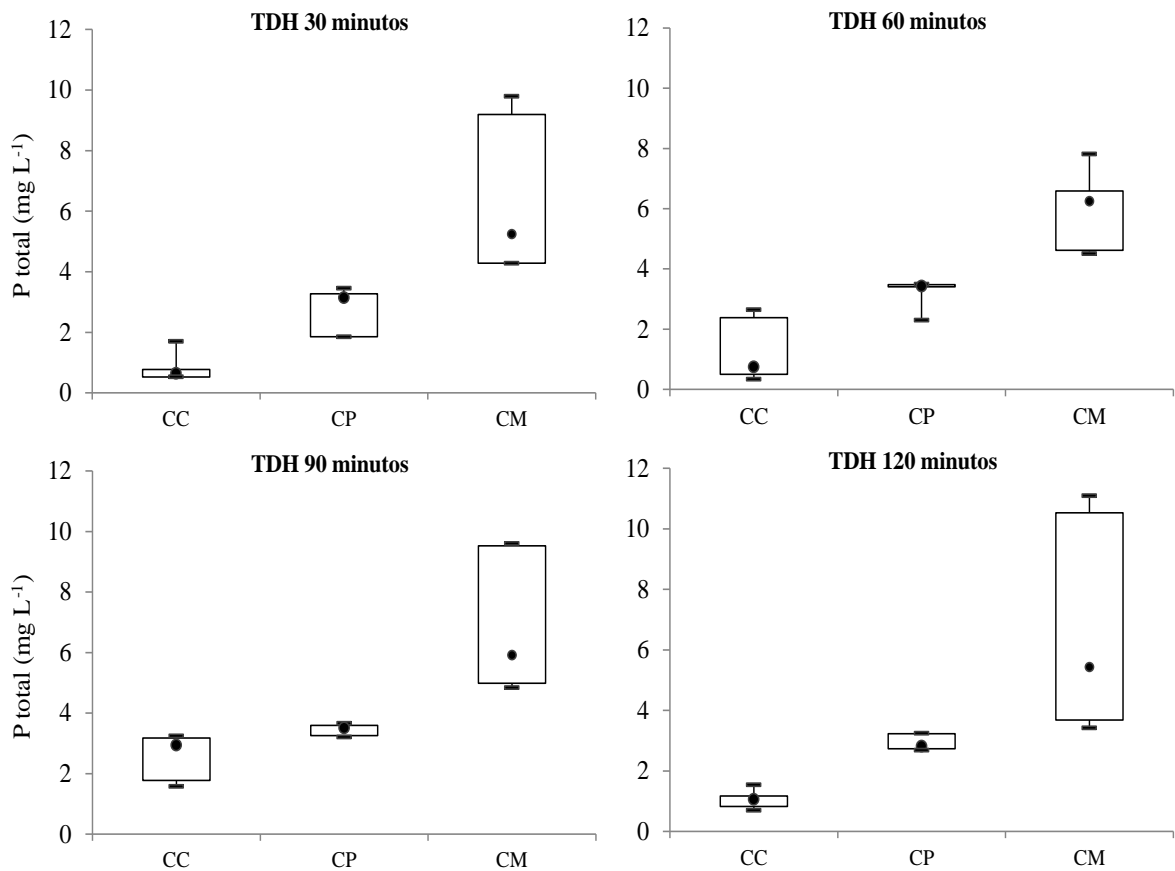
Na Tabela 5 e na Figura 11, estão ilustrados os resultados de P-total, obtidos nas amostras efluente e afluyente das caixas durante o primeiro teste.

Tabela 5 – Valores médios, mínimos e máximos das concentrações de P total afluyente e efluente às caixas de gordura CC, CP e CM, e a eficiência obtida em cada TDH avaliado.

| Modelo | TDH (min) | Fósforo Total (mg L ⁻¹) | | | | | | Ef (%) |
|--------|-----------|-------------------------------------|------|------|----------|------|------|--------|
| | | Afluyente | | | Efluente | | | |
| | | Média | Mín. | Máx. | Média | Mín. | Máx. | |
| CC | 30 | 0,5 | 0,4 | 0,8 | 0,9 | 0,5 | 1,7 | -68,6 |
| | 60 | 1,3 | 0,4 | 3,1 | 1,2 | 0,3 | 2,6 | 6,8 |
| | 90 | 2,3 | 1,8 | 3,3 | 2,6 | 1,6 | 3,2 | -9,9 |
| | 120 | 1,1 | 0,4 | 1,8 | 1,1 | 0,7 | 1,5 | 5,3 |
| CP | 30 | 3,3 | 2,3 | 3,9 | 2,8 | 3,1 | 3,5 | 15,7 |
| | 60 | 3,0 | 2,1 | 3,5 | 3,3 | 2,3 | 3,5 | -11,6 |
| | 90 | 4,1 | 4,1 | 4,2 | 3,5 | 3,5 | 3,7 | 16,1 |
| | 120 | 4,2 | 4,0 | 4,4 | 2,9 | 2,7 | 3,2 | 30,0 |
| CM | 30 | 8,5 | 3,7 | 10,8 | 6,3 | 4,3 | 9,8 | 25,5 |
| | 60 | 7,5 | 4,4 | 9,2 | 6,2 | 4,5 | 7,8 | 17,3 |
| | 90 | 8,0 | 4,6 | 14,1 | 6,7 | 4,8 | 9,6 | 15,8 |
| | 120 | 7,5 | 5,7 | 10,9 | 6,6 | 3,4 | 11,1 | 12,4 |

Fonte: Do autor (2016)

Figura 9 – Concentrações de P total efluentes às caixas de gordura convencional (CC); com placas de coalescência (CP) e modificada (CM), nos TDH de 30, 60, 90 e 120 minutos.



Fonte: Do autor (2016)

Observando a Tabela 5, percebe-se que as quantidades afluentes de P-total foram superiores às obtidas nas caixas com placas e modificada. Isso leva a crer que os elevados valores de pH encontrados nas ARL testadas nestas caixas, estão atrelados ao uso de materiais de limpeza de equipamentos, como o NaOH e compostos fosfatados, como o tripolifosfato e pirofosfato de sódio que além de serem agentes tensoativos, podem reagir com a água aumentando seu pH e emulsificando o óleo contido nela. Esse aumento no pH da ARL foi tão perceptível no teste da caixa com placas, que chegou a mudar sua coloração esbranquiçada habitual, para uma cor alaranjada, após sua homogeneização no laboratório (FIGURA 7). Essa alteração de cor, está possivelmente atrelada à algum resíduo da produção, que em pH acima de 12, mudou sua coloração para tons vermelho alaranjado, influenciando também na tonalidade da água residuária.

Para Schoenhals et al. (2006), os fosfatos encontrados na água podem ser removidos do sistema por incorporação aos sólidos suspensos, que ascendem até a superfície. Como a

ascensão das partículas sólidas foi afetada pela emulsificação do óleo, pode-se deduzir que a remoção de P total também está ligada a este fator, que pode ser notado pelo melhor desempenho da caixa com placas de coalescência nos maiores TDH. Ainda que tenham prejudicado a eficiência das caixas, os altos valores de pH podem ter contribuído para a precipitação de fósforo, visto que valores de pH acima de 8,2 favorecem reações entre ortofosfatos e íons de cálcio, que se precipitam em forma de hidroxiapatita (NAVAL; COUTO, 2005; MARONEZE et al., 2014).

Sendo assim, os resultados positivos alcançados pelas caixas com placas e modificada, podem ser atribuídos aos maiores valores de pH das ARL, associados ao elevado poder de sorção do bagaço de cana-de-açúcar no caso da CM (RAYMUNDO et al., 2010). As eficiências se encontram acima dos citados por Hena et al. (2015), que avaliaram a adsorção de fosfato em solução aquosa utilizando-se do bagaço de cana-de-açúcar *in natura*. Nessas condições, a remoção máxima de fosfato foi de apenas 7,8% quando utilizado bagaço de cana-de-açúcar *in natura*, diferente do bagaço que recebeu tratamento químico prévio, que teve eficiências próximas a 100% em testes em que foram avaliados diferentes quantidades de material adsorvente.

A ineficiência de alguns ensaios com a observação de eficiências negativas inclusive, pode ser justificada pelo revolvimento de P total acumulado em possíveis zonas mortas das caixas de gordura, onde pode ter havido o arraste do mesmo até a saída do sistema (JUNQUEIRA, 2014).

5.1.4 Nitrogênio total Kjeldahl (NTK)

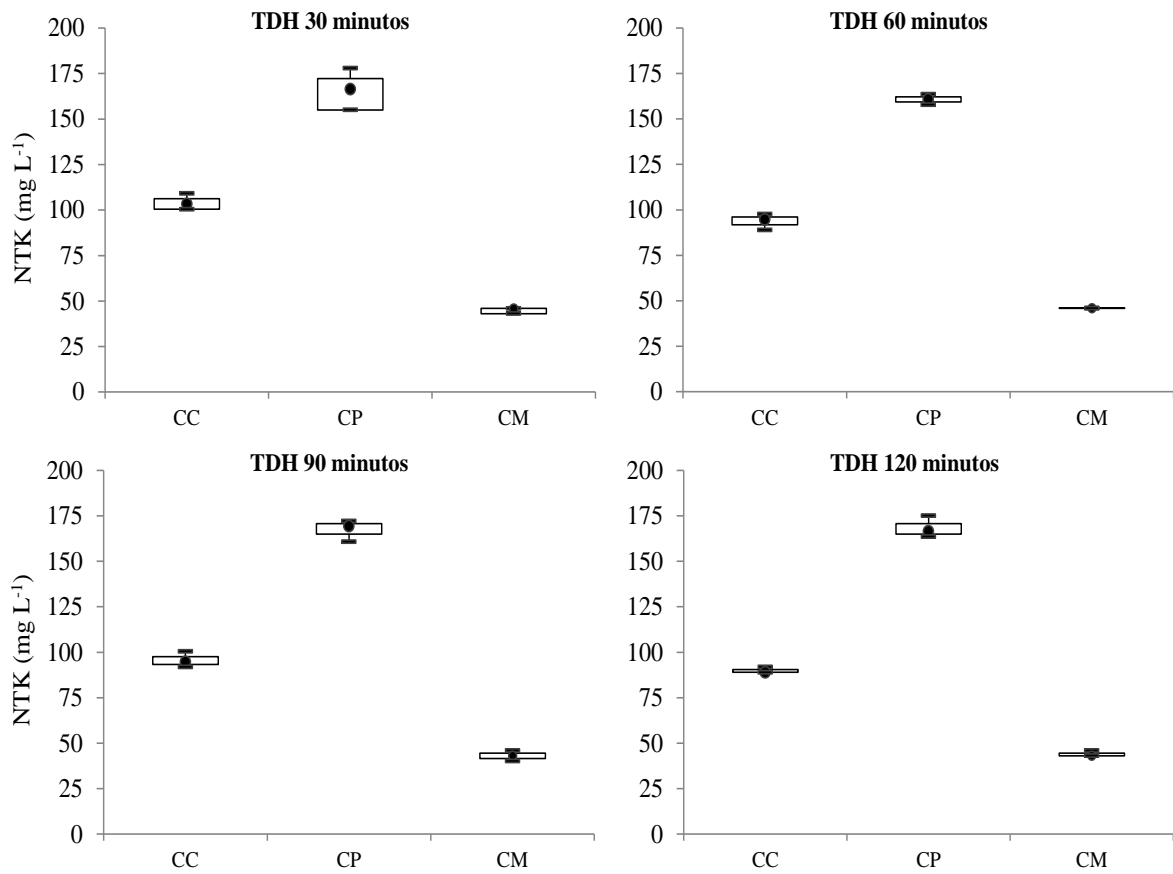
Na Tabela 6 e na Figura 12, estão apresentadas as concentrações de NTK afluentes e efluentes encontrados nas águas residuárias testadas nas caixas de gordura.

Tabela 6 – Valores médios, mínimos e máximos das concentrações de NTK afluente e efluente às caixas de gordura CC, CP e CM, e a eficiência obtida em cada TDH avaliado.

| Modelo | TDH (min) | NTK (mg L ⁻¹) | | | | | | Ef (%) |
|--------|-----------|---------------------------|------|------|----------|------|------|--------|
| | | Afluente | | | Efluente | | | |
| | | Média | Mín. | Máx. | Média | Mín. | Máx. | |
| CC | 30 | 114 | 112 | 115 | 104 | 100 | 109 | 8,4 |
| | 60 | 108 | 106 | 112 | 94 | 89 | 98 | 13,3 |
| | 90 | 102 | 95 | 115 | 96 | 92 | 100 | 6,5 |
| | 120 | 100 | 98 | 103 | 90 | 89 | 92 | 10,5 |
| CP | 30 | 175 | 166 | 189 | 166 | 155 | 178 | 4,9 |
| | 60 | 161 | 155 | 172 | 161 | 158 | 164 | 0,0 |
| | 90 | 169 | 169 | 169 | 167 | 161 | 172 | 1,1 |
| | 120 | 169 | 161 | 178 | 168 | 164 | 175 | 0,6 |
| CM | 30 | 52 | 52 | 52 | 45 | 43 | 46 | 13,0 |
| | 60 | 46 | 43 | 49 | 46 | 46 | 46 | 0,0 |
| | 90 | 48 | 46 | 52 | 43 | 40 | 46 | 10,0 |
| | 120 | 44 | 40 | 49 | 44 | 43 | 46 | 0,0 |

Fonte: Do autor (2016)

Figura 10 – Concentrações de NTK efluentes às caixas de gordura convencional (CC); com placas de coalescência (CP) e modificada (CM), nos TDH de 30, 60, 90 e 120 minutos.



Fonte: Do autor (2016)

O nitrogênio total Kjeldahl (NTK) é um método de análise, que se baseia na determinação do nitrogênio nas formas de amônio e orgânico, que são as principais encontradas em efluentes domésticos. As ARL comumente apresentam concentrações de nutrientes próximas ou até mesmo superiores à de esgotos domésticos (MENDONÇA et al., 2012), sendo de grande importância a remoção desses elementos químicos, sobretudo de N.

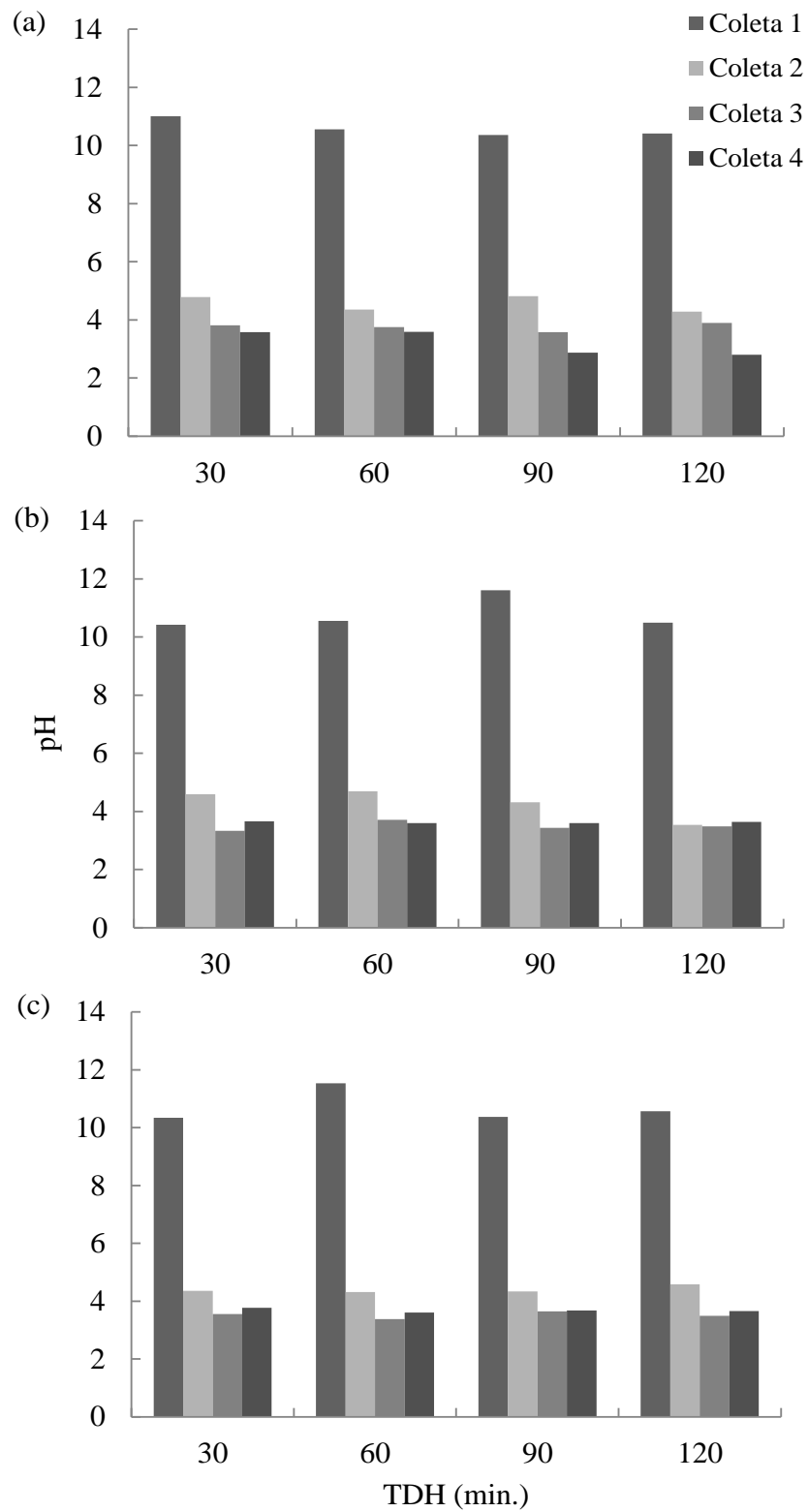
Nota-se uma grande diferença na concentração de NTK nas três ARL avaliadas nesse teste. Essas concentrações também divergem das encontradas na caracterização de ARL em outros estudos, estando em alguns casos, bem acima das encontradas por estes autores (MATOS et al., 2010; MATOS et al., 2012; MENDONÇA et al., 2012). Observando a Tabela 6, verificou-se que nenhuma das caixas apresentou uma eficiência representativa na remoção de N, sendo inferiores às alcançadas por Junqueira (2014), que avaliou o desempenho de caixa de gordura como tratamento preliminar de efluentes de restaurante universitário. Para o autor, que obteve eficiências no tratamento de 24 a 30%, a remoção de NTK em caixas de

gordura, pode ser associada ao consumo por bactérias, agrupamento na espuma ou pela incorporação ao lodo. A perda de NTK também pode acontecer pelo aumento do pH, através da transformação da amônia ionizada (NH_4^+) em amônia livre (NH_3), que dependendo das condições atmosféricas, é desprendida do meio por volatilização. Segundo Mota e von Sperling (2009), soluções que apresentam valores de pH acima de 11, possuem praticamente toda a amônia na forma de NH_3 . Entretanto, essa “perda” não foi observada durante os tratamentos, possivelmente por maior parte do NTK da ARL estar presente na forma orgânica e não ter sido degradado a NH_4^+ .

