

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO  
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS

BRUNO TORRES LEONCIO

**Uso de macroinvertebrado aquático para monitoramento da toxicidade de reatores de leito fluidificado na remoção de LAS de água residuária de lavanderia comercial**

São Carlos

2019

BRUNO TORRES LEONCIO

**Uso de macroinvertebrado aquático para monitoramento da toxicidade de reatores de leito fluidificado na remoção de LAS de água residuária de lavanderia comercial**

Monografia apresentada ao curso de graduação em Engenharia Ambiental da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Engenheiro Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Maria Bernadete A. Varesche

Co-orientador: Prof. Marcus Vinicius Freire Andrade

São Carlos

2019

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO,  
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS  
DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Prof. Dr. Sérgio Rodrigues Fontes da  
EESC/USP com os dados inseridos pelo(a) autor(a).

L582u Leoncio, Bruno Torres  
Uso de macroinvertebrado aquático para  
monitoramento da toxicidade de reatores de leito  
fluidificado na remoção de LAS de água residuária de  
lavanderia comercial / Bruno Torres Leoncio;  
orientador Maria Bernadete A. Varesche. São Carlos,  
2019.

Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) --  
Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de  
São Paulo, 2019.

1. Biofilme. 2. Surfactante LAS. 3. Reator  
biológico. 4. Monitoramento da toxidade. I.  
Título.

# FOLHA DE JULGAMENTO

---

Candidato(a): **Bruno Torres Leoncio**

Data da Defesa: 08/11/2019

Comissão Julgadora:

Resultado:

**Maria Bernadete Amancio Varesche Silva (Orientador(a))**

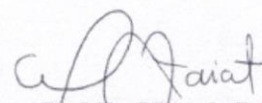
Aprovado

**Juliano José Corbi**

APROVADO

**Thaís Zaninetti Macedo Carmelo**

Aprovado

  
Prof. Dr. Marcelo Zaiat

Coordenador da Disciplina 1800091- Trabalho de Graduação

Dedico este trabalho à minha mãe,  
Andrea, meu pai, Elio, meu irmão,  
Tiago e todos meus amigos, pelo  
carinho sem medida ao longo da minha  
vida.

## AGRADECIMENTOS

Ao Universo por, de alguma forma dar sentido à vida e os destinos serem trilhados de maneira única.

À natureza, pela sua beleza e energia.

À minha família e amigos, por estarem em todos momentos da minha vida, seja eles bons e ruins.

À Universidade de São Paulo, pela oportunidade de ter finalizado o curso de Engenharia Ambiental.

Aos professores ao longo da graduação, em especial, à minha orientadora, Profa. Maria Bernadete A. Varesche que confiou em mim em todos os momentos para a execução das atividades sob sua supervisão no Laboratório de Processos Biológicos e também ao meu co-orientador, Prof. Marcus Vinicius Andrade pelo treinamento na operação dos reatores e análises físico-químicas.

À minha namorada, Rafaella, por fazer parte da minha vida de maneira singular e muito especial.

Aos meus amigos desde o início da Graduação, em especial, ao grupo SALB; Sacrato, Artur e Lucas, que me apoiam e me ajudam em diversas ocasiões.

Ao meus amigos da República Zinabre, Paulão, pH, Gaúcho, Marcelinho, Alonso, Fissa, Bolete, Humba, Lucas Maroubo, Francs, Fei, Léo e Brunão, por diversos momentos compartilhados e muitas vivências positiva.

A todos que estiveram presentes na minha vida e que, a sua maneira, contribuíram com meu crescimento pessoal e profissional.

## RESUMO

LEONCIO, B. T. **Uso de macroinvertebrado aquático para monitoramento da toxicidade de reatores de leito fluidificado na remoção de LAS de água residuária de lavanderia comercial.** 2019. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2019.

Neste trabalho, avaliou-se a toxicidade afluente e efluente de dois reatores de leito fluidificado a partir de ensaios ecotoxicológicos com a espécie *Chironomus xanthus* visando monitorar a eficiência da remoção do surfactante alquilbenzeno linear sulfonado (LAS). A inoculação dos reatores foi feita a partir da biomassa de lodos ativados. Os reatores foram operados em 4 fases com concentrações diferentes do surfactante LAS, sendo, para o Reator de Leito Fluidificado 1 (RLF1) e com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 8 horas;  $24,4 \pm 3,8$  mg.L<sup>-1</sup> na Fase I;  $35,1 \pm 9,6$  mg.L<sup>-1</sup> na Fase II;  $41,4 \pm 12$  mg.L<sup>-1</sup> na Fase III e  $52,7 \pm 13,9$  mg.L<sup>-1</sup> na Fase IV. Para o Reator de Leito Fluidificado 2 (RLF2), TDH de 12 horas, observou-se as seguintes concentração de LAS;  $27,8 \pm 7,2$  mg.L<sup>-1</sup> na Fase I,  $35,5 \pm 7,6$  mg.L<sup>-1</sup> na Fase II,  $39,3 \pm 13,4$  mg.L<sup>-1</sup> na Fase III e  $47,9 \pm 4,5$  mg.L<sup>-1</sup> na Fase IV. Verificou-se  $82,5 \pm 0,5$  % de remoção média de matéria orgânica para o RLF1 com  $415,2 \pm 54,2$  mgDQO.L<sup>-1</sup> afluente média. Para o RLF2, com concentração afluente média de  $408,3 \pm 51,1$  mgDQO.L<sup>-1</sup>, observou-se remoção média de  $83,9 \pm 4,4$  %. Em todas as fases de operação dos dois reatores, verificou-se eficiência de remoção de  $99,9 \pm 0,01$  % de LAS. O teste agudo de toxicidade foi realizado nas 4 fases dos reatores, já o crônico foi feito somente na Fase IV dos reatores. Nos ensaios ecotoxicológicos realizados, não se observou toxicidade aguda e crônica para o efluente, indicando que a remoção de LAS não gerou subprodutos tóxicos no efluente. A amostra afluente dos reatores observou-se pelo efeito agudo mortalidade de todos os organismos.

Palavras chave: biofilme, surfactante LAS, reator biológico, monitoramento de toxicidade.

## ABSTRACT

LEONCIO, B. T. **Use of aquatic macroinvertebrates for fluid bed reactor toxicity monitoring in LAS removal from commercial laundry wastewater.** 2019. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2019.

In this work, the effluent and effluent toxicity of two fluidized bed reactors was evaluated from ecotoxicological assays with *Chironomus xanthus* species to monitor the efficiency of the removal of the sulfonated linear alkylbenzene (LAS) surfactant. The inoculation of the reactors was made from activated sludge biomass. The reactors were operated in 4 phases with different concentrations of LAS surfactant, being for Fluidized Bed Reactor 1 (FBR1) and with hydraulic detention time (HDT) of 8 hours;  $24.4 \pm 3.8 \text{ mg.L}^{-1}$  in Phase I;  $35.1 \pm 9.6 \text{ mg.L}^{-1}$  in Phase II;  $41.4 \pm 12 \text{ mg.L}^{-1}$  in Phase III and  $52.7 \pm 13.9 \text{ mg.L}^{-1}$  in Phase IV. For the Fluidified Bed Reactor 2 (FBR2), 12 hour HDT, the following LAS concentration was observed;  $27.8 \pm 7.2 \text{ mg.L}^{-1}$  in Phase I,  $35.5 \pm 7.6 \text{ mg.L}^{-1}$  in Phase II,  $39.3 \pm 13.4 \text{ mg.L}^{-1}$  in Phase III and  $47, 9 \pm 4.5 \text{ mg.L}^{-1}$  in Phase IV.  $82.5 \pm 0.5 \%$  of mean organic matter removal for FBR1 was verified with  $415.2 \pm 54.2 \text{ mgCOD.L}^{-1}$  average tributary. For FBR2, with an average affluent concentration of  $408.3 \pm 51.1 \text{ mgCOD.L}^{-1}$ , an average removal of  $83.9 \pm 4.4 \%$  was observed. In all phases of operation of both reactors, removal efficiency of  $99.9 \pm 0.01 \%$  LAS was verified. The acute toxicity test was performed in the four reactor phases, whereas the chronic one was performed only in the reactor phase IV. In the ecotoxicological tests, no acute and chronic effluent toxicity was observed, indicating that the removal of LAS did not generate toxic byproducts in the effluent. The affluent reactor sample was observed by the acute mortality effect of all organisms.

Keywords: biofilm, surfactant LAS, biological reactor, toxicity monitoring.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Estrutura molecular do LAS .....	17
Figura 3.2 - Esquema de Sulfonação de LAB para a produção de LAS. ....	17
Figura 4.1 - Diagrama esquemático do reator de leito fluidificado .....	25
Figura 4.2 - Fluxograma experimental da operação dos reatores de leito fluidificado .....	26
Figura 5.1 - Variação do pH afluente e efluente em diferentes fases de operação para o RLF1 .....	30
Figura 5.2 - Variação do pH afluente e efluente em diferentes fases de operação para o RLF2 .....	30
Figura 5.3 - Remoção de matéria orgânica em RLF1 nas diferentes fases de operação. ....	37
Figura 5.4. Remoção de matéria orgânica em RLF2 nas diferentes fases de operação. ....	37
Figura 5.5 - Larvas de <i>Chironomus xanthus</i> em água destilada - controle .....	41
Figura 5.6. Ensaio crônico - larvas de <i>Chironomus xanthus</i> em amostra efluente do RLF1 ...	41
Figura 5.7. Ensaio crônico - larvas de <i>Chironomus xanthus</i> em amostra efluente do RLF2 ...	42

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Remoção de LAS em água residuária para diferentes configurações de reatores	21
Tabela 4.1 - Concentração de LAS afluyente nos reatores RLF1 e RLF2.....	26
Tabela 4.2 - Composição do Meio Dolfing.....	27
Tabela 4.3 - Análise para monitoramento do reator de leito fluidificado .....	27
Tabela 5.1 - Remoção de LAS em cada fase de operação para o RLF1 .....	31
Tabela 5.2 - Remoção de LAS em cada fase de operação para o RLF2 .....	31
Tabela 5.3 - Remoção de nitrato em cada fase de operação para o RLF1 (TDH 8 horas).....	33
Tabela 5.4 - Remoção de nitrato em cada fase de operação para o RLF2 (TDH 12 horas).....	33
Tabela 5.5 – Matéria orgânica afluyente, efluente e remoção para o RLF1 .....	35
Tabela 5.6 – Matéria orgânica afluyente, efluente e remoção para o RLF2 .....	35
Tabela 5.7 - Toxicidade aguda para o afluyente e efluente do RLF 1 nas fases de operação.....	38
Tabela 5.8 - Toxicidade aguda para o afluyente e efluente do RLF2 nas fases de operação.....	38
Tabela 5.9 - Toxicidade crônica na Fase IV de operação dos reatores RFL1 e RLF2.....	40

## LISTA DE SIGLAS

DQO	Demanda Química de Oxigênio
EGSB	Reator Anaeróbio de Leito Granular Expandido – em inglês <i>Expanded Granular Sludge Bed</i>
E.T.E,	Estação de Tratamento de Efluentes
HPLC	Cromatografia Líquida de Alta Eficiência – em inglês High performance Liquid Chromatography
LAS	Alquilbenzeno Linear Sulfonado – em inglês <i>Linear Alkylbenzene Sulphonate</i>
LC50%	Concentração Letal 50 %
RLF1	Reator de Leito Fluidificado 1
RLF2	Reator de Leito Fluidificado 2
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo - em inglês <i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO .....	13
2	OBJETIVOS .....	16
2.1	Objetivo principal.....	16
2.2	Objetivos específicos.....	16
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	16
3.1	Surfactante.....	16
3.2	Toxicidade e biodegradabilidade .....	18
3.3	Ensaio ecotoxicológicos .....	21
4	MATERIAIS E MÉTODOS .....	24
4.1	Reatores de Leito Fluidificado (RLF) .....	24
4.2	Condição experimental.....	25
4.3	Análises Físico-Químicas e Cromatográficas .....	27
4.4	Análises Ecotoxicológicas.....	28
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES .....	29
5.1	Monitoramento do pH.....	29
5.2	Remoção de LAS .....	31
5.3	Remoção de Nitrato.....	32
5.4	Remoção de matéria orgânica .....	34
5.5	Efeitos da ecotoxicidade para <i>Chironomus xanthus</i> .....	38
5.5.1	Ensaio agudos .....	38
5.5.2	Ensaio crônicos de ecotoxicidade .....	40
6	CONCLUSÕES.....	42
	REFERÊNCIAS.....	43

## 1 INTRODUÇÃO

Dentre os tipos de poluentes, aqueles cuja concentração no meio implica em desequilíbrios ecológicos por estar em condições anormais, e contaminantes, quando não há evidência direta da sua ação sobre os nichos ecológicos mesmo estando em concentrações elevadas, os surfactantes, em elevadas concentrações nos corpos hídricos, passaram a ser um problema nos ecossistemas aquáticos visto o desequilíbrio químico que é ocasionado quando esta substância age diretamente nas propriedades estruturais da água e na sua tensão superficial natural (NITSCHKE *et al.*, 2007).

Por conta da precariedade do tratamento destas águas residuárias de origem doméstica, tem-se grande exposição da biota aquática à concentração elevada de poluentes do tipo surfactante, principalmente; o surfactante aniônico Alquilbenzeno Linear Sulfonado (LAS).

O LAS é o surfactante mais comercializado e produzido mundialmente devido às demandas existentes no setor de limpeza, tais como; consumo de detergentes, sabão em pó e em líquido, alvejantes, dentre outros.