5.2 Segundo teste

A fim de aumentar a confiabilidade das análises estatísticas e comprovar a real eficiência dos tratamentos, foi executado o segundo teste, realizado com quatro repetições (Coletas). Nesse teste, as três caixas de gorduras foram avaliadas nos mesmos quatro TDH anteriores (30, 60, 90 120 minutos) e a cada ensaio operadas com a mesma ARL. Dessa forma, foi possível verificar o comportamento das caixas tratando o mesmo efluente sob diferentes condições. Na Figura 13 é possível observar todos os valores de pH encontrados nas águas residuárias utilizadas nas repetições do segundo teste. Como não foram observadas grandes diferenças entre os valores de pH afluentes e efluentes, optou-se por utilizar a média encontrada em cada ensaio.

Figura 11 – Valores de pH das ARL avaliados nas quatro repetições do teste para todos os TDH nas caixas convencional (a), com placas (b) e modificada (c).



Fonte: Do autor (2016)

Pela avaliação dos gráficos é possível perceber que para a mesma coleta há uma pequena variação entre os valores de pH encontrados durante os ensaios. Isso acontece devido à presença de bactérias produtoras de ácido láctico utilizadas na fermentação de produtos lácteos. Como essa produção é contínua, há uma tendência de decaimento do pH ao longo do tempo em função da presença do ácido láctico, comportamento que não foi observado nos gráficos devido à aleatoriedade dos ensaios, definidos pela metodologia utilizada neste segundo teste.

5.2.1 Óleos e Graxas (O&G)

Os resultados das análises de O&G realizadas no segundo teste podem ser visualizados na Tabela 7 e nas Figuras 14, 15 e 16. Na Tabela 7, são apresentadas as eficiências médias de remoção obtidas nas quatro repetições em seus respectivos TDH, bem como as concentrações médias, mínimas e máximas encontradas nas amostragens.

Tabela 7 – Valores médios, mínimos e máximos das concentrações de O&G afluyente e efluente às caixas de gordura e a eficiência obtida em cada TDH avaliado.

| Modelo | TDH (min) | O&G (mg L ⁻¹) | | | | | | Ef (%) |
|--------|-----------|---------------------------|------|------|----------|------|------|--------|
| | | Afluente | | | Efluente | | | |
| | | Média | Mín. | Máx. | Média | Mín. | Máx. | |
| CC | 30 | 327 | 186 | 494 | 308 | 150 | 455 | 7,1 |
| | 60 | 336 | 150 | 577 | 274 | 140 | 422 | 15,2 |
| | 90 | 584 | 211 | 1302 | 508 | 186 | 1137 | 13,2 |
| | 120 | 355 | 221 | 456 | 309 | 155 | 451 | 14,2 |
| CP | 30 | 1083 | 254 | 2522 | 767 | 240 | 1523 | 17,7 |
| | 60 | 608 | 315 | 1054 | 535 | 272 | 1003 | 13,9 |
| | 90 | 357 | 240 | 493 | 315 | 189 | 458 | 13,5 |
| | 120 | 698 | 214 | 1693 | 607 | 193 | 1378 | 8,7 |
| CM | 30 | 842 | 274 | 1405 | 464 | 128 | 843 | 43,4 |
| | 60 | 369 | 188 | 572 | 277 | 150 | 406 | 23,0 |
| | 90 | 381 | 226 | 634 | 228 | 178 | 268 | 34,8 |
| | 120 | 345 | 168 | 597 | 235 | 97 | 351 | 30,5 |

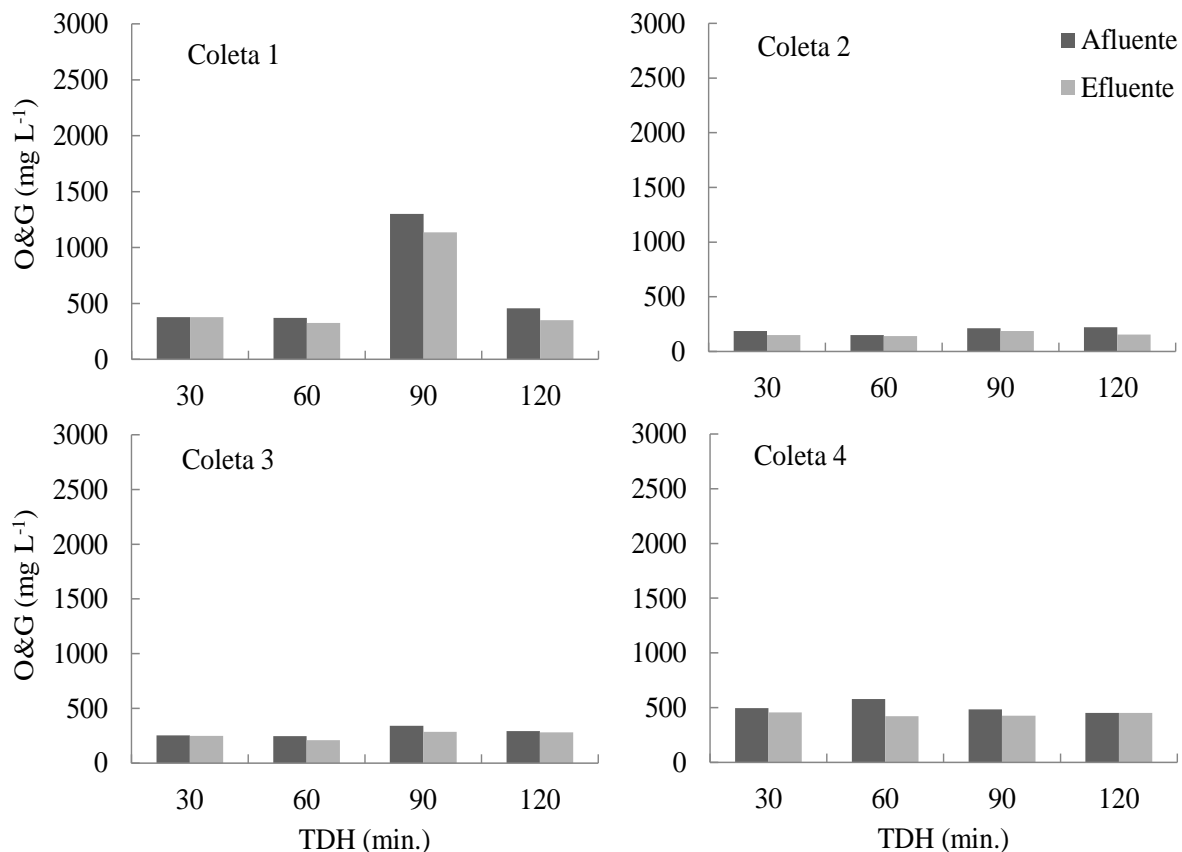
Fonte: Do autor (2016)

Apesar de terem sido apontadas diversas vantagens sobre o uso de placas de coalescência em caixas de gordura, a introdução delas pareceu não influenciar significativamente na remoção de O&G em ARL. A agregação das partículas gordurosas

favorecida pelas placas pode ter estimulado a formação de flocos maiores, porém de formato irregular, que impostos a uma maior força de atrito levou a uma consequente redução da velocidade ascensional das partículas (GNIPPER, 2008). No entanto, a equação de Stokes (EQUAÇÃO 1) considera a existência de partículas esféricas em solução, o que pode não ter ocorrido na CP, prejudicando a eficiência desse sistema. Dessa maneira, este segundo teste reforça os dados do primeiro teste, em que a caixa com placas foi mais eficiente que a convencional apenas nos TDH de 30 e 90 minutos.

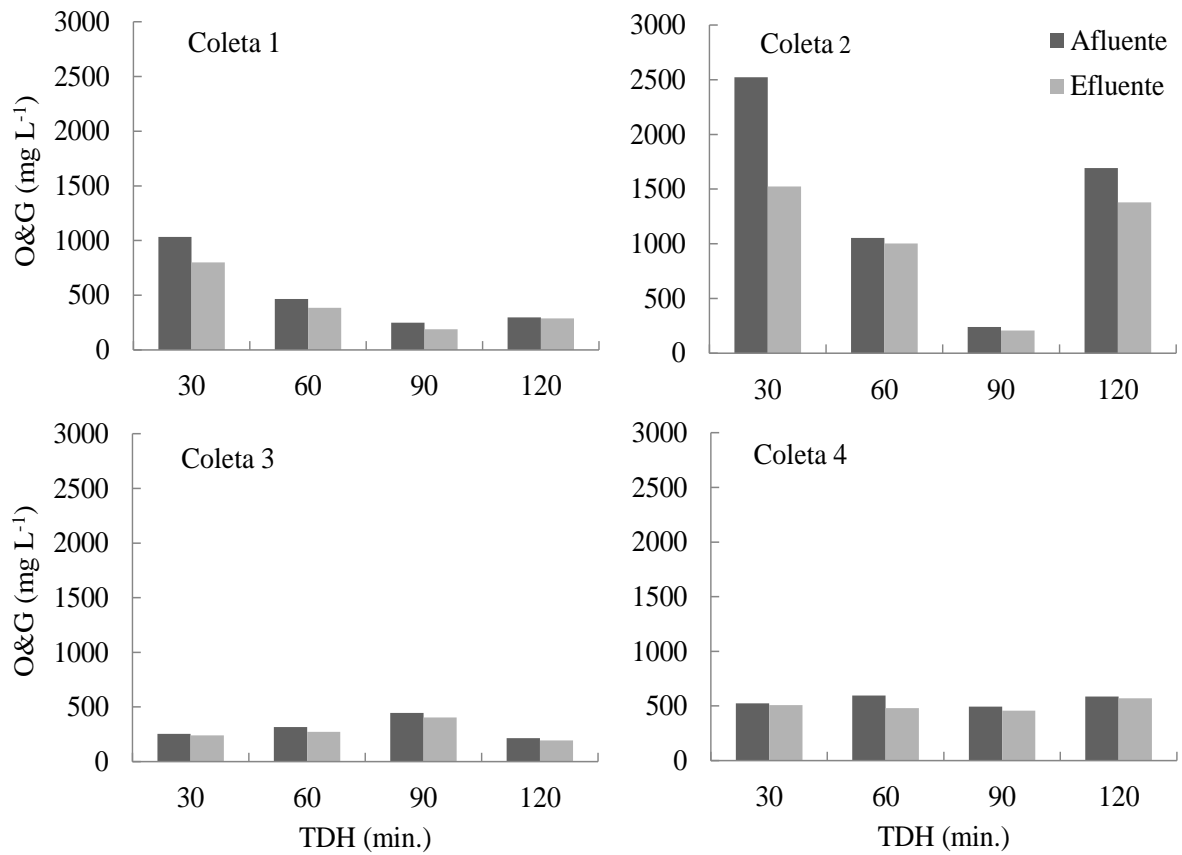
As Figuras 14, 15 e 16 ilustram as concentrações de O&G de entrada e saída das caixas para cada TDH durante as quatro coletas que representam as repetições desse segundo teste.

Figura 12 – Concentrações afluyente e efluente de O&G obtidas nos quatro TDH para as quatro repetições do segundo teste na caixa de gordura convencional (CC).



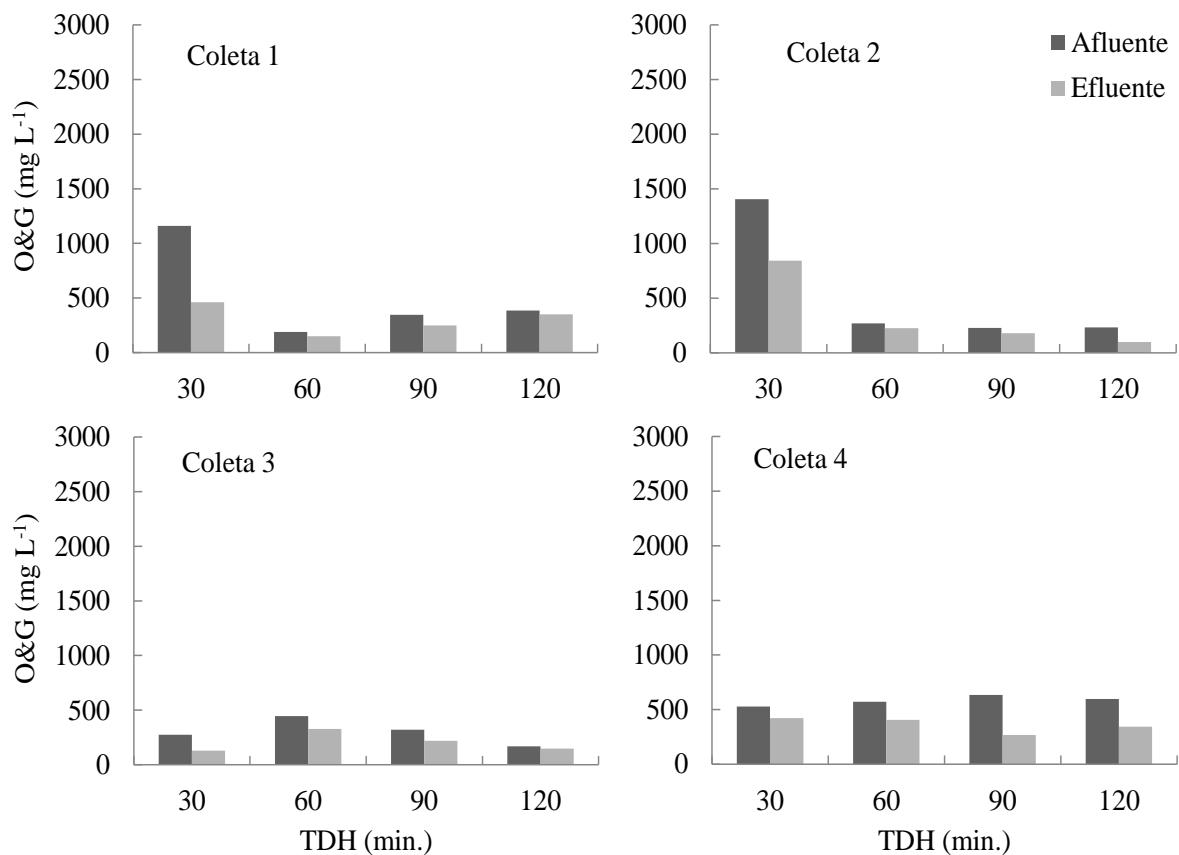
Fonte: Do autor (2016)

Figura 13 – Concentrações afluente e efluente de O&G obtidas nos quatro TDH para as quatro repetições do segundo teste na caixa de gordura com placas de coalescência (CP).



Fonte: Do autor (2016)

Figura 14 – Concentrações afluente e efluente de O&G obtidas nos quatro TDH para as quatro repetições do segundo teste na caixa de gordura modificada (CM).



Fonte: Do autor (2016)

Por meio da análise dos dados, é possível perceber a grande diferença de remoção de O&G alcançada pela caixa de gordura modificada, que até mesmo em condições de baixo TDH e elevado pH, como mostrado na coleta 1, alcançou eficiência máxima de remoção, acima de 60%, enquanto na mesma coleta, a eficiência da caixa convencional foi igual a 0%. Apesar de a emulsificação promover uma subida mais lenta da gordura, Gnipper (2008) ressalta que a semelhança dessas gotículas pode acarretar na formação de flocos mais uniformes que ganham maior velocidade ascensional durante a subida até a superfície. Entretanto, mesmo na ARL de menor pH (Coleta 3), a caixa modificada comprovou sua superioridade com relação às demais, atingindo aproximadamente 53% de remoção de O&G com 30 minutos de TDH.

Assim como a caixa modificada, a caixa com placas de coalescência também se mostrou eficaz operando em baixos TDH, principalmente quando submetida às elevadas concentrações de gordura (Coleta 2), quando alcançou eficiência próxima a 40% em um TDH de 30 minutos. Contudo, em função das baixas eficiências apresentadas nas coletas 3 e 4, a

média total do tratamento foi reduzida a 17,7%, porcentagem ainda maior que a obtida pela caixa convencional, que apresentou sua maior remoção (29,9%) na coleta 2, operando em um TDH de 120 minutos. Isso mostra que para um melhor desempenho das caixas de gordura convencionais, é necessária uma maior permanência do efluente agroindustrial dentro do sistema, condição que vai além do tempo máximo sugerido pela NBR 8.160 (ABNT, 1999), que cita um TDH limite de até 30 minutos para o tratamento de efluentes domésticos em caixas de gordura, efluentes estes, que costumam apresentar concentrações de O&G menores que a ARL.