A problemática, no que diz respeito à poluição da água, emergiu nas sociedades, principalmente urbanizadas, que faziam o uso excessivo desses produtos de limpeza sem que ocorresse o devido tratamento do efluente doméstico que por sua vez, contém elevadas quantidades de compostos surfactantes presentes nesses detergentes sintéticos (NITSCHKE *et al.*, 2002).

Um dos problemas associados à poluição da água na década de 60 por parte desses detergentes sintéticos é que na sua composição havia principalmente compostos que não eram facilmente degradados por micro-organismos, a exemplo tem-se o surfactante ABS (alquilbenzenos sulfonados ramificados) (IVANKOVIC *et al.*, 2010). Posteriormente a esta época houve o surgimento do surfactante LAS. Devido ao maior poder de biodegradabilidade deste composto, houve sua expansão produtiva em detrimento das necessidades crescentes da população, empresa e questões ambientais.

Por um lado, é notória a utilidade dos surfactantes para a sociedade, entretanto, estes surfactantes após a utilização vão parar nos esgotos e efluentes. Sabe-se que a maioria das estações de tratamento (ETE) não conseguem realizar a remoção do surfactante LAS e então, estes compostos são incorporados às águas de rios com consequências danosas, principalmente, à comunidade biota. Em condições naturais e ambientais, sem utilização do biofilme, o surfactante LAS demora aproximadamente 13 dias para se biodegradar completamente (CUZZOLA *et al.*, 2005).

A produção mundial de surfactantes somou 17 milhões de toneladas em 2000 esperando-se um aumento da ordem de 4% ao ano. Estas aplicações de origem industrial são

classificadas a partir de seus usos: 54 % como detergente, 13% nas indústrias têxteis, de couro e de papel, 10% em processos químicos, outros 10% nas indústrias farmacêuticas e de cosméticos, 3% na indústria de alimentos, 2% na agricultura e os 2% restantes em outras aplicações (MUTHUSAMY *et al.*, 2008).

Esses surfactantes são os causadores da espuma nos rios, afetam as propriedades físico-químicas e biológicas dos solos, e podem permanecer no meio ambiente durante um longo período caso seu poder de biodegradabilidade seja baixo, resultando em acúmulos nos ecossistemas, criando-se condições desfavoráveis para o crescimento de determinadas espécies e relações intra ou interespecies (PENTEADO *et al.*, 2006).

O acúmulo de surfactantes no ambiente afeta seriamente o ecossistema, causando toxicidade aos mamíferos e bactérias (IVANKOVIC *et al.*, 2010; NISTCHKE *et al.*, 2002). Diante disto, é interessante do ponto de vista ambiental que ocorra o tratamento deste surfactante em qualquer sistema ou interface.

O LAS é capaz de modificar o funcionamento de proteínas e passar pelas membranas enzimáticas, provocando efeitos tóxicos em animais e também em humanos. (WINTER *et al.*, 2004). Segundo o autor ainda em seu estudo caracterizou este tipo de componente químico presente em abundância em muitos detergentes e sabões como sendo pouco biodegradável e muito tóxico em condições de temperatura e pressão ambientais. Atribui-se ao LAS maior biodegradabilidade e menor toxicidade quando comparado aos outros surfactantes.

Alguns dos efeitos colaterais mais conhecidos do LAS é o fato dele causar irritação profunda na pele a partir de concentrações em torno de 0,5 mg/L. Em determinada amostra, podendo também causar ressecamento da pele quando em contato. Outro efeito conhecido é a ocorrência de desequilíbrios hormonais de espécies tais como, produções inadequadas de peptídeos, de amins e mudanças no comportamento sexual destes organismos, quando expostas às concentrações elevadas deste surfactante (WINTER *et al.*, 2004).

Por conta desta elevada toxicidade do LAS em elevadas concentrações e baixas concentrações tornou-se necessária medidas no que diz respeito às formas de tratamento do LAS, sendo elas relacionadas à reatores que buscam remoções físicas e químicas de substâncias através de microrganismos.

O uso de técnicas de remoção de LAS de modo químico ou físico-químico elevam os gastos do tratamento destes efluentes e os processos avançados de tratamento envolvem formação de subprodutos potencialmente tóxicos ao meio ambiente, além de fazer uso de produtos químicos no tratamento. Desse modo, o tratamento biológico deste surfactante pode ser considerado favorável economicamente e ambientalmente.

Estudos sobre a remoção do surfactante LAS a partir de reatores biológicos vêm sendo realizado no Laboratório de Processos Biológicos (LPB) USP - São Carlos por diversos pesquisadores especializados, seja em condições anaeróbias e facultativas. A degradação anaeróbia tem sido muito estudada na última década por este grupo de pesquisadores. O reator

anaeróbio de leito fixo (DUARTE et al., 2008; OLIVEIRA et al., 2009) foi a primeira configuração para a remoção de LAS, posteriormente, obteve-se resultados de remoção de LAS para o reator em bateladas sequenciais (DUARTE et al., 2010). Foram utilizados também reatores com biomassa granular, tais como reator de manta de lodo (UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor*) (OKADA et al., 2013), reator anaeróbio de leito granular expandido (EGSB) (DELFORNO et al., 2012, 2015). Eficiências elevadas na remoção de LAS pôde ser identificada nos reatores de leito fluidificado (RLF) (ANDRADE et al., 2017) e reatores anaeróbio de leito fluidificado (RALF) (OLIVEIRA et al., 2013; MACEDO et al., 2015, CAROSIA et al., 2014).

De fato, existem diversas configurações de reatores visando a mesma finalidade de remoção, no entanto, é importante que haja maiores alternativas das existentes até o momento. A alternativa atrativa que surge é a utilização de bactérias desnitrificantes para a remoção do LAS devido à presença destas nas atividades de degradação de compostos orgânicos. Estas bactérias tem a vantagem de redução de nitrato a nitrogênio gasoso além da conversão e degradação dos compostos aromáticos a produtos menos tóxicos ao meio ambiente (RABUS et al., 2001).

O monitoramento ambiental pode ser feito a partir das espécies bioindicadora de qualidade da água, a essa técnica dá-se o nome de ensaios ecotoxicológicos (ZAGO et al., 2007). Estes bioensaios de toxicidade são realizados em laboratório com a finalidade de avaliar a toxicidade das amostras pré-selecionadas. Por conta disto, são ferramentas importantes na avaliação da qualidade de água e a carga poluidora de efluentes.

Os testes de toxicidade aguda são realizados normalmente de 24 horas a 96 horas de exposição desses agentes tóxicos com determinado organismo teste. Os testes de toxicidade crônica são mais longos visando identificar alterações nos organismos tais como, taxas de crescimento, fecundidade e mutações.

Neste trabalho, a escolha da espécie *Chironomus xanthus* se deve à facilidade na obtenção e convívio em grande quantidade.

Desse modo, propôs-se para este trabalho ensaios ecotoxicológicos com marcoinvertebrado aquático *Chironomus xanthus* em amostra afluenta e efluente de reatores de leito fluidificado com valores baixos de TDH (8 e 12 horas) para analisar a toxicidade de LAS oriundo de água residuária de lavanderia.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 Objetivo principal

- Avaliar a toxicidade afluente e efluente dos reatores de leito fluidificado usado na remoção de LAS ao macroinvertebrado aquático *Chironomus xanthus*.