A pequena diferença apresentada entre a caixa convencional e a com placas, foi comprovada pelas análises estatísticas, que mostraram que não foram encontradas evidências de diferenças significativas, em nível de 5% de probabilidade, entre estes tratamentos (TABELA 9). Comportamento diferente foi encontrado nos estudos realizados por Chu e Ng (2000), em que os autores alcançaram melhores remoções de O&G ao instalarem tubos settlers em uma caixa de gordura tradicional. A aglomeração proporcionada pelo aumento da área superficial da caixa chegou a aumentar cerca de 10% a eficiência do tratamento em relação à caixa sem os tubos.

Os TDH também não apresentaram diferença pela análise de variância (TABELA 8). Todavia, a caixa modificada com filtro orgânico (bagaço de cana-de-açúcar) se diferenciou das demais, com uma média de remoção de 32,9%.

Tabela 8 – Análise de Variância para remoção de O&G em ARL.

| FV | GL | SQ | QM | F | Valor-p |
|---------------|----|---------|---------|-------|---------|
| Bloco | 3 | 282,0 | 94,01 | 0,55 | 0,65140 |
| Caixa | 2 | 4269,7 | 2134,83 | 12,50 | 0,00009 |
| Tempo | 3 | 227,2 | 75,75 | 0,44 | 0,72348 |
| Caixa + Tempo | 6 | 966,3 | 161,04 | 0,94 | 0,47810 |
| Erro | 33 | 5636,3 | 170,80 | | |
| Total | 47 | 11381,6 | | | |
| CV = 66,67% | | | | | |

Fonte: Do autor (2016)

Tabela 9 – Médias de remoção de O&G, em percentagem, para as três caixas de gordura.

| Tratamento | Médias de remoção de O&G |
|--------------------|--------------------------|
| Caixa Convencional | 12,4b |
| Caixa com Placas | 13,4b |
| Caixa Modificada | 32,9a |

Médias seguidas da mesma letra, na mesma coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

Fonte: Do autor (2016)

O bom desempenho da caixa modificada foi em função do elevado potencial sorvente do bagaço de cana-de-açúcar, mesmo em soluções de elevado pH, como mostrado no experimento de Boni et al. (2016). Segundo os autores, a cera contida naturalmente no material sorvente interage com as moléculas de hidrocarbonetos formadas pela saponificação da gordura, aumentando seu poder de retenção e tornando o bagaço de cana-de-açúcar um excelente material em termos de aplicação industrial. Esse alto poder de adsorção do bagaço também foi analisado por Magalhães et al. (2013) ao utilizarem o mesmo material como filtro orgânico para remoção de O&G em efluentes de suinocultura.

5.2.2 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

As eficiências médias de remoção de DQO nas três caixas de gordura podem ser visualizadas na Tabela 10. Nela ainda estão as concentrações médias, mínimas e máximas obtidas nos pontos de amostragem a montante e à jusante dos sistemas de tratamento. Ressalta-se que no momento da Coleta 4, estava acontecendo a lavagem de filtros e outros

equipamentos nas instalações do laticínios. Em função da programação do experimento e da ausência de previsão de término da lavagem, a coleta não pôde ser adiada.

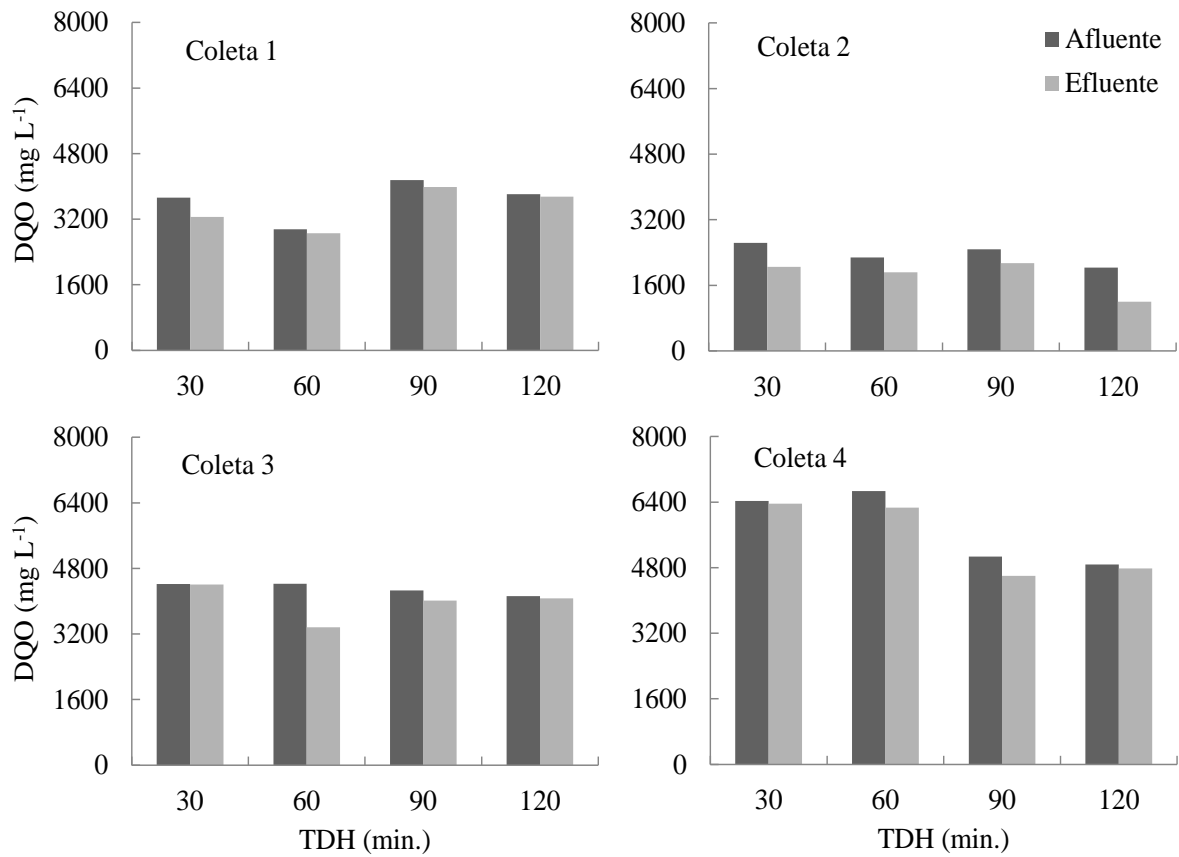
Tabela 10 – Valores médios, mínimos e máximos das concentrações de DQO afluente e efluente às caixas de gordura CC, CP e CM, e a eficiência obtida em cada TDH avaliado.

| Modelo | TDH (min) | DQO (mg L ⁻¹) | | | | | | Ef (%) |
|--------|-----------|---------------------------|------|------|----------|------|------|--------|
| | | Afluente | | | Efluente | | | |
| | | Média | Mín. | Máx. | Média | Mín. | Máx. | |
| CC | 30 | 4302 | 2371 | 6536 | 4018 | 2000 | 6501 | 9,0 |
| | 60 | 4082 | 2159 | 6961 | 3843 | 1893 | 6324 | 12,3 |
| | 90 | 3992 | 2477 | 5297 | 3686 | 1946 | 4731 | 8,2 |
| | 120 | 3712 | 1628 | 4970 | 3393 | 938 | 4908 | 11,5 |
| CP | 30 | 3618 | 2424 | 5185 | 3152 | 1840 | 4760 | 13,5 |
| | 60 | 4104 | 1736 | 6642 | 3687 | 1150 | 6571 | 13,0 |
| | 90 | 3746 | 1522 | 4866 | 3087 | 1097 | 4495 | 18,5 |
| | 120 | 3604 | 2106 | 6501 | 3134 | 1150 | 6253 | 17,4 |
| CM | 30 | 3665 | 1680 | 6465 | 3342 | 1469 | 6253 | 11,5 |
| | 60 | 3660 | 1946 | 5026 | 3039 | 1256 | 4282 | 18,2 |
| | 90 | 3837 | 2265 | 5344 | 3172 | 1893 | 4920 | 18,4 |
| | 120 | 3983 | 2310 | 6917 | 3377 | 1860 | 6748 | 17,9 |

Fonte: Do autor (2016)

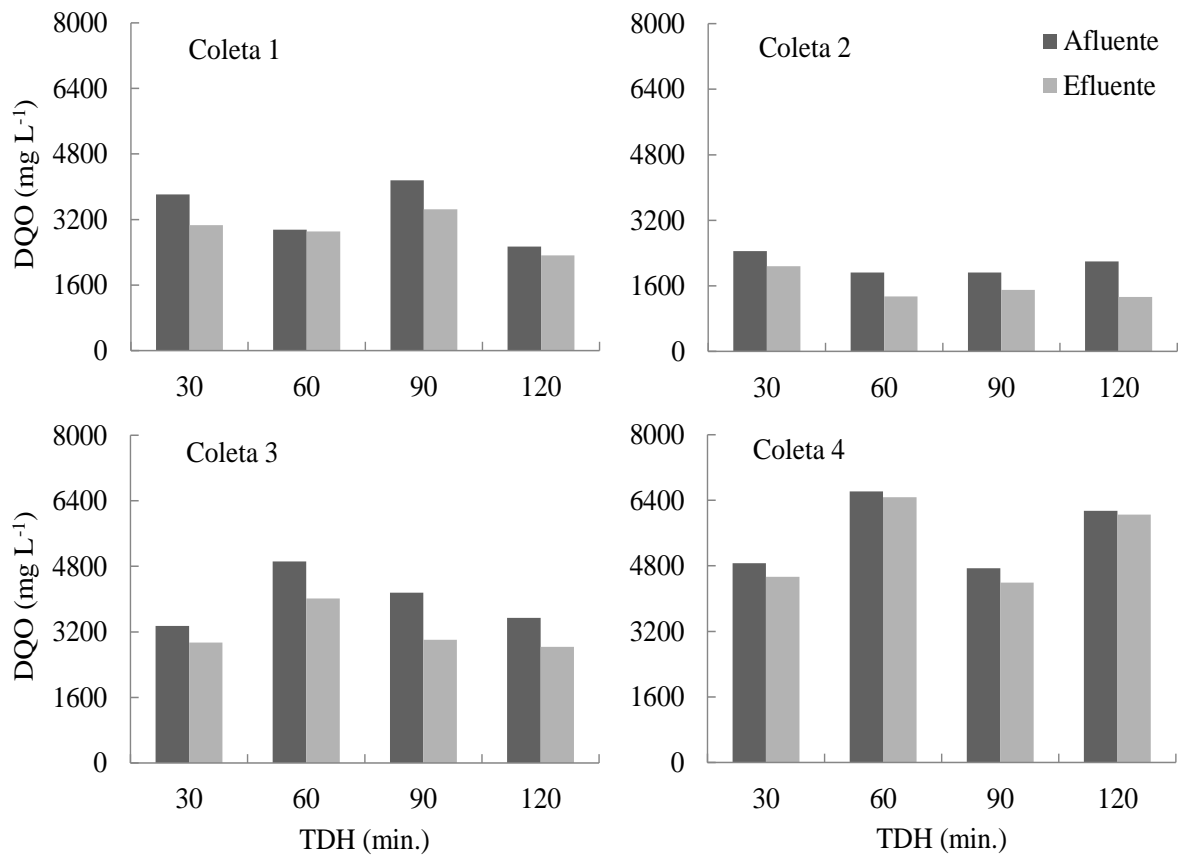
Nas Figuras 17, 18 e 19, podem ser vistas as variações das concentrações de DQO afluentes e efluentes durante as quatro coletas, dos ensaios das três caixas de gordura.

Figura 15 – Remoções de DQO obtidas nas quatro repetições do segundo teste para caixa de gordura convencional (CC).



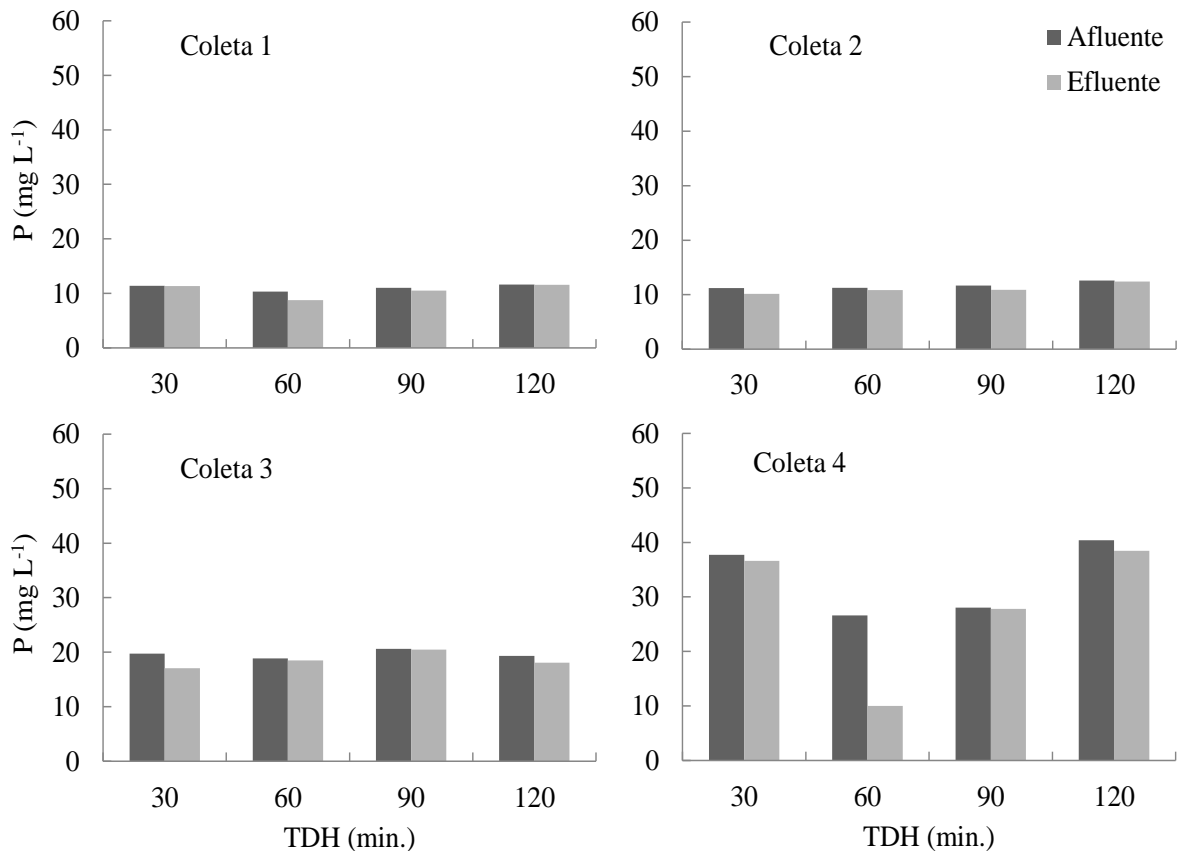
Fonte: Do autor (2016)

Figura 16 – Remoções de DQO obtidas nas quatro repetições do segundo teste para caixa de gordura com placas de coalescência (CP).



Fonte: Do autor (2016)

Figura 17 – Remoções de DQO obtidas nas quatro repetições do segundo teste para a caixa de gordura modificada (CM).



Fonte: Do autor (2016)

Devido à circunstância ocorrida na Coleta 4, houve aumento significativo nos valores de DQO encontrados na água residuária, possivelmente provocada pelo carregamento de grande quantidade de matéria orgânica para a ETE do laticínios. Esse aumento na concentração afluentes refletiu diretamente na eficiência dos sistemas, que tiveram os piores resultados quando submetidos ao tratamento dessa ARL, fazendo com que média total de remoção de DQO para as três caixas diminuísse consideravelmente.

A Tabela 12 mostra que não houve diferença significativa entre as caixas de gordura na remoção de DQO para ARL. Apesar de iguais estatisticamente, numericamente a média de eficiência da caixa com placas ainda é superior às médias da caixa convencional, uma diferença que chega a ser superior à 5%. Embora seja pequena a diferença entre as duas caixas, esses valores ainda corroboram com os resultados alcançados por Chu e Ng (2000) ao testarem tubos inclinados dentro da caixa de gordura, que assim como as placas de coalescência, aumentam a área superficial do sistema. Ao utilizarem água sintética na

alimentação da caixa de gordura com e sem os tubos, os autores tiveram uma diferença máxima de remoção de 3% de DQO para os maiores TDH estudados.

Essa diferença apenas numérica, também ocorre com relação à caixa de gordura modificada, no qual mantêm uma pequena distinção na média de remoção de DQO com relação à caixa com placas, chegando a quase 6,5% (TABELA 12) quando comparada aos resultados obtidos com a caixa convencional. A capacidade de sorção do bagaço de cana-de-açúcar pode ter tido influência nas retenções de DQO, visto que parte do material orgânico da ARL está ligado às concentrações de O&G. Considerando que as caixas de gordura são tidas como tratamentos primários e a remoção da DQO não é o objetivo de tais sistemas, os resultados obtidos são considerados satisfatórios, ainda que menores do que os alcançados por Chan (2010) ao utilizar uma combinação de ar comprimido e de tratamento químico em caixas de gordura de restaurante.

Na Tabela 11 de análise de variância é evidenciado que assim como para O&G, não houve diferença entre os TDH na remoção de DQO das caixas de gordura avaliadas.