### 2.2 Objetivos específicos

- Avaliar a toxicidade aguda do LAS em *Chironomus xanthus*.
- Avaliar a toxicidade crônica do LAS em *Chironomus xanthus*.
- Avaliar a remoção do LAS em reator de leito fluidificado em diferentes TDH e concentração de LAS;
- Avaliar a remoção de matéria orgânica e nitrato nos reatores de leito fluidificado.

## 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 3.1 Surfactante

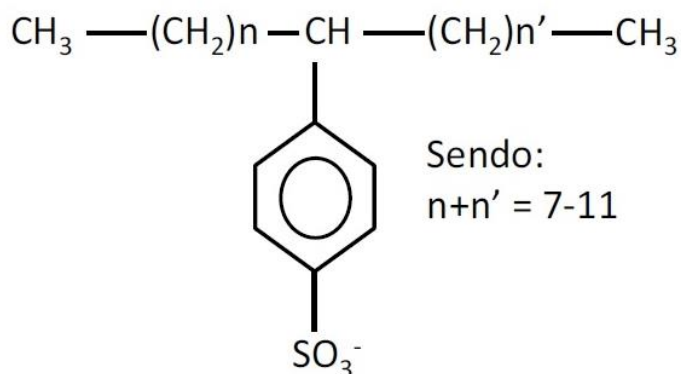
A propriedade fundamental dos surfactantes é a sua capacidade de formar micelas em solução. Esta propriedade é devido à presença de ambos os grupos hidrofóbicos e hidrofílicos em cada molécula do agente tensoativo. É a formação de micelas em solução que dá a sua detergência, e propriedades de solubilização, em aspectos mais gerais, tem-se que o termo surfactante (abreviação de superfície-ativa) designa uma substância que exhibe algumas atividades interfaciais e superficiais. (BONFIM, 2006).

O LAS é um tensoativo aniônico com moléculas caracterizadas por um anel aromático sulfonado corresponde à parte hidrofílica e a cadeia alquílica corresponde à parte hidrofóbica (Figura 3.1) (SALAGER *et al.*, 2002).

Na cadeia alquílica do LAS tem-se de 10 a 14 carbonos com a ligação do anel aromático em qualquer posição desta cadeia alquílica, exceto nos carbonos situados nas extremidades da cadeia alquílica.



Figura 3.1 - Estrutura molecular do LAS

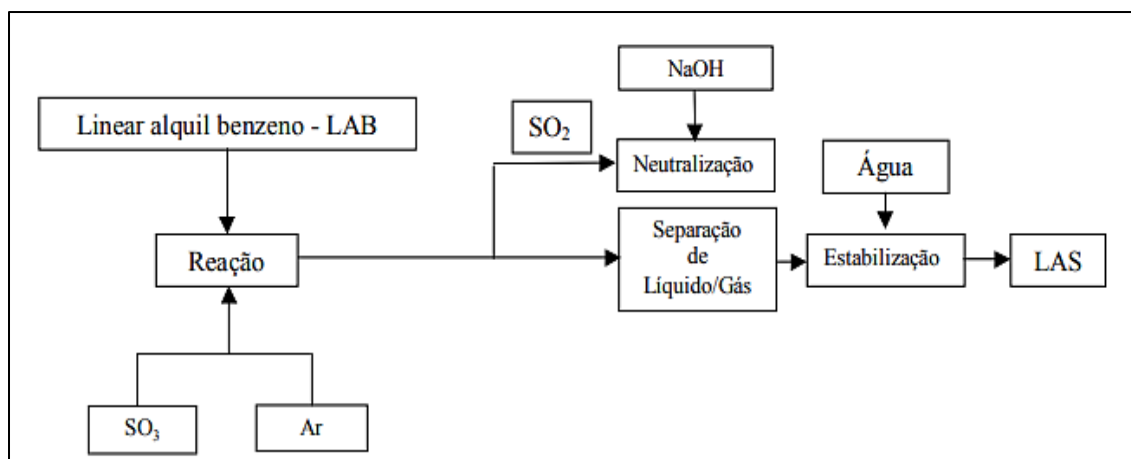


Fonte: PENTEADO *et al.*, 2006

O LAS usado comercialmente consiste em mais de 20 componentes individuais. A relação dos vários homólogos e isômeros representa um alquila de cadeia diferente, comprimentos e posições do anel aromático ao longo das cadeias de alquila lineares. Esta relação existente entre homólogos e isômeros que ocorre no LAS é única e não se aplica para os outros principais agentes tensoativos (HRENOVIC *et al.*, 2008).

A Figura 3.2 e 3.3 ilustram o modo de produção do LAS. O resultado da sulfonação de LAB (*alquilbenzeno linear*) é a formação de ácido sulfônico de alquilbenzeno, que tem a consistência de um líquido com um elevado teor ativo > 97%. Ele representa comercialmente a forma de alimentação mais importante.

Figura 3.2 - Esquema de Sulfonação de LAB para a produção de LAS.



Fonte: BUFFONI, 2006.

O ácido é então neutralizado com uma base para dar o sal final: surfactante LAS. LAS de sódio neutralizado é, de longe, o predominante. Como sal também pode ser fornecido em várias formas e teores ativos diferentes (HRENOVIC *et al.*, 2008).

O LAS é mais conhecido por suas propriedades elevadas de solubilidade. Enormes quantidades deste surfactante estão sendo usadas pela população e da indústria a cada dia, e ainda ocorrer grande dispersão desses surfactantes em diferentes compartimentos ambientais (solo, água, sedimentos).

Em 2006, a produção mundial de surfactantes subiu para 12,5 milhões de toneladas e, em 2007 mais de 3 milhões de toneladas foram produzidas no oeste da Europa (CANO *et al.*, 2010). Dentre os surfactantes, tem-se em especial o LAS da classe dos aniônicos que representa 84% do mercado brasileiro deste subsegmento. (DETEN, 2012)

Após uso em lavanderias comerciais e em indústrias químicas principalmente, são gerados efluentes com surfactantes, estes surfactantes em geral, são descarregados em sistemas de esgoto ou diretamente em águas superficiais.

Na composição da água residuária tem-se diversos de agentes limpezas tais como sabões, detergentes, alvejantes, emulsificantes e muitos outros. O LAS é um componente presente na maioria dos produtos de limpeza na atualidade devido à elevada produção pelo ramo da indústria química (RODRIGUEZ *et al.*, 2000). Desse modo, os efluentes das águas de lavanderias comerciais acabam sendo de elevada toxicidade para o meio ambiente em função da concentração de LAS (BRAGA, 2014). Braga (2014), em seu estudo, observou concentração de LAS variando de 12,20 até 1023,70 mg.L<sup>-1</sup> em água residuária de lavanderia, ao passo que, a concentração de LAS em estação de tratamento de efluente e cursos d'água estão entre 1 mg/L até 18 mg.L<sup>-1</sup> (GEROSA, 2017).