Tabela 11 – Análise de Variância para remoção de DQO em ARL.

| FV | GL | SQ | QM | F | Valor-p |
|---------------|----|--------|--------|------|---------|
| Bloco | 3 | 2131,9 | 710,63 | 9,96 | 0,00008 |
| Caixa | 2 | 364,3 | 182,14 | 2,55 | 0,09323 |
| Tempo | 3 | 131,1 | 43,69 | 0,61 | 0,61200 |
| Caixa + Tempo | 6 | 141,4 | 23,57 | 0,33 | 0,91616 |
| Erro | 33 | 2355,4 | 71,38 | | |
| Total | 47 | 5124,1 | | | |
| CV = 59,85% | | | | | |

Fonte: Do autor (2016)

Tabela 12 – Médias de remoção de DQO para as três caixas de gordura.

| Tratamento | Médias de remoção de DQO |
|--------------------|--------------------------|
| Caixa Convencional | 10,2a |
| Caixa com Placas | 15,6a |
| Caixa Modificada | 16,5a |

Médias seguidas da mesma letra, na mesma coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

Fonte: Do autor (2016)

5.2.3 Fósforo total

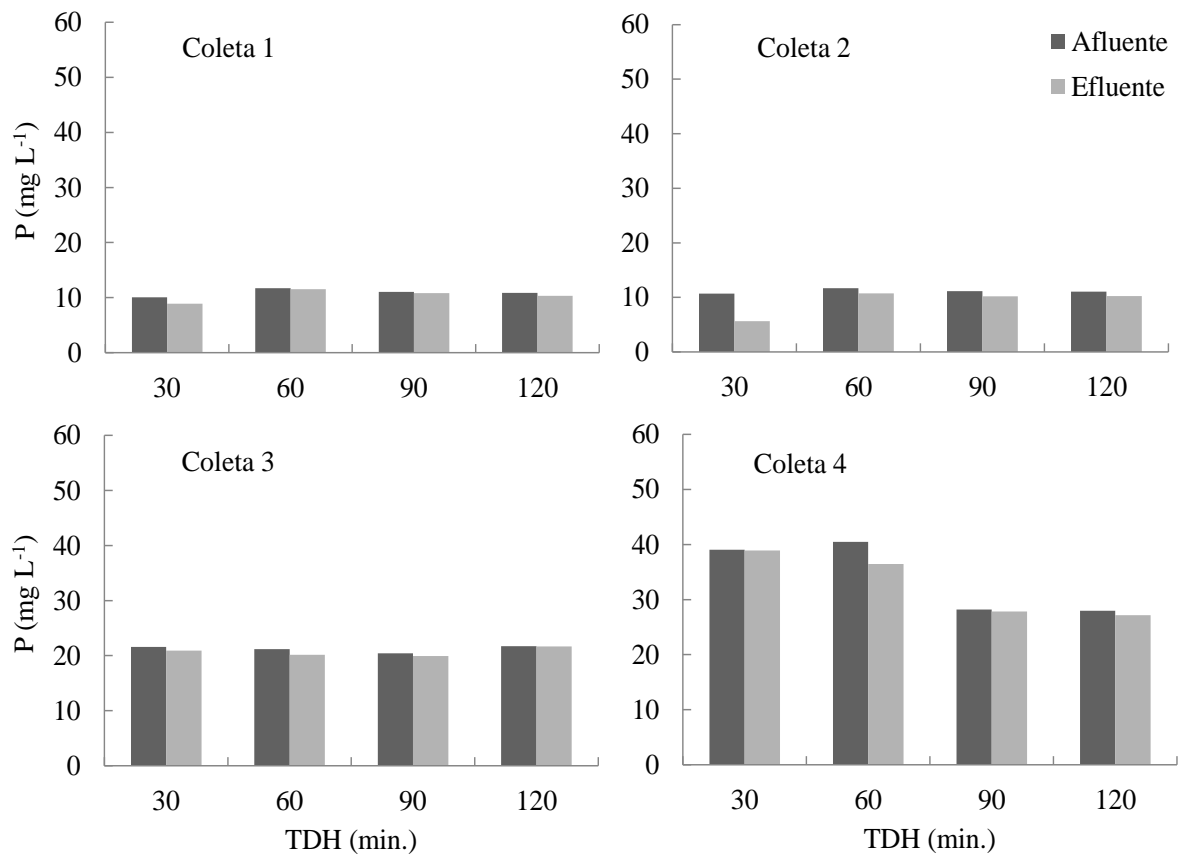
As médias dos resultados obtidos nas análises de fósforo total do segundo teste podem ser vistos na Tabela 13 e nas Figuras 20, 21 e 22.

Tabela 13 – Valores médios, mínimos e máximos das concentrações de P total afluente e efluente às caixas de gordura CC, CP e CM, e a eficiência obtida em cada TDH avaliado.

| Modelo | TDH (min) | Fósforo Total (mg L^{-1}) | | | | | | Ef (%) |
|--------|-----------|--------------------------------------|------|------|----------|------|------|--------|
| | | Afluente | | | Efluente | | | |
| | | Média | Mín. | Máx. | Média | Mín. | Máx. | |
| CC | 30 | 20,3 | 9,9 | 39,8 | 18,6 | 5,4 | 39,5 | 15,5 |
| | 60 | 21,3 | 11,5 | 41,0 | 19,7 | 10,6 | 37,1 | 6,0 |
| | 90 | 17,7 | 10,7 | 28,7 | 17,2 | 9,9 | 28,5 | 3,6 |
| | 120 | 17,9 | 10,7 | 28,5 | 17,3 | 9,9 | 27,5 | 4,0 |
| CP | 30 | 17,4 | 11,6 | 26,0 | 16,2 | 11,6 | 25,5 | 6,4 |
| | 60 | 21,2 | 11,2 | 40,7 | 20,0 | 10,7 | 39,5 | 5,9 |
| | 90 | 16,6 | 11,1 | 25,6 | 13,8 | 10,8 | 19,0 | 13,5 |
| | 120 | 20,0 | 10,9 | 36,7 | 19,4 | 10,6 | 36,3 | 3,6 |
| CM | 30 | 20,0 | 11,1 | 38,8 | 18,8 | 9,9 | 37,1 | 6,5 |
| | 60 | 16,8 | 10,1 | 27,0 | 12,0 | 8,6 | 18,6 | 21,0 |
| | 90 | 17,8 | 10,9 | 28,5 | 17,4 | 10,4 | 28,1 | 3,2 |
| | 120 | 21,0 | 11,6 | 41,1 | 20,1 | 11,4 | 39,4 | 3,4 |

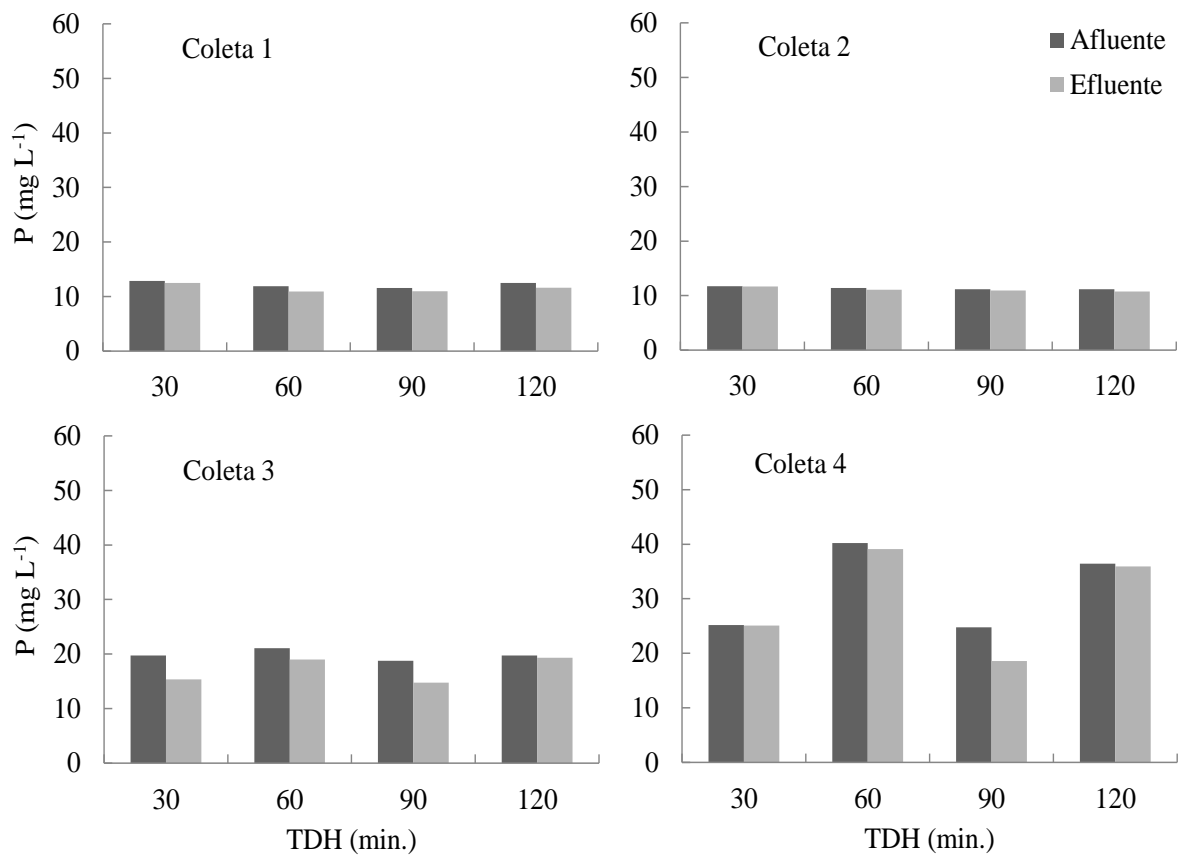
Fonte: Do autor (2016)

Figura 18 – Remoções de P total obtidas nas quatro repetições do segundo teste para caixa de gordura convencional (CC).



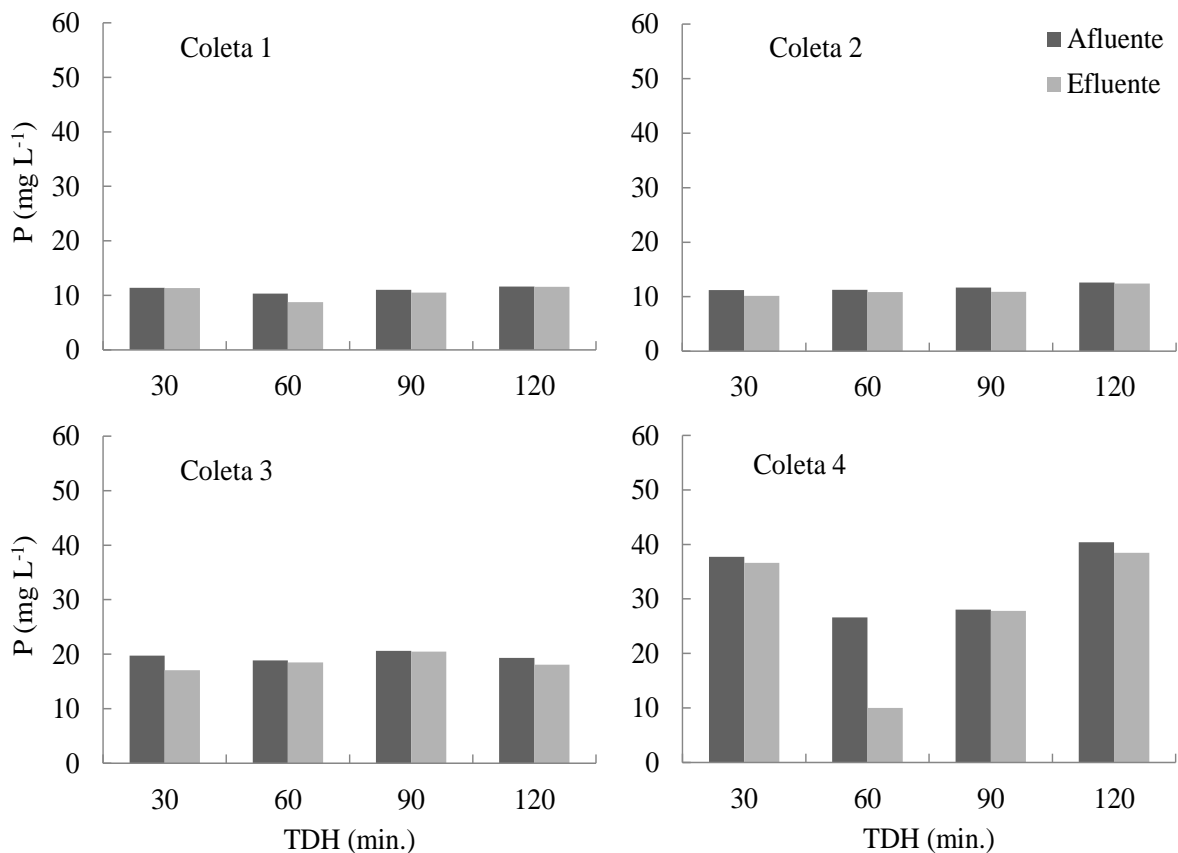
Fonte: Do autor (2016)

Figura 19 – Remoções de P total obtidas nas quatro repetições do segundo teste para caixa de gordura com placas de coalescência (CP).



Fonte: Do autor (2016)

Figura 20 – Remoções de P total obtidas nas quatro repetições do segundo teste para caixa de gordura modificada (CM).



Fonte: Do autor (2016)

Nota-se pela análise das Figuras 20, 21 e 22, que em todas as coletas 4, os valores de P total estão bastante elevados quando comparada às demais coletas. Tais valores podem ser explicados pelo processo de lavagem dos equipamentos que acontecia durante essa coleta, situação citada anteriormente. Dessa forma, uma elevada quantidade de detergente e outros produtos químicos à base de fosfato podem ter sido lançados na rede coletora de esgoto, aumentando a concentração do nutriente na água residuária coletada naquele momento. Contudo, esse fato parece não ter influenciado no tratamento das caixas, que também apresentaram baixas remoções do nutriente durante as outras três coletas.

A análise de variância para remoção de P (TABELA 14) mostra que não houve nenhum efeito de bloco e de tempo na eficiência das caixas, assim como não se evidenciou diferença significativa entre os tratamentos entre caixas (TABELA 15).

Tabela 14 – Análise de Variância para remoção de P total em ARL.

| FV | GL | SQ | QM | F | Valor- p |
|---------------|----|--------|--------|------|----------|
| Bloco | 3 | 116,8 | 38,93 | 0,27 | 0,84555 |
| Caixa | 2 | 15,8 | 7,90 | 0,05 | 0,94649 |
| Tempo | 3 | 374,1 | 124,68 | 0,87 | 0,46682 |
| Caixa + Tempo | 6 | 1067,0 | 177,83 | 1,24 | 0,31169 |
| Erro | 33 | 4733,3 | 143,44 | | |
| Total | 47 | 6307,0 | | | |
| CV = 155,34% | | | | | |

Fonte: Do autor (2016)

Tabela 15 – Médias de remoção de P total para as três caixas de gordura.

| Tratamento | Médias de remoção de P |
|--------------------|------------------------|
| Caixa Convencional | 7,3a |
| Caixa com Placas | 7,4a |
| Caixa Modificada | 8,5a |

Médias seguidas da mesma letra, na mesma coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

Fonte: Do autor (2016)

Apesar de não ser um sistema de tratamento proposto para a remoção de fósforo em efluentes, tais resultados podem estar associados à assimilação e mineralização do nutriente por microrganismos, incorporação à espuma ou através de sua precipitação na forma de sais (PEREIRA-RAMIREZ et al., 2003; NAVAL; COUTO, 2005). Na caixa modificada, esse processo ainda pode ter sido acentuado por adsorção do P ao bagaço de cana-de-açúcar, o que ocorreu, no entanto, de forma não significativa (LO MONACO et al., 2002). Para esse teste não foi observado efeito do pH no tratamento, nem mesmo na primeira coleta, em que a ARL apresentou pH superior à 10.

5.2.4 Nitrogênio total Kjeldahl (NTK)

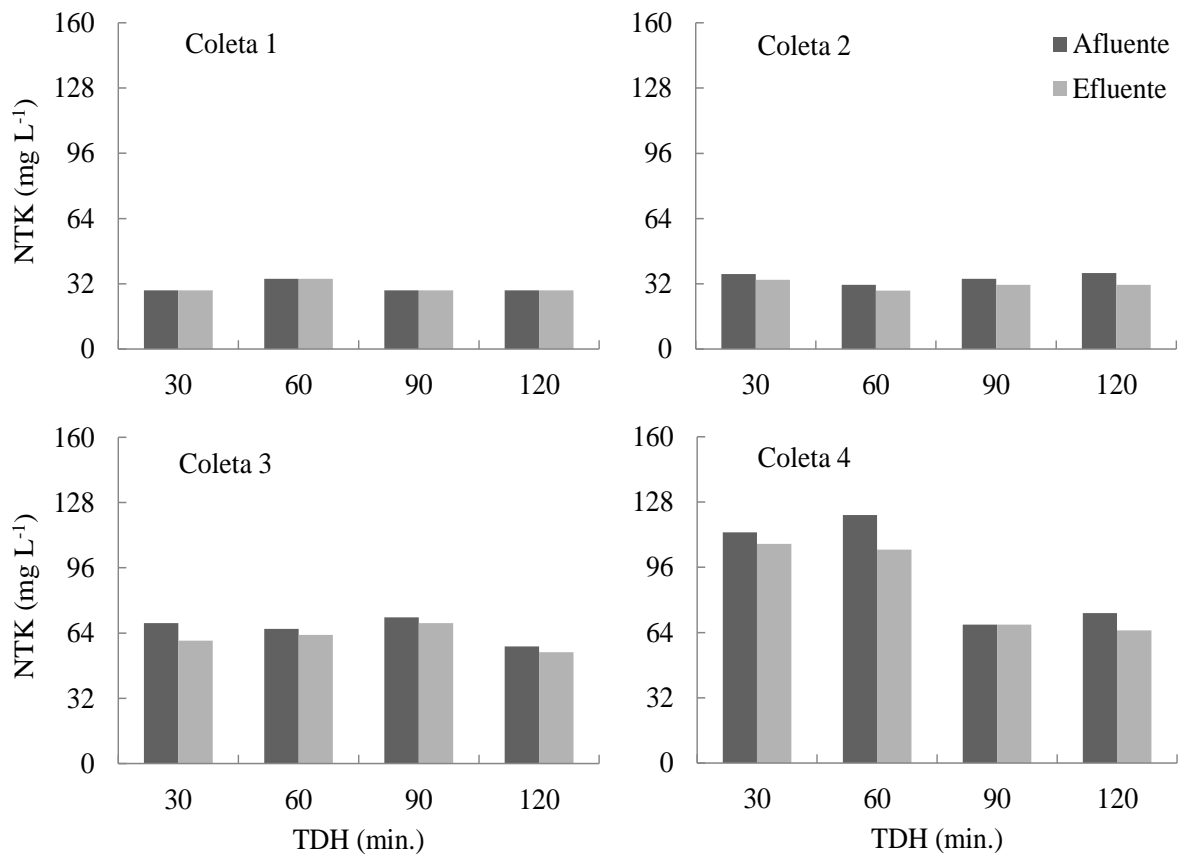
As médias dos resultados das análises de NTK das amostragens afluente e efluente das caixas de gordura são evidenciadas na Tabela 16 e nas Figuras 23, 24 e 25.