### 3.2 Toxicidade e biodegradabilidade

Murray (1996) em seu estudo observou que a toxicidade do LAS além de ser diretamente relacionada com o aumento da concentração no meio é também intensificada quando o ecossistema, contendo o surfactante, estiver naturalmente contaminado ou poluído por outras substâncias orgânicas. Atualmente efluentes industriais relacionados principalmente à produção de agentes de limpeza e de efluentes domésticos proveniente de águas de lavanderias são os principais responsáveis pelo lançamento de LAS em corpos receptores (SOUSA *et al.*, 2012).

A toxicidade do LAS, após estudos detalhados, deve-se a sua natureza linear, mesmo tendo uma elevada biodegradabilidade quando comparada com outros surfactantes (BRAGA, 2014).

O surfactante aniônico LAS reage facilmente com cátions dispersos quando dissolvido em meio orgânico, de fato, a maior parte dos solventes encontrados na natureza e em água residuária contendo organicidade como principal característica, visto os pontos positivos a

respeito da sustentabilidade ambiental da maioria desses compostos orgânicos. (ROSEN *et al.*, 2009).

Quando em solução, em baixas concentrações, de 0,5 a 1,7 mg.L<sup>-1</sup>, as moléculas tensoativas para o surfactante LAS se orientam paralelamente e se distribuem na superfície da solução, sob a forma de monômeros. À medida que a quantidade de surfactante é aumentada, os monômeros vão saturando a superfície e começam a se ordenar. Em determinada concentração ocorre a formação de uma camada unidirecional, conhecida como Concentração Micelar Crítica ou CMC. (SOUSA *et al.*, 2012).

A respeito da toxicidade do LAS, estudos mostram que dependendo do ambiente aquático há diferenças de concentrações desta substância que torna o meio contaminado visto que os surfactantes aniônicos apresentam facilidade de dissolução em solventes orgânicos e maximização do grau de toxicidade em macroinvertebrados aquáticos, pois muitos desses surfactantes acabam liberando compostos potencialmente tóxicos que estavam agregados a sua estrutura química, a exemplo tem-se os que contém sulfato, fosfato, nitrato e outros componentes químicos em suas estruturas (HOLLERT *et al.*, 2005).

No caso de algas e macrófitas aquáticas, por atuarem de diferentes formas nos tratamentos alternativos a respeito de efluentes industriais e domésticos nas denominadas *wetlands* artificiais, torna-se complicado identificar os efeitos de elevada concentração do LAS sobre o metabolismo desses organismos, dessa maneira, não há informações verídicas a respeito da concentração permitida para não ocasionar a inibição do metabolismo desses organismos (ZAGATTO *et al.*, 2006).

Em casos de toxicidade, é de extrema importância que ocorra a consideração deste efeito tóxico para a avaliação da qualidade ambiental e como diminuir a toxicidade de determinado material – no caso surfactante LAS (PRATS *et al.*, 2003).

Os principais problemas ambientais causados pelo uso indiscriminado dos surfactantes, de acordo com Penteadó (2006), são os seguintes:

- Formação de espumas, que causam poluição visual e inibem processos de depuração dos corpos receptores e nas ETEs, além de concentrarem e disseminarem impurezas, bactérias e vírus;
- Diminuição das trocas gasosas entre a atmosfera e a superfície da água pela formação de uma película isoladora na superfície da água;
- Aumento do conteúdo de fosfatos no meio aquático favorecendo o fenômeno de eutrofização;
- Elevada toxicidade para organismos aquáticos presentes nos corpos d'água receptores.

Para o ambiente aquático a toxicidade crônica e subletal de surfactantes para animais aquáticos ocorre em concentrações geralmente maiores do que 0,1 mg.L<sup>-1</sup>, como verificado para espécie *Eisenia foetida*. (RODRIGUEZ *et al.*, 2003).

O surfactante LAS é tóxico para diversos micro-organismos aquáticos, a exemplo, tem-se a espécie *Daphnia magna*, sensível a  $1,7 \text{ mg.L}^{-1}$  de LAS, o que poderá ocasionar toxicidade aguda nesta espécie quando em contato com esta concentração igual ou maior (CAROSIA, 2011).

A biodegradação é um processo de elevada importância para a remoção do LAS em estações de tratamento de esgoto sanitário principalmente àquelas que recebem águas residuária de lavanderia (PRATS et al., 2003). Esta biodegradação inicia-se pela oxidação da cadeia alquilica, dessulfonação, oxidação e rompimento do anel aromático (BRAGA, 2014).

A biodegradação aeróbia do LAS pode ser dividida em estágios: inicial, intermediário e final. Na degradação biológica inicial do LAS tem-se à perda da sua propriedade de espumante. Na etapa intermediária, há a fragmentação da molécula em segmentos menores. A etapa final da biodegradação é quando há a redução do composto inicial à estrutura menos complexa, tais como:  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{O}$  (BRAGA, 2014).

A adsorção do LAS na matéria orgânica suspensa é um fenômeno bem conhecido. Isto também ocorre nas ETEs, diminuindo a toxicidade dos surfactantes, já que as bactérias só utilizam compostos que estão em solução. Dependendo da concentração de íons Cálcio ( $\text{Ca}^{+2}$ ), o LAS pode ser solubilizado ou precipitado, causando diminuição na biodisponibilidade para organismos aquáticos e conseqüentemente a diminuição da toxicidade (VERGE et al., 2001).

Diversas são configurações de reatores biológicos utilizados em escalas de bancada e piloto para realizar a remoção de LAS de esgoto doméstico, esgoto sanitário e água residuária de lavanderia contendo elevada diversidade e variedade de compostos, principalmente de origem orgânica (CHAPMAN et al., 2006).

Dentre as configurações de reatores biológicos para a remoção de LAS, destacam-se os estudos realizados no Laboratório de Processos Biológicos em São Carlos.

A remoção de LAS por degradação biológica em reatores pôde ser evidenciada em diferentes tipos de configuração nos estudos apresentados, como exemplo, Oliveira et al. 2010 utilizou reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF); Macedo et al. (2015), reator anaeróbio de leito fluidificado (RALF); Delforno et al. (2012), reator de leito granular expandido (EGSB) e Okada et al. (2013); reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB).

Tabela 3.1 – Remoção de LAS em água residuária para diferentes configurações de reatores

Configuração do Reator	TDH (h)	LAS afluente (mg.L <sup>-1</sup> )	Remoção (%)	Referência
Reator Anaeróbio de Leito Fluidificado (RALF)	18	23	68,0	Braga, 2014
	18	7,8	28,0	Gerosa, 2017
	15	12,4	37,7	Ferreira, 2012
	15	14,4	42,4	Carosia et al. 2014
	18	18,2	51,7	Macedo, 2015
UASB	35	10,1	82,0	Okada, 2012
EGSB	39	28,8	58,6	Delforno, 2012
Reator Anaeróbio Operado em Bateladas Sequenciais (RAOBS)	24*	4,1	17,9	Blanco, 2012

\*tempo de ciclo de batelada

Os reatores que envolvem fluidificação são reatores catalíticos heterogêneos em que a massa de catalisador é fluidificada, este fato permite uma maior mistura em todas as direções ao longo da coluna vertical deste reator. Um dos resultados da mistura é a excelente estabilidade de temperatura e aumento das taxas de transferência de massa e de reação. (FOGLER & SCOTT *et al.*, 1998).

A configuração operacional destes reatores de leito fluidificado tem-se como ponto positivo a associação do meio suporte com o meio reacional implicando na formação de biofilme, conseqüentemente, maior contato entre biomassa e o substrato, aumentando a transferência de massa e energia, favorecendo o aumento da biodegradação (GEROSA, 2017).

### 3.3 Ensaios ecotoxicológicos

Paralelamente à identificação dos agentes tóxicos e suas fontes de poluição, foram estabelecidos critérios e padrões que permitiram a disposição desses agentes em níveis compatíveis à manutenção da qualidade dos recursos hídricos estabelecidos com ênfase na potabilidade (ZAGATTO *et al.*, 2006).

Muitas espécies de macroinvertebrados são sensíveis às condições adversas do meio, porém ainda não há estudos rigorosos nesse ramo da ciência. Quando se realiza um ensaio ecotoxicológico tem-se a ideia de verificar a biodisponibilidade de algum composto ou substância, ou um arranjo intermolecular presente em determinada amostra, ou seja, é a evidência se determinada substância presente no meio pode ou não ocasionar efeitos negativos para o crescimento, reprodução ou outras funções fisiológicas da comunidade biota (ZAGATTO *et al.*, 2006).

Ecotoxicidade é um termo atualmente muito em voga, dada a necessidade de se conhecer os efeitos que produtos químicos lançados no meio ambiente podem ter sobre indivíduos, sobre populações e comunidades de organismos, além de se conhecer como o homem pode ser afetado (CHAPMAN *et al.*, 2006). Nos últimos anos, em especial no pós-Revolução Industrial, uma imensa gama de substâncias químicas foi produzida de forma intencional ou como sub-produto de atividades produtivas. Algumas dessas substâncias são essencialmente artificiais, outras, apesar de terem ocorrência natural, tiveram sua concentração aumentada no meio ambiente (CANO *et al.*, 2010).

Diversas técnicas de ensaios de toxicidade são necessárias em laboratórios de produtos químicos para a detecção de algum contaminante ou poluente ambiental e elas devem cumprir alguns critérios para que sua legitimação seja confirmada por órgãos superiores, caso contrário não há a possibilidade de validação de determinado teste de toxicidade (BAIRD *et al.*, 1996). Uma das exigências que se deve ter para estes indicadores biológicos está no fato de que os organismos devem ser sensíveis a uma grande quantidade de contaminantes químicos e também serem sensíveis a outras respostas biológicas ou presença de outras espécies.

No que diz respeito ao manuseio desses organismos deve-se fazer o uso de metodologia, reproduzíveis facilmente e utilização de profissionais que conseguem identificar mudanças fisiológicas nos organismos de maneira mais rápida (GREIG *et al.*, 1996). Outro fator importante na reprodução dos testes de toxicidade está no fato de que se deve haver facilidade de interpretação das suas respostas fisiológicas e morfológicas a determinado tipo de poluente ambiental (BAIRD *et al.*, 1996).

Além das características de determinada espécie para que ocorra o sucesso dos ensaios ecotoxicológicos há também a preocupação da capacidade suporte que determinado laboratório possui em garantir com êxito todas as fases de alguma espécie bioindicadora, no caso: nascimento, crescimento, reprodução e morte caso aja poluente ambiental em determinada amostra analisada. Aliado à manutenção da integridade morfológica e fisiológica desses organismos, deve-se também atentar ao controle de temperatura, pressão, radiação solar e umidade desses ambientes a fim de proporcionar uma relação harmônica entre o meio abiótico artificial e estes organismos a serem testados nesses ensaios (BRADBURY, S. P., FEIJTEL, T. C. J. & VAN LEEUWEN *et al.*, 2004).

A seleção de técnicas para a realização destes testes de toxicidade pode ser usada em específicas situações dependendo das questões que irão ser abordadas por determinado pesquisador e na disponibilidade de recursos, visto que, não há uma única resposta ou teste biológicos de espécies que podem atender a todas as exigências ambientais e legislativas para a eficaz dos testes de toxicidade de produtos químicos e monitoramento da poluição ambiental (BRAUNBECK *et al.*, 2005).

A resposta biológica de determinada espécie deve ser relevante para o objetivo de estudo, dado que se determinada espécie responde de modo rápido a determinado poluente

ambiental não implica que esta resposta será de todos os outros organismos, desse modo criou-se uma dificuldade em decisões a respeito do monitoramento ambiental por indicadores biológicos (JOHNSON *et al.*, 2005).

Diante dessas circunstâncias no ramo da ecotoxicologia, determinou-se que é necessário ter o conhecimento na diversidade de espécies para avaliação de poluentes ambiental, assim como também, deve-se ter entendimento das mudanças fisiológicas das espécies, para que ocorra êxito nos ensaios ecotoxicológicos (VAN LEEUWEN *et al.*, 2004). Dentre estes ensaios incluem-se alguns organismos do tipo; rotíferas (*Brachionus plicatilis*), crustáceos (*Arcatia tonsa*, *Artemia Salina*, *Mysdopsis bahia*, *Daphnia similis*), peixes (*Danio rerio*, *Ceriodaphnia dubia*) e muitos outros organismos.

Estes testes proporcionam uma base de dados visando à determinação da toxicidade relativa de uma quantidade de produtos químicos em larga escala para uma variedade de espécies e, para estimar os efeitos agudos de determinadas substâncias químicas na natureza lançadas em sistemas aquáticos sem o devido tratamento; eles também auxiliam na determinação de prioridades e na concepção de estudos de toxicidade adicionais (IVANKOVIC *et al.*, 2010).

Teste de toxicidade aguda geralmente fornecem estimativas de concentração de exposição que causam 50% de mortalidade (CL50) para testar organismo durante um período de tempo especificado. Para certos invertebrados, o efeito da concentração de alguma substância química é baseado em sua imobilização, ou alguma outra reação identificável em seu estado final, em vez da letalidade (MALTBY *et al.*, 1996). A aplicação do CL50 tem ganhado grandes aceitações pelos toxicologistas e é generalizado afirmado como método mais preciso de avaliação dos efeitos adversos de diversos produtos químicos em contato com o ecossistema local (CHAPMAN *et al.*, 2006).