Tabela 16 – Valores médios, mínimos e máximos das concentrações de NTK afluente e efluente às caixas de gordura CC, CP e CM, e a eficiência obtida em cada TDH avaliado.

| Modelo | TDH (min) | NTK (mg L ⁻¹) | | | | | | Ef (%) |
|--------|-----------|---------------------------|------|------|----------|------|------|--------|
| | | Afluente | | | Efluente | | | |
| | | Média | Mín. | Máx. | Média | Mín. | Máx. | |
| CC | 30 | 62 | 29 | 113 | 58 | 29 | 107 | 6,3 |
| | 60 | 63 | 32 | 122 | 58 | 29 | 105 | 6,8 |
| | 90 | 51 | 29 | 72 | 49 | 29 | 69 | 3,1 |
| | 120 | 49 | 29 | 74 | 45 | 29 | 65 | 8,0 |
| CP | 30 | 56 | 37 | 82 | 54 | 37 | 76 | 3,1 |
| | 60 | 73 | 32 | 119 | 60 | 29 | 113 | 16,4 |
| | 90 | 48 | 26 | 82 | 42 | 26 | 71 | 9,0 |
| | 120 | 56 | 34 | 105 | 55 | 34 | 102 | 0,7 |
| CM | 30 | 57 | 29 | 110 | 53 | 23 | 102 | 6,9 |
| | 60 | 53 | 32 | 88 | 49 | 32 | 82 | 5,4 |
| | 90 | 76 | 40 | 144 | 49 | 29 | 79 | 30,1 |
| | 120 | 61 | 29 | 122 | 53 | 26 | 105 | 11,6 |

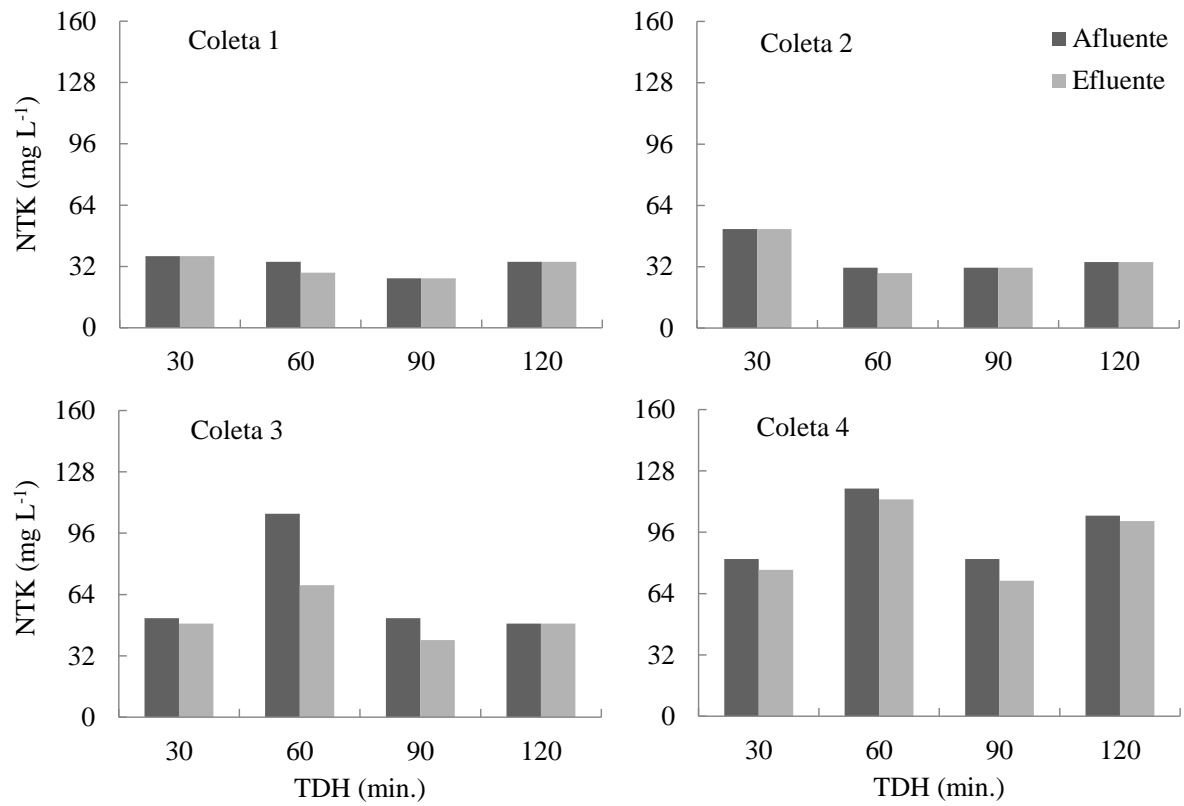
Fonte: Do autor (2016)

Figura 21 – Remoções de NTK obtidas nas quatro repetições do segundo teste para caixa de gordura convencional (CC).



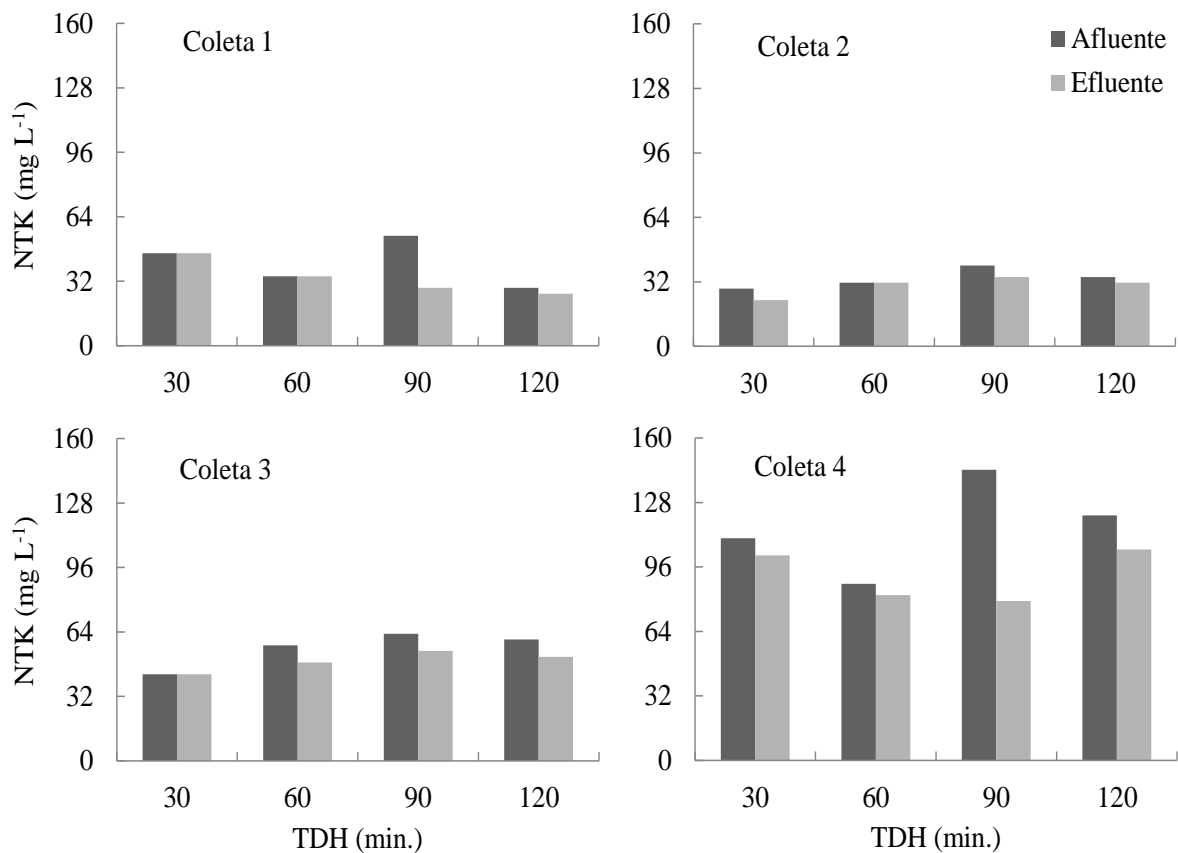
Fonte: Do autor (2016)

Figura 22 – Remoções de NTK obtidas nas quatro repetições do segundo teste para caixa de gordura com placas de coalescência (CP).



Fonte: Do autor (2016)

Figura 23 – Remoções de NTK obtidas nas quatro repetições do segundo teste para caixa de gordura modificada (CM).



Fonte: Do autor (2016)

Percebe-se com a avaliação das Figuras 23, 24 e 25, que para a Coleta 4 os teores de NTK também estiveram bem acima das demais coletas. Assim como as outras variáveis descritas anteriormente, as elevadas concentrações de NTK encontradas na água residuária dessa coleta, podem ser associados aos procedimentos de limpeza que aconteciam durante a captação de água residuária para o experimento. Entretanto, nem as elevadas concentrações de NTK da coleta 4, nem o alto valor de pH apresentado pela ARL da coleta 1, fizeram diferença no tratamento das caixas, visto que na análise de variância não consta nenhuma diferença significativa entre blocos (coletas) (TABELA 17). Apesar da perda de N por volatilização ser esperada em casos de elevados valores de pH, isso pode não ter acontecido em virtude do N presente nessa água residuária estar na forma de N orgânico e não amônia ionizada (NH_4^+)

Segundo Nascimento et al. (2010), as indústrias alimentícias utilizam-se de compostos de sais de amônio quaternário para realizar processos de sanitização de suas instalações. Especificamente para segmentos como o de laticínios são permitidas pela Portaria do Ministério da Saúde nº 15 (1988), substâncias como o cloreto de alquil dimetil benzil amônio,

cloreto de alquil dimetil etilbenzil amônio e cloreto de alquil dimetil etiltoluil amônio, que devido à sua ação desinfetante atuam na eliminação de microrganismos indesejáveis como a *Salmonella*. Considerando que os efluentes foram diluídos duas vezes ao chegar ao laboratório, tais resultados ainda vão de acordo com os descritos por Menegaro et al. (2016) que, ao avaliarem empresas que atuam no ramo alimentício, inclusive de laticínios, encontraram concentrações de quaternário de amônio que variaram entre 700 e 3.000 mg L⁻¹.

Por se tratar de um sistema de tratamento preliminar, baixas eficiências na remoção de NTK nas caixas de gordura são normalmente obtidas. Assim como para o P, parte desse nutriente pode ter se incorporado à espuma ou até mesmo se convertido à nitrogênio gasoso após a oxidação anaeróbia do amônio, dado à baixa concentração de oxigênio dissolvido no meio (SCHEEREN et al., 2011).

Tabela 17 – Análise de variância para remoção de NTK em ARL.

| FV | GL | SQ | QM | F | Valor-p |
|---------------|----|--------|--------|------|---------|
| Bloco | 3 | 210,9 | 70,31 | 0,89 | 0,45548 |
| Caixa | 2 | 510,1 | 255,04 | 3,24 | 0,05209 |
| Tempo | 3 | 522,4 | 174,14 | 2,21 | 0,10550 |
| Caixa + Tempo | 6 | 1674,0 | 279,00 | 3,54 | 0,00814 |
| Erro | 33 | 2601,1 | 78,82 | | |
| Total | 47 | 5518,5 | | | |
| CV = 99,16% | | | | | |

Fonte: Do autor (2016)

Mesmo tendo apresentado baixas remoções, pode-se perceber pela análise de variância que no caso do N, houve significativa diferença entre os TDH (TABELA 18). Apesar de terem sido estatisticamente iguais em todos os ensaios (TABELA 19), o tempo de 90 minutos operado na caixa modificada se mostrou o mais eficaz na retenção de NTK para ARL.

Tabela 18 – Média de remoção de NTK no TDH de 90 minutos.

| Tratamento | Médias de remoção no TDH de 90 minutos |
|--------------------|--|
| Caixa Convencional | 3,1b |
| Caixa com Placas | 9,0b |
| Caixa Modificada | 30,1a |

Médias seguidas da mesma letra, na mesma coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey em nível de 5% de probabilidade.

Fonte: Do autor (2016)

Mesmo alcançando melhores resultados com relação às caixas convencional e com placas de coalescência, a caixa de gordura com o filtro orgânico ainda obteve baixa eficiência quando comparada à outros dados disponíveis na literatura. Lo Monaco et al. (2002) ao avaliarem a retenção de N-total pelo bagaço de cana-de-açúcar por filtração em águas residuárias provindas do processamento dos frutos do cafeeiro, alcançaram uma média de remoção de 70% desse nutriente, visto que para o experimento, foram utilizadas granulometrias de 2,83 a 4,0 mm. A eficiência do resíduo foi ainda maior quando Srivastava et al. (1995) testaram as cinzas do bagaço de cana-de-açúcar em testes de adsorção de compostos de nitrogênio e obtiveram remoções entre 92 e 98%, valores estes que não foram influenciados pela variação do pH da solução.

Tabela 19 – Médias de remoção de NTK para as três caixas de gordura.

| Tratamento | Médias de remoção de NTK |
|--------------------|--------------------------|
| Caixa Convencional | 6,1b |
| Caixa com Placas | 7,3b |
| Caixa Modificada | 13,5a |

Médias seguidas da mesma letra, na mesma coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

Fonte: Do autor (2016)

5.2.5 Comparativo

A Tabela 20 traz a avaliação estatística geral obtida durante o segundo teste. Nela é possível perceber de maneira clara e comparativa, as eficiências de tratamento para cada variável monitorada.

Tabela 20 – Comparativo das médias de remoção de O&G, DQO, NTK e P total obtidas no segundo teste para as três caixas avaliadas.

| Tratamento | Médias de remoção | | | |
|------------|-------------------|-------|-------|------|
| | O&G | DQO | N | P |
| CC | 12,4b | 10,3a | 6,1b | 7,3a |
| CP | 13,5b | 15,6a | 7,3b | 7,4a |
| CM | 32,9a | 16,5a | 13,5a | 8,5a |

Médias seguidas da mesma letra, na mesma coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

Fonte: Do autor (2016)

Dessa maneira, é possível observar que para nenhuma variável houve diferença significativa em nível de 5% de probabilidade entre as unidades convencional e com placas de coalescência, mesmo esta apresentando médias numericamente superiores aos da caixa convencional em todas as variáveis estudadas. No entanto, a caixa de gordura com o filtro orgânico de bagaço de cana-de-açúcar se mostrou eficiente com relação às demais caixas na remoção de O&G e N, comprovando seu potencial no tratamento de águas com elevados teores de gordura. Tais valores são associados às características físicas do material filtrante, que devido ao seu elevado poder de sorção foi capaz de adsorver e reter por capilaridade, o material gorduroso e possivelmente o N disponível do meio.

5.3 Terceiro teste

A caracterização das águas residuárias utilizadas neste ensaio podem ser vistas na Tabela 21.

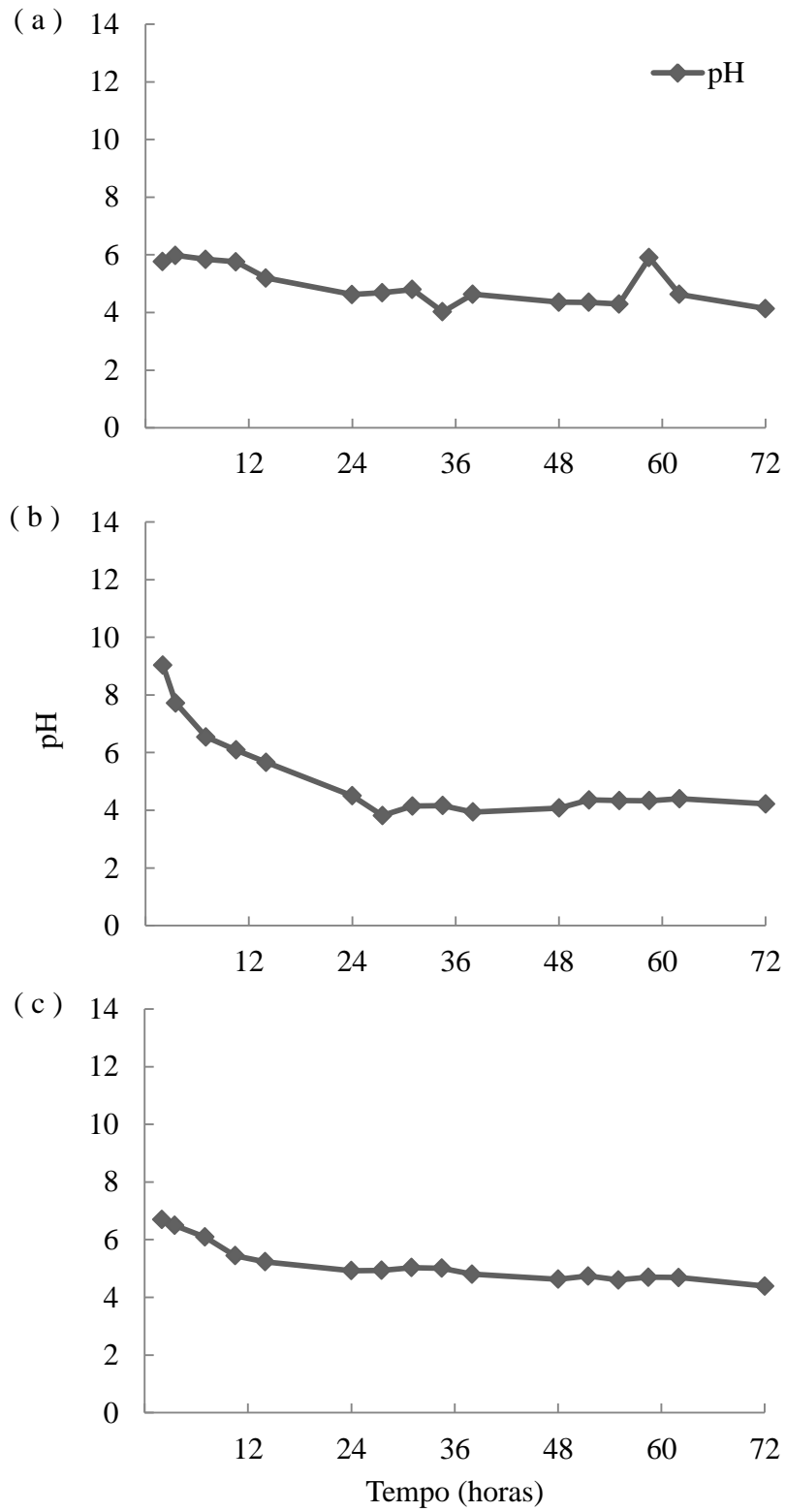
Tabela 21 – Caracterização das ARL utilizadas nos ensaios do terceiro teste.

| Variáveis | Materiais filtrantes | | |
|---------------------------|--------------------------|-----------------|---------------------|
| | Bagaço de cana-de-açúcar | Sabugo de milho | Serragem de madeira |
| pH | 7,4 | 8,5 | 6,7 |
| Temperatura (°C) | 23,3 | 25,3 | 23,1 |
| DQO (mg L ⁻¹) | 4.645 | 3.019 | 2.098 |

Fonte: Do autor (2016)

É importante frisar que mesmo tendo havido diferença nos valores de pH entre as águas residuárias no momento das coletas no laticínios, as mesmas tiveram um decaimento desses valores ao longo do tempo, e operaram na mesma faixa de pH já nas primeiras 5 horas de monitoramento, valores que chegaram próximos a 4,0 ao final das 72 horas. A Figura 26, mostra a média dos valores de pH afluentes e efluentes, medidos nas 16 amostragens realizadas durante os ensaios dos três filtros orgânicos. Essa diminuição do pH se deve a ação de bactérias lácticas presentes na ARL, que através da fermentação, transformam a lactose em ácido láctico, provocando redução no pH da solução.

Figura 24 – Comportamento do pH das ARL durante a avaliação dos filtros: (a) bagaço de cana-de-açúcar, (b) sabugo de milho e (c) serragem de madeira de eucalipto.

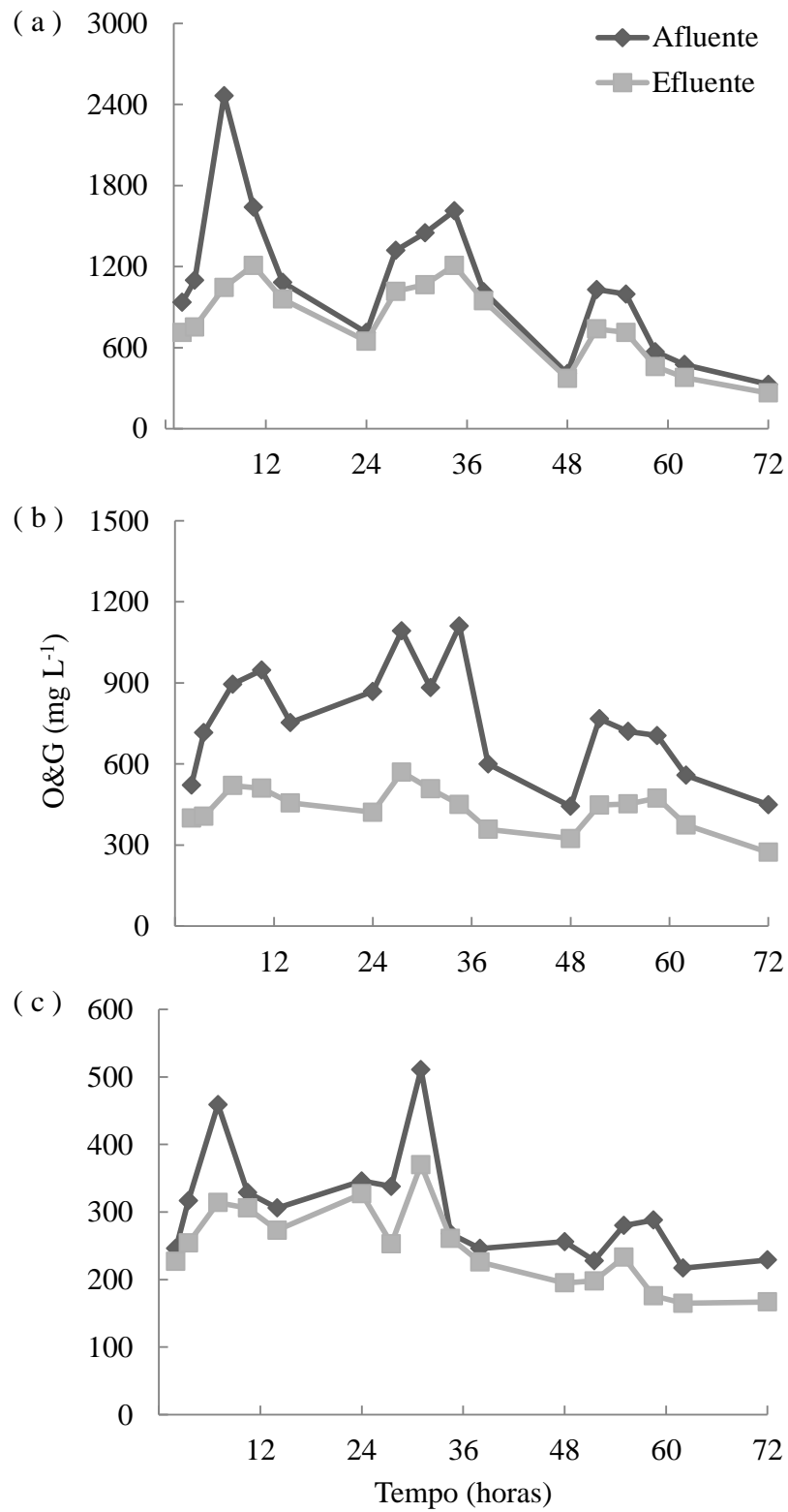


Fonte: Do autor (2016)

5.3.1 Óleos e Graxas (O&G)

Percebe-se que durante as análises, os materiais filtrantes foram submetidos a uma grande variação da concentração de O&G afluyente, fato que refletiu numa constante oscilação dos gráficos apresentados na Figura 27. Essa variação pode ter sido influenciada diretamente pelo modo de abastecimento das caixas de gordura, visto que a ARL permanecia durante 72 horas dentro de caixas armazenadoras, o que pode ter causado a incrustação de gordura nas paredes internas desses reservatórios levando a uma perda de material graxo, que pode ser comprovada pelo decaimento dos valores de O&G afluentes ao longo do experimento.

Figura 25 – Concentrações de O&G afluentes e efluentes à caixa de gordura modificada testada com os materiais filtrantes: (a) bagaço de cana-de-açúcar, (b) sabugo de milho e (c) serragem de madeira de eucalipto.



Fonte: Do autor (2016)

Apesar de influenciar na descrição dos valores, a mudança das características da ARL é um evento que acontece com frequência nas ETE de laticínios, dado que seu efluente oscila constantemente ao longo do dia, e está diretamente ligado ao sistema produtivo (SARAIVA et al., 2009), o que dá ao tratamento uma condição próxima à que estaria sujeita na indústria.

Pela análise da Figura 27 é possível observar que durante as primeiras 12 horas de monitoramento, houve uma considerável remoção de O&G, principalmente no tratamento com bagaço de cana-de-açúcar, que obteve sua melhor eficiência após um período de 10 horas de contato com a ARL, chegando a 57,6% de eficiência. Para Dawodu e Akpomie (2014), isso acontece devido à rápida adsorção inicial sobre a superfície do material, resultante da elevada disponibilidade de sítios ativos.

Todavia, o sabugo de milho picado foi o que proporcionou os melhores resultados ao longo do tempo, atingindo uma média de eficiência de 40%, valor que chegou a aproximadamente 60% no tempo de 38 horas de experimento. O uso do sabugo de milho em cinzas na adsorção de óleo também foi comprovado por Nwadiogbu et al. (2015), que ainda sugerem seu tratamento prévio com anidrido acético como forma de aumentar sua capacidade de retenção. Os autores ainda associaram os resultados à elevada porosidade do sabugo (81,5%), valor acima da porosidade apresentados pela serragem de madeira (66,5%) e pelo bagaço de cana-de-açúcar (62,5%) (BIASI et al., 1995; CAMBIELLA et al., 2006).

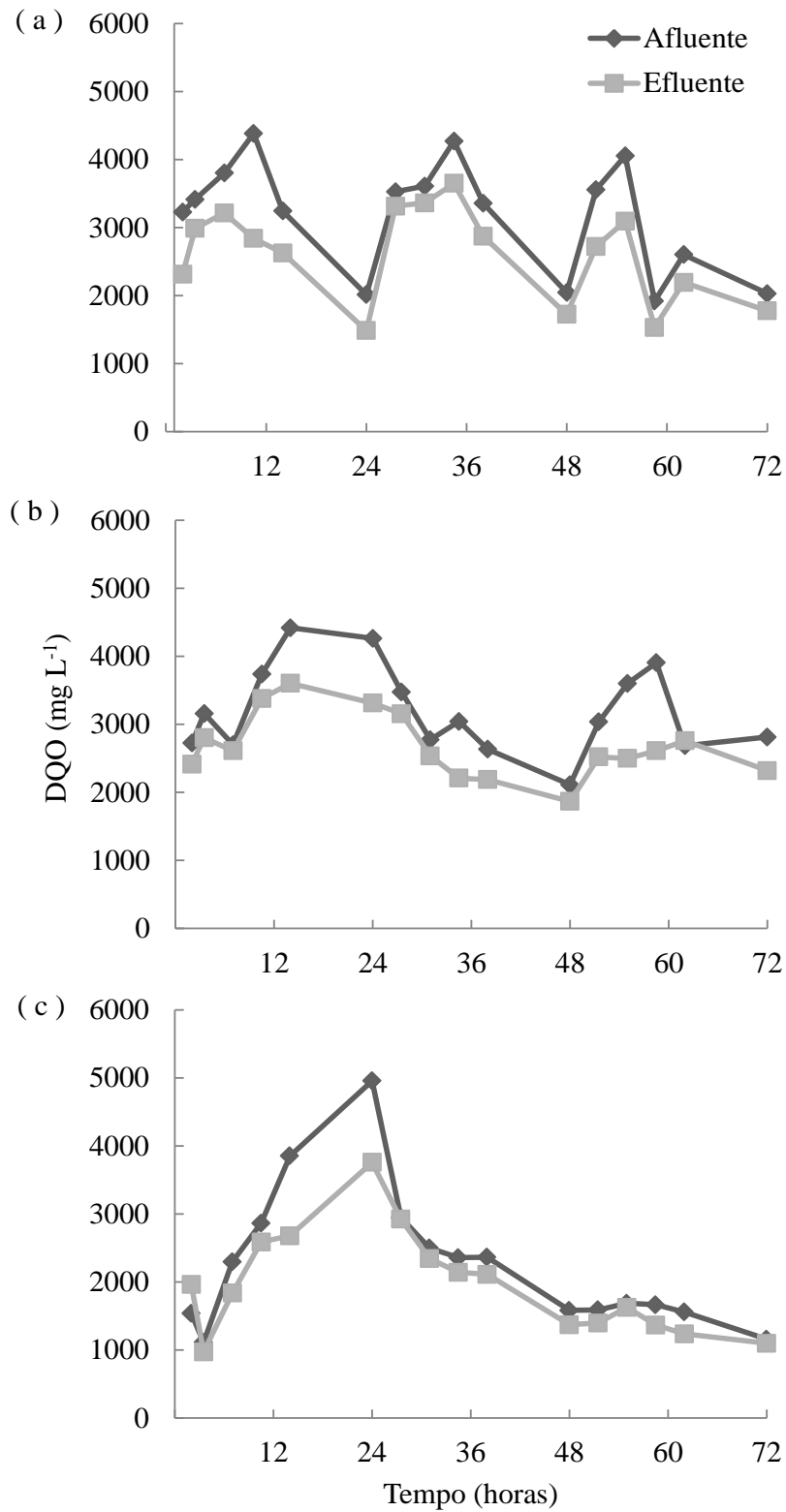
Embora a alta porosidade do sabugo picado tenha favorecido a adsorção de O&G, o mesmo não aconteceu no tratamento com a serragem de madeira, que apresentou resultados inferiores aos obtidos quando se utilizou o bagaço de cana-de-açúcar. Durante todo o monitoramento, a serragem de madeira atingiu uma eficiência média de apenas 18,1%, enquanto a do bagaço de cana-de-açúcar chegou próxima à 23%. Contudo, foi o único material que aumentou sua eficiência no decorrer do ensaio, obtendo 24% de retenção de gordura nas últimas 24 h de coleta. O baixo desempenho da serragem de madeira pode ser explicado pela granulometria do material utilizado, além de outras variáveis que podem ter influenciado na sorção da gordura, como o pH e a temperatura da solução, e a natureza do sorvente (BONI et al., 2016). Ainda assim, os valores encontrados nesse estudo se mostram inferiores aos descritos por Cambiella et al. (2006), que obtiveram remoção de 99% de óleo emulsionado utilizando serragem de madeira como material filtrante. Todavia, para melhorar o desempenho do filtro, os autores adicionaram sais de sulfato de cálcio à serragem, que promoveram à coagulação das gotículas de óleo e favoreceram a retenção das partículas no filtro.

A diferença entre a serragem de madeira e o bagaço de cana-de-açúcar também foi avaliada por Magalhães et al. (2013), que testaram os dois resíduos como filtros orgânicos na adsorção de O&G em efluentes de suinocultura. Assim como no presente trabalho, os autores também constataram o melhor desempenho do bagaço de cana-de-açúcar na adsorção de O&G e apesar de salientarem a maior porosidade da serragem com relação ao bagaço, atribuíram seu poder de adsorção à sua superfície filamentosa que proporciona maior retenção da gordura nos espaçamentos entre os filamentos. Isso prova que a capacidade de adsorção depende não somente da superfície específica, mas também de características como a morfologia da superfície, fraturas, natureza e a distribuição de poros (HUSSEIN et al., 2008).

5.3.2 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A Figura 28 traz as concentrações afluente e efluente de DQO apresentadas durante os ensaios com os três filtros orgânicos. Tendo em vista que grande parte do material orgânico presente na ARL é composto por materiais graxos, é perceptível a semelhança no comportamento dos filtros na retenção de O&G e de DQO.

Figura 26 – Concentrações de DQO afluentes e efluentes à caixa de gordura modificada testada com os materiais filtrantes: (a) bagaço de cana-de-açúcar, (b) sabugo de milho e (c) serragem de eucalipto.



Fonte: Do autor (2016)

Nota-se que durante os ensaios não houve uma remoção efetiva nos valores de DQO e as médias totais de remoção não chegaram a 20%, fato que pode estar associado tanto pela presença de partículas orgânicas não gordurosas na água residuária, quanto pela passagem de fragmentos de material filtrante. Dentre os tratamentos, o que apresentou o melhor desempenho foi o sistema com uso de bagaço de cana-de-açúcar, com uma média de eficiência igual a 18,1%. O desempenho do bagaço na remoção da matéria orgânica pode ser explicado por sua natureza hidrofóbica e pela elevada superfície específica que possui, resultando numa alta força de capilaridade capaz de absorver o material em solução (BRANDÃO et al., 2010). Essa capacidade de sorção atribuída ao bagaço de cana-de-açúcar pode ser comprovada após 10 h de monitoramento, no qual chegou a remover 35% da matéria orgânica afluyente, resultado ainda inferior aos encontrados por Lo Monaco et al. (2011) ao testarem diferentes granulometrias do resíduo em uma coluna filtrante, em que os autores conseguiram remoções de DQO entre 50 a 80% utilizando o bagaço de cana-de-açúcar e em torno de 50 a 60% para o sabugo de milho, ambos triturados.