De acordo com a Resolução da Secretaria do Meio Ambiente da Diretoria Plena da CETESB Resolução SMA nº 03/2000 - Artigo 1º (22/02/2000), as substâncias químicas presentes no efluente não devem causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor. Esta Resolução que implementa o controle ecotoxicológico de efluentes líquidos, é pioneira no Brasil, pois considera possíveis interações entre compostos presentes nos efluentes. Os limites de toxicidade são estabelecidos para cada efluente, podendo ser reavaliados pela CETESB, desde que o emissor apresente estudos sobre a toxicidade do efluente a pelo menos três espécies de organismos aquáticos, variabilidade da toxicidade ao longo do tempo e dispersão de efluente no corpo receptor.

A literatura contém numerosos artigos tratando da toxicidade aguda em determinados ambientes aquáticos contendo grande diversidade de espécies de peixes e principalmente a variabilidade de invertebrados. No entanto, há uma tremenda necessidade para um compêndio conciso de dados de toxicidade de uma grande variedade de produtos químicos e espécies de ensaio (HOLLERT *et al.*, 2005).

Desse modo, é importante ter a consciência de que ensaios de ecotoxicidade são atividades integralmente licenciadas por órgãos ambientais e, em grande parte dos casos, tem-se uma legislação ambiental a ser seguida para que se tenha maior confiabilidade em seus resultados aliados ao equilíbrio de população das espécies usadas como bioindicadoras (SILVA *et al.*, 2017).

Portanto, hoje é reconhecido que os ensaios ecotoxicológicos possuem a peculiaridade de avaliar os efeitos biológicos de componentes químicos presentes em efluentes líquidos de forma adequada e abrangente quando realizada em várias etapas de trabalho, englobando possivelmente todos os seus constituintes químicos, principalmente pelo fato de acusar a biodisponibilidade das substâncias presentes e verificar a toxicidade desta substância em contato com estes organismos de indicação biológica.

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

Este trabalho foi realizado com a finalidade de avaliar a toxicidade de amostras afluentes e efluentes de reator de leito fluidificado usado na remoção de LAS de água residuária de lavanderia, por meio de ensaios de ecotoxicologia.

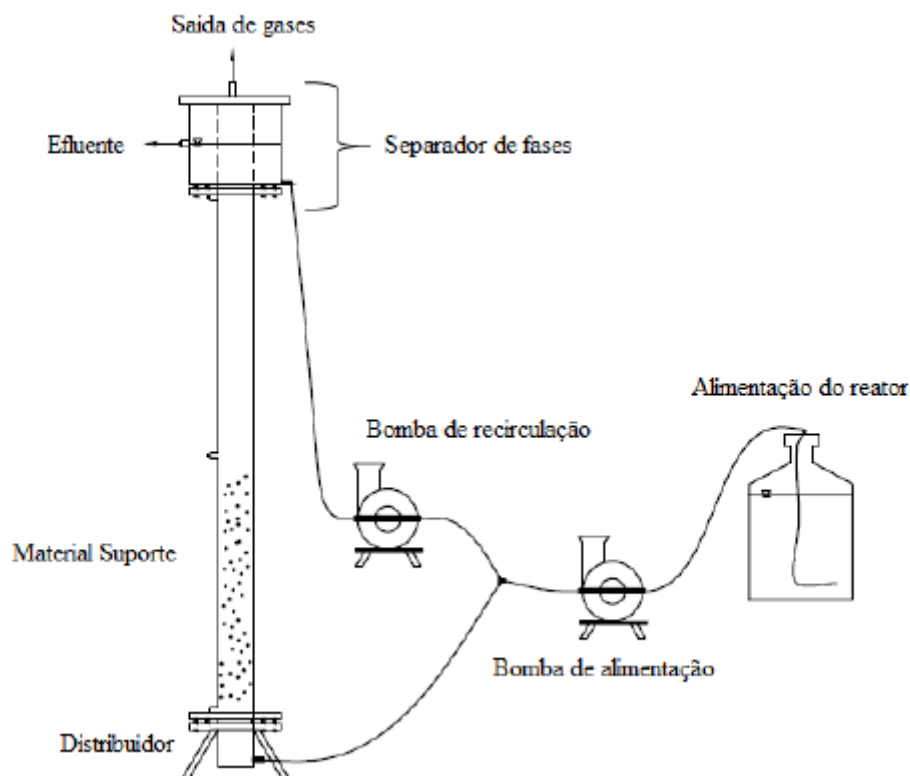
### 4.1 Reatores de Leito Fluidificado (RLF)

Os reatores de leito fluidificados utilizados nesta pesquisa, encontravam-se sob operação há 436 dias tratando água residuária de lavanderia, tendo ambos 4,0 cm de diâmetro e 100 cm de altura (Figura 4.1), vazão de recirculação de 70,3 L.h<sup>-1</sup> para manter o mínimo de fluidificação de areia (ANDRADE *et al.*, 2017). A alimentação foi realizada a partir de água residuária comercial conservada na geladeira.

A biomassa aderida ao meio suporte, portanto, encontrava-se adaptada ao surfactante. O RLF 1 operou em TDH de 8 horas, enquanto o RLF 2 operou em TDH de 12 horas.



Figura 4.1 - Diagrama esquemático do reator de leito fluidificado



Fonte: ANDRADE et al., 2017

## 4.2 Condição experimental

A água de lavanderia utilizada no trabalho foi coletada de uma lavanderia comercial de São Carlos (SP) e foi dada preferência àquelas provindas da lavagem de roupas claras. Os reatores fluidificados foram alimentados com água de lavanderia diluída em meio sintético. O reator foi operado em fases distintas (Tabela 4.1) em função da concentração de LAS. Ressalta-se que ambos os reatores foram operados por 189 dias.

Houve adição etanol ( $97,5 \text{ mg.L}^{-1}$ ) como co-substrato e adição de nitrato como aceptor de elétrons na concentração de  $88 \text{ mg.L}^{-1}$  ( $19,7 \text{ mg N-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ ). Estas concentrações foram determinadas em ensaio em batelada através de design de composto central rotacional que definiu as concentrações ótimas de degradação de LAS sob condição desnitrificante (ANDRADE et al., 2017).

Tabela 4.1 - Concentração de LAS afluente nos reatores RLF1 e RLF2

	Tempo de duração (dias)	LAS afluente (mg.L <sup>-1</sup> ) RLF1	LAS afluente (mg.L <sup>-1</sup> ) RLF2
Fase I	63	24,4 ± 3,8	27,8 ± 7,2
Fase II	49	35,1 ± 9,6	35,5 ± 7,6
Fase III	42	41,4 ± 12,0	39,3 ± 13,4
Fase IV	35	52,7 ± 13,9	47,9 ± 4,5

A Figura 4.2 mostra o fluxograma experimental do trabalho.