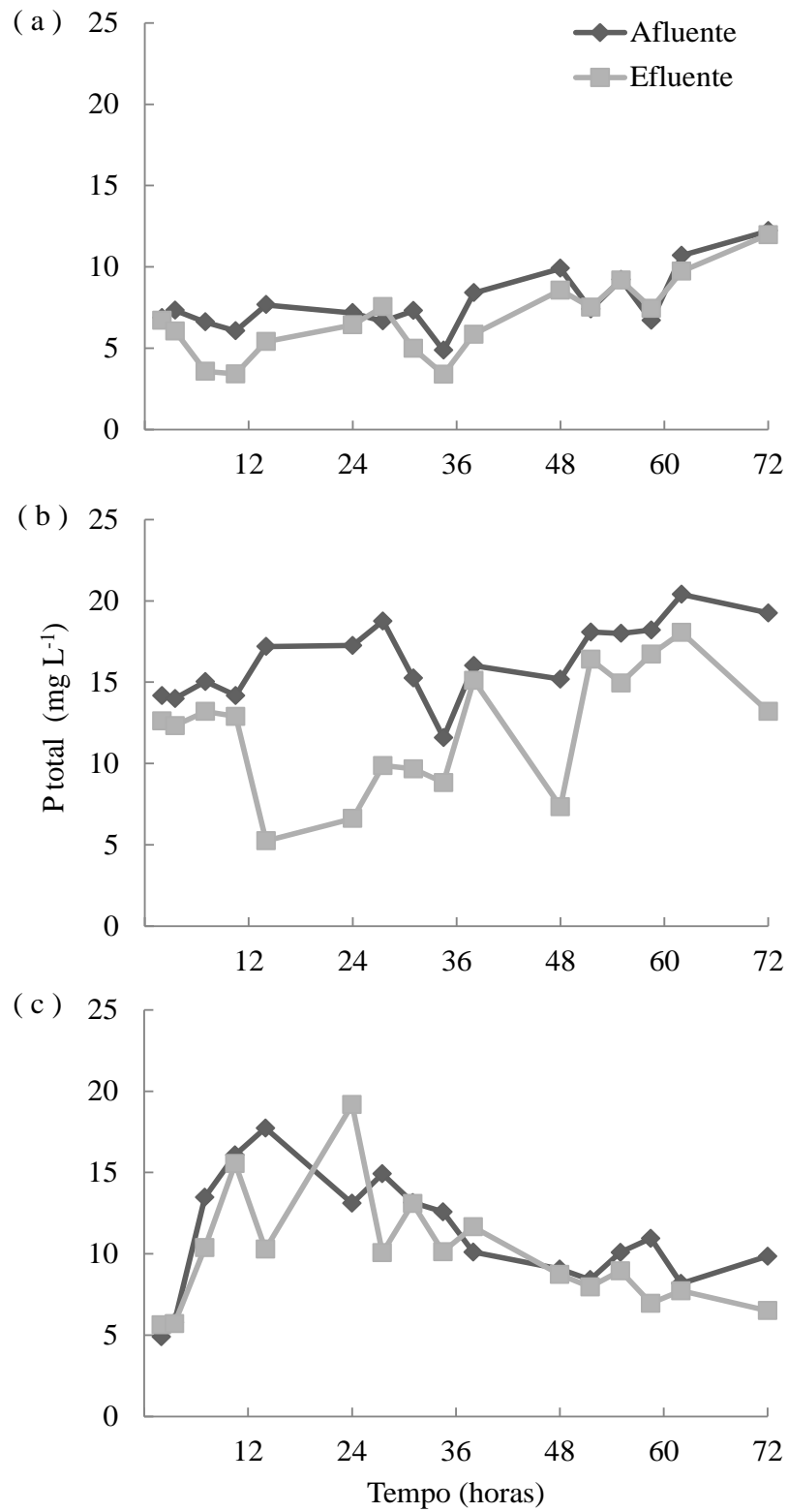
Depois do bagaço de cana-de-açúcar, o sabugo de milho foi o filtro que obteve melhor resultado, com uma remoção média de 15,5%, seguido pela serragem, que apresentou 12,3% de eficiência. Na avaliação do comportamento dos filtros durante os ensaios, notou-se que os mesmos agiram de maneira distinta ao longo das 72 horas. Enquanto a serragem teve um declínio no decorrer do monitoramento, o sabugo de milho elevou sua capacidade de retenção partindo de 12,7% após 24 h e finalizando com uma eficiência de 19,6% ao final do ensaio. Ainda que expressivas, tais remoções podem ser consideradas baixas quando comparadas com outros trabalhos nos quais se obteve remoções acima das atingidas nesse experimento (LO MONACO et al., 2002; 2011; 2014).

Apesar de terem apresentado baixas eficiências, os materiais filtrantes tiveram bons resultados na remoção de DQO em ARL, visto que as caixas de gordura são sistemas classificados como preliminares no tratamento de efluentes, onde objetiva-se apenas a retenção de materiais gordurosos. Contudo, tais eficiências podem ter sido subestimadas pelo tempo de monitoramento, uma vez que a vazão afluyente pode ter provocado a solubilização e o arraste de sólidos que foram oxidados durante as análises de DQO e que com o passar do tempo de operação do filtro o transporte de tais materiais acaba se esgotando (LO MONACO, et al., 2014).

5.3.3 Fósforo total

Os resultados de remoção de P total obtidos na caixa modificada a partir da utilização dos diferentes materiais filtrantes podem ser visualizados na Figura 29.

Figura 27 – Concentrações de P-total afluentes e efluentes à caixa de gordura modificada testada com os materiais filtrantes: (a) bagaço de cana-de-açúcar, (b) sabugo de milho e (c) serragem de eucalipto.



Fonte: Do autor (2016)

Nota-se que durante os ensaios, as concentrações de P total tiveram grandes oscilações ao longo do tempo. A explicação para tal acontecimento pode estar na ausência de um único reservatório de abastecimento da caixa de gordura, que pode ter tido suas concentrações afluentes afetadas pelo revolvimento de material no interior dos reservatórios.

Ao analisar os gráficos de remoção de P total juntamente com os de pH das ARL utilizadas nos ensaios, percebe-se que no início dos ensaios, os filtros sabugo de milho e serragem de eucalipto, tiveram remoções de fósforo bastante inferiores à maioria das coletas, quando não nulas, como na primeira coleta da caixa avaliada com serragem. Nesse ensaio, as remoções só começaram a acontecer efetivamente após a terceira coleta, em que o pH da solução caiu para valores abaixo de 6,0. O mesmo comportamento ocorreu quando a caixa foi testada com o sabugo de milho, que, nesse ensaio, proporcionou a melhor eficiência média dentre os três materiais, chegando a uma remoção de 26% do P total. Contudo, no início do monitoramento, quando a água apresentava valores de pH que beiravam à neutralidade, foram encontradas baixas eficiências, que aumentaram significativamente após o pH sofrer um decaimento e a eficiência imediatamente chegar a 70%, superando os resultados encontrados em caixas de gordura com sistemas de aeração descritos por Junqueira (2014). Essa interferência do pH na capacidade de adsorção de fósforo em soluções aquosas, também foi observada nos estudos feitos por Wang et al. (2015). De acordo com os autores, que estudaram a remoção de fósforo por adsorção em agulhas de pinho, as maiores eficiências de remoção desse nutriente podem ser alcançadas em valores de pH próximos a 3,1. Para eles, neste pH, o P da solução estaria predominantemente na forma de H_2PO_4^- e poderia interagir eletrostaticamente com a superfície adsorvente já carregada positivamente devido ao pH da solução.

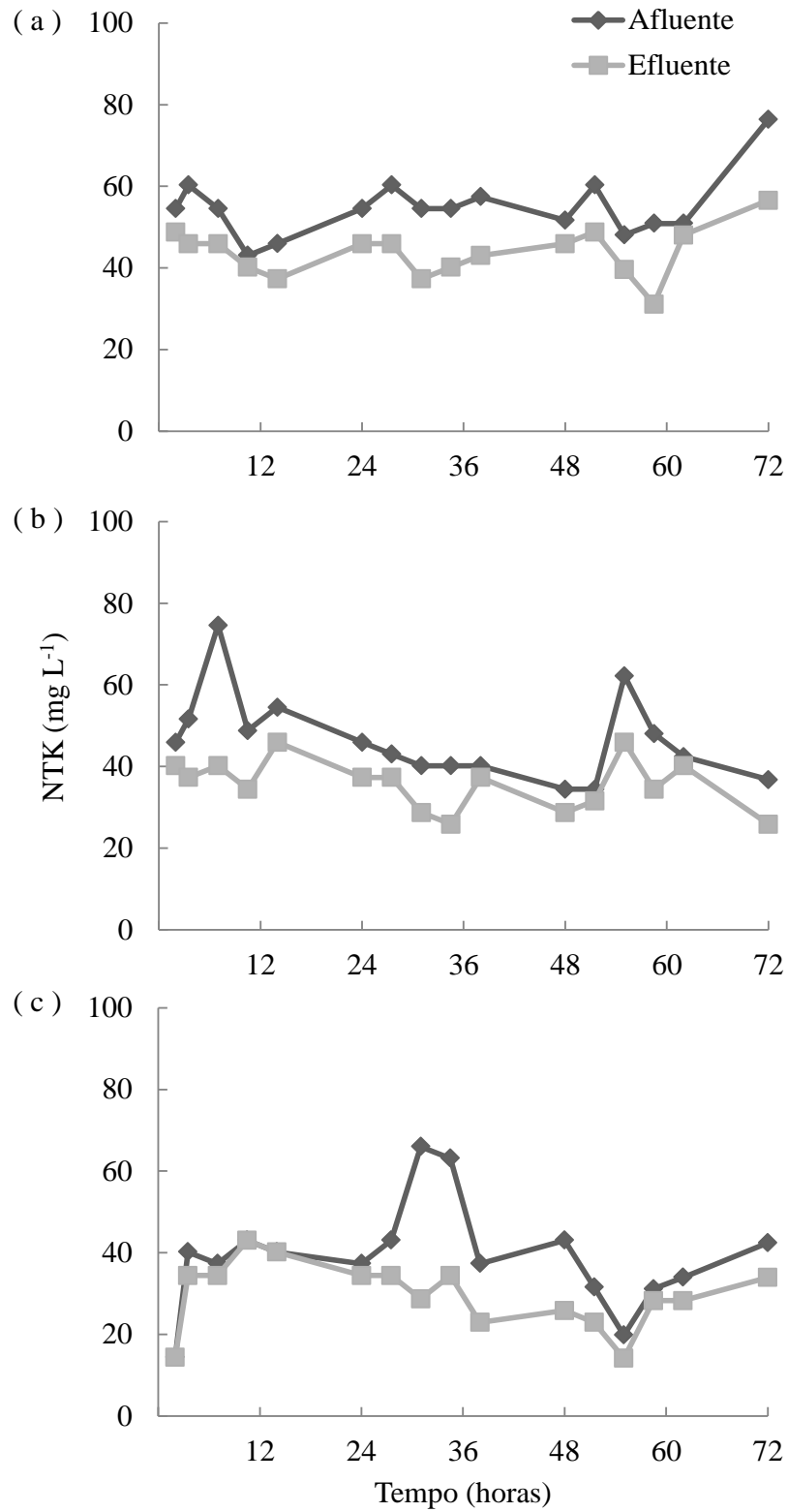
Uma vez que a ARL utilizada no ensaio com o filtro de bagaço de cana-de-açúcar apresentou baixo pH já no início do monitoramento, as remoções de fósforo deste ensaio não sofreram variações bruscas durante a avaliação do material. Entretanto, devido a alguns pontos onde não foram observadas remoções do nutriente, a eficiência média total do bagaço foi reduzida a 16,5%. Isso pode ter acontecido em função dos processos de dessorção, dependentes da ocupação de sítios de adsorção e de outros fatores que podem influenciar na força de ligação dos elementos adsorvidos com a superfície adsorvente (RHEINHEIMER et al., 2003). Ainda assim, os valores encontrados estão acima dos obtidos nos experimentos realizados por Brandão et al. (2000), que teve como objetivo utilizar filtros orgânicos no tratamento de águas residuárias. No sistema apresentado pelos autores, que testaram como filtros o bagaço de cana-de-açúcar, a casca de arroz, a casca de café, o fino de carvão vegetal,

o sabugo de milho e a serragem de madeira, não foi constatada nenhuma remoção de P-total, que pelo contrário aumentou a concentração efluente, fato atribuído a uma possível lixiviação do nutriente por parte da composição dos materiais.

5.3.4 Nitrogênio total Kjeldahl (NTK)

As concentrações de NTK afluente e efluente obtidas nos ensaios da caixa com os filtros orgânicos podem ser vistas na Figura 30. Nota-se que diferentemente do segundo teste, neste, foram atingidas consideráveis eficiências na remoção de N-total para todos os materiais avaliados.

Figura 28 – Concentrações de NTK afluentes e efluentes à caixa de gordura modificada com os materiais filtrantes: (a) bagaço de cana-de-açúcar, (b) sabugo de milho e (c) serragem de eucalipto.



Fonte: Do autor (2016)

É possível perceber também que para esta variável, a diferença entre as eficiências de remoção foram bem menores que as anteriormente avaliadas. No início dos testes com a serragem de eucalipto, a concentração efluente esteve bastante próxima, e até mesmo, igual às encontradas nas análises afluentes à caixa. Entretanto, após a quinta coleta, percebeu-se uma considerável melhora no tratamento, que chegou a 56,5% de remoção do NTK e fechou com uma média de 20,7% de eficiência. Esse tempo necessário para adsorção das formas de N presentes na solução, é contrário aos estudos de adsorção em serragem de madeira avaliados por Wahab et al. (2010), que necessitou de um tempo de contato entre adsorvente e adsorvato de apenas 5 minutos para a obtenção de 85% de adsorção, em solução com pH igual a 8.

Diferente da serragem, o sabugo de milho, que obteve uma média de remoção de aproximadamente 22%, iniciou o tratamento com boas eficiências, chegando a 46,2% de remoção já nas primeiras coletas, valores superiores aos encontrados por Lo Monaco et al. (2011) que estudaram colunas de filtração utilizando sabugo de milho e bagaço de cana-de-açúcar como materiais filtrantes. Essa remoção máxima de NTK pode ter sido influenciada pelo pH inicial da solução, que tende a deixar a superfície do material adsorvente carregada negativamente, favorecendo assim, a adsorção de cátions de amônio, que também pode ter sido beneficiada pela elevada CTC do sabugo de milho ($27,84 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) (BRANDÃO et al., 2000; WAHAB et al., 2010).

O sistema operando com o bagaço de cana-de-açúcar foi o que obteve os índices de remoção mais estáveis do terceiro teste, apesar de ter tido a menor média de eficiência dentre os três filtros (19,8%), porém, ainda maiores do que os apresentados por Brandão et al. (2000). Durante todo o monitoramento, o sistema apresentou remoções abaixo de 10% em apenas duas coletas, fato que pode ser atribuído ao arraste de materiais já retidos ou pela liberação de N pelo bagaço, considerando a maior quantidade desse nutriente na composição do resíduo. Todavia, nesse teste, em que os materiais filtrantes puderam ter um maior tempo de contato com a ARL, o bagaço provou que pode ter sua eficiência melhorada com um maior espaço de tempo, sustentando seu uso na indústria.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

Com base nos ensaios realizados durante o segundo teste, foi possível comprovar estatisticamente a superioridade da caixa de gordura modificada na remoção de O&G e nitrogênio total para ARL. Contudo, essa diferenciação não foi percebida na comparação entre as caixas de gordura convencional e a de placas de coalescência.

Os TDH não surtiram efeitos significativos nos tratamentos das caixas, com exceção do tempo de 90 minutos em operação na caixa modificada, que se destacou na remoção de nitrogênio.

Com relação ao terceiro teste, o sabugo de milho picado foi o material filtrante que proporcionou os melhores resultados dentre os três avaliados. Nesse teste, o mesmo superou o bagaço de cana-de-açúcar e a serragem de madeira de eucalipto na retenção de O&G, nitrogênio e fósforo presente na ARL. Entretanto, pôde-se observar os bons resultados do uso do bagaço de cana-de-açúcar ao longo do tempo, reafirmando os dados observados no segundo teste.

Tendo em vista que as caixas de gordura são consideradas sistemas de tratamento preliminar de efluentes, o sistema de caixa de gordura utilizando filtros orgânicos se mostrou bastante promissor na remoção de matéria orgânica e nutrientes, podendo até mesmo considerar seu uso no tratamento de águas residuárias ricas nesses compostos.

Para futuras pesquisas recomenda-se:

- que sejam avaliadas outros tipos de água residuária nas caixas de gordura, para que se tenha conhecimento do comportamento das mesmas operando com efluentes de características distintas;
- que seja utilizado apenas um reservatório de água residuária, a fim de que não haja variação das características do efluente;
- avaliar outras granulometrias de filtro orgânico;
- avaliar a CM por um período de tempo maior, para a obtenção de dados sobre o tempo de troca de cada filtro.

7 REFERÊNCIAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 14063**: óleos e graxas: processos de tratamento em efluentes de mineração. Rio de Janeiro, 1998.

_____. **NBR 8160:1999**: sistemas prediais de esgoto sanitário: projeto e execução. Rio de Janeiro, 1999.

ADEBAJO, M. O.; FROST, R. L. Acetylation of raw cotton for oil spill cleanup application: an FTIR and ¹³C MAS NMR spectroscopic investigation. **Spectrochimica Acta - Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy**, Amsterdam, v. 60, p. 2315–2321, 2004.

AGUIEIRAS, E. C. G.; SOUZA, S. L.; LANGONE, M. A. P. Estudo do comportamento da lipase comercial Lipozyme RM IM em reações de esterificação para obtenção de biodiesel. **Química Nova**, São Paulo, v. 36, n. 5, p. 646–650, 2013.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for examination of water and wastewater**. 22nd ed. Washington: American Public Health Association, 2012.

BENSADOK, K.; BELKACEM, M.; NEZZAL, G. Treatment of cutting oil/water emulsion by coupling coagulation and dissolved air flotation. **Desalination**, Amsterdam, v. 206, p. 440–448, 2007.

BIASI, L. A.; BILIA, D. A. C.; SÃO JOSÉ, A. R.; FORNASIERI, J. L.; MINAMI, K. Efeito de misturas de turfa e bagaço- de-cana sobre a produção de mudas de maracujá e tomate. **Scientia Agricola**, São Paulo, v. 52, p. 239–243, 1995.

BONI, H. T.; OLIVEIRA, D. D.; SOUZA, A. A.; SOUZA, S. M. A. G. U. DE. Bioadsorption by sugarcane bagasse for the reduction in oil and grease content in aqueous effluent. **International Journal of Environmental Science and Technology**, Tehran, v. 13, n. 4, p. 1169–1176, 2016.

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

BRANDÃO, P. C.; SOUZA, T. C.; FERREIRA, C. A.; HORI, C. E.; ROMANIELO, L. L. Removal of petroleum hydrocarbons from aqueous solution using sugarcane bagasse as adsorbent. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 175, n. 1-3, p. 1106–1112, 2010.

BRANDÃO, V. DOS S.; MATOS, A. T. DE; MARTINEZ, M. A.; FONTES, M. P. P. Tratamento de águas residuárias da suinocultura utilizando-se filtros orgânicos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 4, n. 3, p. 327–333, 2000.

BRASIL. Resolução CONAMA n° 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n° 357, de 17 de março de 2005, do Conselho nacional do Meio Ambiente. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, n. 92, p. 89, 2011.

BRASIL. Portaria do Ministério da Saúde n° 15, de 23 de agosto de 1988. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 1988.

BRUM, L. F. W.; SANTOS JÚNIOR, L. C. O.; BENEDETTI, S. **Reaproveitamento de Água de Processo e Resíduos da Indústria de Laticínios**. In: INTERNACIONAL WORKSHOP ADVANCES IN CLEANER PRODUCTION, n. 2°, 2009, São Paulo. **Anais...**São Paulo: UNIP,2009.

BRUNSMANN, J. J.; CORNELISSEN, J.; EILERS, H. Improved Oil Separation in Gravity Separators. **Water Environment Federation**, Washington, v. 34, p. 44–55, 1962.

BULUT, Y.; TEZ, Z. Removal of heavy metals from aqueous solution by sawdust adsorption. **Journal of Environmental Sciences**, Heidelberg, v. 19, n. 2, p. 160–166, 2007.

CAMBIELLA, Á.; ORTEA, E.; RÍOS, G.; BENITO, J. M.; PAZOS, C.; COCA, J. Treatment of oil-in-water emulsions: performance of a sawdust bed filter. **Journal of Hazardous Materials**, v. Amsterdam, 131, n. 1, p. 195–199, 2006.

CASTRO, H. F. DE; MENDES, A. A.; SANTOS, J. C. DOS; AGUIAR, C. L. DE. Modificação de óleos e gorduras por biotransformação. **Química Nova**, São Paulo, v. 27, n. 1, p. 146–156, 2004.

CHAN, H. Removal and recycling of pollutants from Hong Kong restaurant wastewaters. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 101, n. 17, p. 6859–6867, 2010.

CHERNICHARO, C. A. de L. **Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**, 2ª ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. v.5, 359 p., 2007.

_____. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, Heidelberg, v. 5, n. 1, p. 73–92, 2006.

CHIABAI, R.; REBOUÇAS, C. C.; GONÇALVES, R. F. **Esgoto Sanitário Associando Reatores Anaeróbios E Aeróbios Em Série**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, n. 23°, 2005, Campo Grande. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2005.

CHIPASA, K. B.; MĘDRZYCKA, K. Behavior of lipids in biological wastewater treatment processes. **Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology**, Heidelberg, v.33, p. 635-645, 2006.

CHU, W.; NG, F. L. Upgrading the conventional grease trap using a tube settler. **Environment International**, Amsterdam, v. 26, p. 17–22, 2000.

DAWODU, F. A.; AKPOMIE, K. G. Simultaneous adsorption of Ni(II) and Mn(II) ions from aqueous solution onto a Nigerian kaolinite clay. **Journal of Materials Research and Technology**, Amsterdam, v. 3, n. 2, p. 129–141, 2014.

DELATORRE JUNIOR, I.; MORITA, D. M. Avaliação da eficácia dos critérios de recebimento de efluentes não domésticos em sistemas de coleta e transporte de esgotos sanitários em São Paulo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 12, 2007.

EL-GOHARY, F.; TAWFIK, A.; MAHMOUD, U. Comparative study between chemical coagulation/precipitation (C/P) versus coagulation/dissolved air flotation (C/DAF) for pre-treatment of personal care products (PCPs) wastewater. **Desalination**, Amsterdam, v. 252, n. 1-3, p. 106–112, 2010.

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Produção de Leite no Sudeste do Brasil. Disponível em: <<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Leite/LeiteSudeste/importancia.html>>. Acesso em 24/03/15.

FIEMG; FEAM - FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DE MINAS GERAIS; FUNDAÇÃO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. **Guia técnico ambiental da indústria de laticínios**. 70 p. 2014.

GASPERI, R. DE L. P. DE. **Caracterização de resíduos de caixas de gordura e avaliação da flotação como alternativa para o pré-tratamento**. 2012. 71 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo – São Carlos, 2012.

GNIPPER, S. F. Avaliação da eficiência das caixas retentoras de gordura prescritas pela NBR 8160:1999 como tanques de flotação natural. **Associação Nacional de Tecnologia do Ambiente Construído**, Porto Alegre, v.8, n. 2, p. 119–132, 2008.

HENA, S.; ATIKAH, S.; AHMAD, H. Removal of phosphate ion from water using chemically modified biomass of sugarcane bagasse. **The International Journal Of Engineering And Science**, Amsterdam, v. 4, n. 1, p. 51–62, 2015.

HUSSEIN, M.; AMER, A. A.; SAWSAN, I. I. Oil Spill Sorption Using Carbonized Pith Bagasse. Application of Carbonized Pith Bagasse As Loose Fiber. **International Journal of Environmental Science and Technology**, Heidelberg, v. 5, n. 2, p. 233–242, 2008.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Produção da pecuária nacional. **Produção da Pecuária Municipal**, Rio de Janeiro, v. 40, p. 1–71, 2012.

IMHOFF, K.; IMHOFF, K. R. **Manual de tratamento de águas residuárias**. 26. ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1986.

JAEGER, K. Microbial lipases form versatile tools for biotechnology. **Trends in Biotechnology**, Amsterdam, v. 16, n. 9, p. 396–403, 1998.

JUNQUEIRA, W. B. C. **Desempenho de caixa de gordura empregada no tratamento preliminar dos efluentes de restaurante universitário**. 2014.219 p. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2014.

KANAWADE, S. M.; GAIKWAD, R. W. Removal of Dyes from Dye Effluent by Using Sugarcane Bagasse Ash as an Adsorbent. **International Journal of Chemical Engineering and Applications**, Singapore, v. 2, n. 3, p. 202–206, 2011.

KARAM, J.; NICELL, J. A. Potential applications of enzymes in waste treatment. **Chemical Technology and Biotechnology**, Nova Jersey, v. 69, p. 141–153, 1997.

LEAL, M. C. M. R.; CAMMAROTA, M. C.; FREIRE, D. M. G.; SANT&APOS; ANNA, G. L. Hydrolytic enzymes as coadjuvants in the anaerobic treatment of dairy wastewaters. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, São Paulo, v. 19, p. 175–180, 2002.

LEAL, M. C. M. R.; FREIRE, D. M. G.; CAMMAROTA, M. C.; SANT&APOS; ANNA, G. L. Effect of enzymatic hydrolysis on anaerobic treatment of dairy wastewater. **Process Biochemistry**, Amsterdam, v. 41, p. 1173–1178, 2006.

LEYVARAMOS, R.; BERNALJACOME, L.; ACOSTARODRIGUEZ, I. Adsorption of cadmium(II) from aqueous solution on natural and oxidized corncob. **Separation and Purification Technology**, Amsterdam, v. 45, n. 1, p. 41–49, 2005.

LO MONACO, P. A.; MATOS, A. T. de; MARTINEZ, M. A.; JORDÃO, C. . Eficiência de materiais orgânicos filtrantes no tratamento de águas residuárias da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v.10, p. 40–47, 2002.

LO MONACO, P. A. V.; MATOS, A. T.; BRANDÃO, V. S. Influência da granulometria dos sólidos triturados de sabugo de milho e bagaço de cana-de-açúcar como materiais filtrantes no tratamento de águas residuárias da suinocultura paola. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 31, p. 974–984, 2011.

LO MONACO, P. A. V.; MATOS, A. T. de; RIBEIRO, I. C. A.; BATISTA, A. P. da S.; MIRANDA, S. T.; JÚNIOR, V. E. Tratamento de esgoto sanitário utilizando coagulante natural seguido de filtro orgânico. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 27, p. 28–40, 2014.

MAGALHÃES, M. A.; Lo MONACO, P. A. V.; MATOS, A. T. Uso de filtros orgânicos na remoção de óleos e graxas presentes na água residuária de suinocultura. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 21, p. 387–395, 2013.

MARONEZE, M. M.; ZEPKA, L. Q.; VIEIRA, J. G.; QUEIROZ, M. I.; JACOB-LOPES, E. Phosphorus removal technology: management of the element in industrial waste. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 9, n. 3, p. 445–458, 2014.

MARSHALL, K. R.; HARPER, W. J. **Surveys in Industrial Wastewater Treatment, Food and Allied Industries**. London, v. 1, 408 p.,1984.

MARTINELLI, A.; NUVOLARI, A.; TELLES, D. D.; RIBEIRO, J. T.; MIYASHITA, N. J.; RODRIGUES, R. B.; ARAÚJO, R. de. **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola**. 2 ed. São Paulo: Ed. Blucher, 2011.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; Lo MONACO, P. A. V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias de indústria de laticínios. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 32, p. 1144 – 1155, 2012.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; MONACO, P. A. V. LO; SARMENTO, A. P.; MATOS, M. P. Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, p. 1311–1317, 2010.

MATOS, A. T.; MAGALHÃES, M. A.; SARMENTO, A. P. Perda de carga em filtros orgânicos utilizados no tratamento de água residuária de suinoculturas. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 3, p. 527–537, 2010.

MENDES, A. A.; CASTRO, H. F.; PEREIRA, E. B.; JÚNIOR, A. F. 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.; RIBEIRO, C. B. DE M.; BORGES, A. C.; BASTOS, R. R. Remocao de nitrogenio e fosforo de aguas residuarias de laticinios por sistemas alagados construidos operando em bateladas. **Revista Ambiente e Agua**, Taubaté, v. 7, n. 2, p. 75–87, 2012.

MENEGARO, A.; FLORES, A. F.; SIMER, P.; SILVA, F. I. da; SBARDELOTTO, P. R. R.; PINTO, E. P. Sanitizantes: concentrações e aplicabilidade na indústria de alimentos. **Scientia Agraria Paranaensis**, Marechal Cândido Rondon, v. 15, p. 171–174, 2016.

MITTAL, G. Treatment of wastewater from abattoirs before land application—a review. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 97, n. 9, p. 1119–1135, 2006.

MORAIS, V. L. M. DE. **Purificação de efluentes contaminados com hidrocarbonetos por adsorção em leito fixo de biomassa**. 2005. 112 p. Tese (Doutorado em Engenharia de Processos) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2005.

MORENO, F. N. **Tratamento de Efluentes de uma Indústria de Reciclagem de Embalagens Plásticas de Óleos Lubrificantes: Processo Biológico e Físico-Químico**, 2007. 142 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

MOTA, F. S. B.; VON SPERLING, M. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

NASCIMENTO, H. M.; DELGADO, D. A.; BARBARIC, I. F. Avaliação da aplicação de agentes sanitizantes como controladores do crescimento microbiano na indústria alimentícia. **Revista Ceciliana**, Santos, v. 2, n. 1, p. 11–13, 2010.

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, n. 23^o, 2005, Campo Grande. **Anais...**Rio de Janeiro: ABES, 2005.

NOERNBERG, M. A.; LANA, P. C. A sensibilidade de Manguezais e marismas a impactos por óleo: fato ou mito? Uma ferramenta para a avaliação da vulnerabilidade de sistemas costeiros a derrames de óleo. **Geografares**, Vitória, v. 3, p. 109-122, 2002.

NUNES, J. A. **Tratamento físico-químico de águas residuárias industriais**. 3. ed. Aracajú: Ed. Gráfica J. Andrade, 2001.

NWADIOGBU, J. O.; AJIWE, V. I. E.; OKOYE, P. A. C. Removal of crude oil from aqueous medium by sorption on hydrophobic corncobs: Equilibrium and kinetic studies. **Journal of Taibah University for Science**, Amsterdam, v. 10, p. 56–63, 2015.

PEREIRA-RAMIREZ, O.; ANTUNES, R. M.; QUADRO, M. S.; KOETZ, P. R. Remoção da dco e nitrificação em reator biológico aerado no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v. 9, p. 279–286, 2003.

PERLE, M.; KIMCHIE, S.; SHELEF, G. Some biochemical aspects of the anaerobic degradation of dairy wastewater. **Water Research**, Amsterdam, v. 29, n. 6, p. 1549–1554, 1995.

PETRUY, R.; LETTINGA, G. Digestion of a milk-fat emulsion. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 61, n. 2, p. 141–149, 1997.

RAYMUNDO, A. S.; ZANAROTTO, R.; BELISÁRIO, M.; PEREIRA, M. de G.; RIBEIRO, J. N.; RIBEIRO, A. V. F. N. Evaluation of sugar-cane bagasse as bioadsorbent in the textile wastewater treatment contaminated with carcinogenic congo red dye. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 53, n. 4, p. 931–938, 2010.

RHEINHEIMER, D. DOS S.; ANGHINONI, I.; CONTE, E.; KAMINSKI, J.; GATIBONI, L. C. Dessorção de fósforo avaliada por extrações sucessivas em amostras de solo provenientes dos sistemas plantio direto e convencional. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 33, p. 1053–1059, 2003.

RIBEIRO, T. H.; RUBIO, J.; SMITH, R. W. A Dried Hydrophobic Aquaphyte as an Oil Filter for Oil/Water Emulsions. **Spill Science and Technology Bulletin**, Amsterdam, v. 8, p. 483–489, 2003.

RINZEMA, A.; ALPHENAAR, A.; LETTINGA, G. Anaerobic digestion of long-chain fatty acids in UASB and expanded granular sludge bed reactors. **Process Biochemistry**, Amsterdam, v. 28, p. 527–537, 1993.

SAID, A. E. A. A.; LUDWICK, A. G.; AGLAN, H. A. Usefulness of raw bagasse for oil absorption: A comparison of raw and acylated bagasse and their components. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 100, n. 7, p. 2219–2222, 2009.

SANTOS, E. G. DOS; ALSINA, O. L. S. DE; SILVA, F. L. H. DA. Desempenho de biomassas na adsorção de hidrocarbonetos leves em efluentes aquosos. **Química Nova**, São Paulo, v. 30, n. 2, p. 327–331, 2007.

SARAIVA, C. B. **Potencial poluidor de um laticínio de pequeno porte: um estudo de caso**, 2008. 63 p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.

SARAIVA, C. B.; MENDONÇA, R. C. S.; SANTOS, A. L.; PEREIRA, D. A. Water consumption and effluent generation in a small dairy industry. **Revista do Instituto de Laticínios Cândido Tostes**, Juiz de Fora, v. 64, p. 10–18, 2009.

SCHEEREN, M. B.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; DRESSLER, V. L. O processo ANAMMOX como alternativa para tratamento de águas residuárias , contendo alta concentração de nitrogênio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 55, p. 1289–1297, 2011.

SCHOENHALS, M.; SENA, R. F.; JOSÉ, H. J. Avaliação da eficiência do processo de coagulação / flotação aplicado como tratamento primário de efluentes de abatedouro de frangos. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 3, n. 1989, p. 5–24, 2006.

SEBRAE - SERVIÇO BRASILEIRO DE APOIO ÀS MICRO E PEQUENAS EMPRESAS. **Diagnóstico da indústria de laticínios do Estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte: Ed. SEBRAE, 1997.

SEMIONATO, S. **Avaliação da atividade lipolítica de bactérias isoladas dos dispositivos de remoção de gordura da ETE-UFES**, 2006. 81 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2006.

SRIVASTAVA, S. K.; GUPTA, V. K.; JOHRI, N.; MOHAN, D. Removal of 2,4,6-trinitrophenol using bagasse fly ash - a sugar industry waste material. **Indian Journal of Chemical Technology**, New Delhi, v. 2, p. 333–336, 1995.

ANTCZAK, S. M.; KUBIAK, A.; ANTCZAK, T.; BIELECKI, S. Enzymatic biodiesel synthesis – Key factors affecting efficiency of the process. **Renewable Energy**, Amsterdam, v. 34, n. 5, p. 1185–1194, 2009.

TATY-COSTODES, V. C.; FAUDUET, H.; PORTE, C.; HO, Y.-S. Removal of lead (II) ions from synthetic and real effluents using immobilized *Pinus sylvestris* sawdust: Adsorption on a fixed-bed column. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 123, n. 1, p. 135–144, 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.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. 2 ed. Belo Horizonte: UFMG, 1996.

WAHAB, M. A.; JELLALI, S.; JEDIDI, N. Ammonium biosorption onto sawdust: FTIR analysis, kinetics and adsorption isotherms modeling. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 101, n. 14, p. 5070–5075, 2010.

WANG, X.; LIU, Z.; LIU, J.; HUO, M.; HUO, H. Removing Phosphorus from Aqueous Solutions Using Lanthanum Modified Pine Needles. **PloS ONE**, v. 10, n. 12, p. 1–16, 2015.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Industrial Wastewater Management, treatment, and disposal**. 3. ed. Alexandria: Ed. Mc Graw Hill, 2008.

WILLEY, R. Fats, Oils, and Greases: The Minimization and Treatment of Wastewaters Generated from Oil Refining and Margarine Production. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Amsterdam, v. 50, n. 2, p. 127–133, 2001.

WU, C.; SONG, M.; JIN, B.; WU, Y.; HUANG, Y. Effect of biomass addition on the surface and adsorption characterization of carbon-based adsorbents from sewage sludge. **Journal of Environmental Sciences**, Heidelberg, v. 25, n. 2, p. 405–412, 2013.

YU, D.; TIAN, L.; WU, H.; et al. Ultrasonic irradiation with vibration for biodiesel production from soybean oil by Novozym 435. **Process Biochemistry**, Amsterdam, v. 45, n. 4, p. 519–525, 2010.