Figura 4.2 - Fluxograma experimental da operação dos reatores de leito fluidificado

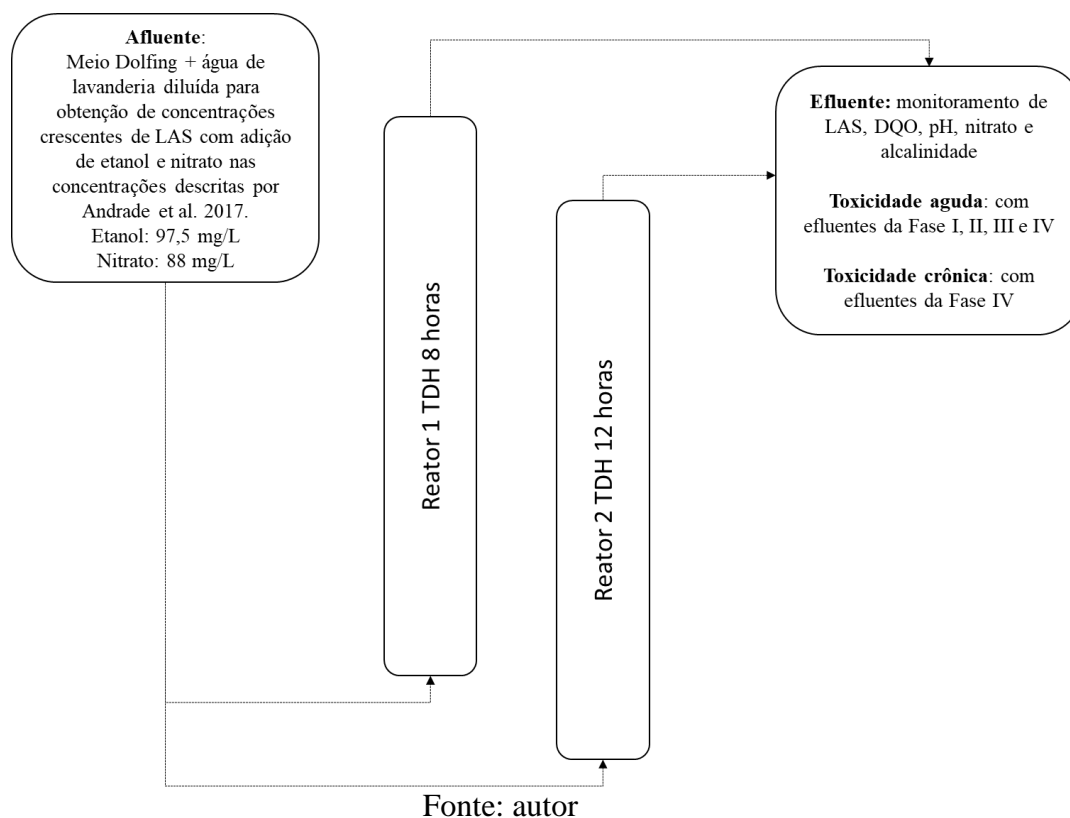


Tabela 4.2 - Composição do Meio Dolfig

Componentes	Quantidade – q.s.p. 1000 mL de água ultrapurificada
MgSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	0,1 g
NH <sub>4</sub> Cl	0,11 g
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	0,33 g
Na <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	1,2 g
Solução de micronutrientes	1 mL

Fonte: DOLFING et al., 1990

#### 4.3 Análises Físico-Químicas e Cromatográficas

Para acompanhamento analítico dos reatores foram retiradas amostras afluentes e efluentes dos reatores seguindo os parâmetros e frequências apresentados na Tabela 4.2.

Tabela 4.3 - Análise para monitoramento do reator de leito fluidificado

Parâmetro	Método	Frequência	Referência
<b>LAS</b>	Cromatográfico	2x	Duarte (2006)
<b>DQO</b>	Espectrofotométrico	2x	APHA (2012)
<b>pH</b>	Potenciométrico	2x	APHA (2005)
<b>Alcalinidade</b>	Titulométrico	2x	Dillalo e Albertson (1961) modificada por Ripley <i>et al.</i> (1986)
<b>Nitrato</b>	Espectrofotométrico	1x	APHA (2005)

As determinações de pH, alcalinidade, e DQO foram realizadas segundo os procedimentos de APHA (2005). A concentração do LAS foi determinada através da metodologia desenvolvida e validada por Duarte et al. (2006). As amostras foram previamente filtradas a 0,22µm e em seguidas injetadas em HPLC, com fluxo de 0,5 mL.min<sup>-1</sup> tendo metanol/perclorato de sódio (70%/30%) como eluentes.

Utilizou-se o kit HACH Nitraver® para detecção das concentrações afluentes e efluentes de nitrato expressas em miligramas de nitrogênio ( $N-NO_3^-$ ) e o limite de detecção foi de  $0,3 \text{ mg.L}^{-1}$  a  $30 \text{ mg.L}^{-1}$ .

#### 4.4 Análises Ecotoxicológicas

As amostras utilizadas para os testes foram afluentes e efluentes dos reatores de leito fluidificado RLF1 e RLF2 empregados na remoção de LAS de água residuária de lavanderia comercial.

Os testes de toxicidade aguda foram realizados em frascos de 1L. Em cada frasco foi adicionado 300 mL de amostra, 10 mL de solução alimento (ração para peixe diluído em água) e 10 larvas no III instar do *Chironomus xanthus* para o ensaio ecotoxicológico agudo e I instar para o ensaio ecotoxicológico crônico. Os frascos foram mantidos em fotoperíodo durante 96 horas. Após este período os organismos foram contados com auxílio de lupa para verificar a mortalidade. Os ensaios controles foram realizados utilizando-se água destilada, solução alimento e 10 larvas no III instar do *Chironomus xanthus*. A taxa de mortalidade foi calculada a partir do número de organismos vivos e não vivos.

Nesses ensaios foi utilizada técnicas referentes à ensaios de efeito agudo, que consiste em, avaliar a capacidade de determinada amostrar em causar efeitos danosos (em geral morte ou imobilidade) ao organismo-teste *Chironomus xanthus* após um curto período de exposição à amostra (normalmente 96 horas). Se a amostra de efluente apresentou toxicidade aguda, significa que ela é tóxica o suficiente para matar os organismos, mesmo quando eles ficam expostos a ela por pouco tempo.

Em todas as etapas de operação do RLF1 e RLF2 foram realizados ensaios agudos de toxicidade. Para a etapa IV de ambos os reatores otimizados foram feitos ensaios crônicos de toxicidade.

De forma similar ao ensaio agudo, 10 larvas I instar foram expostas em contato com amostras afluentes e efluentes dos reatores RLF1 e RLF2. Os testes de toxicidade crônica foram realizados em frascos com capacidade de 1L. Em cada frasco foi adicionado 300 mL de amostra (afluente ou efluente), 10 larvas do *Chironomus xanthus* e 5 mL de solução alimento (ração para peixe diluído em água), o ensaio foi conduzido durante 10 dias e observou-se a mortalidade e desenvolvimento das larvas. Cabe ressaltar que cada frasco, após período de 96 horas foi alimentado novamente com 5 mL de solução alimento.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1 Monitoramento do pH

Em relação ao pH de ambos os reatores é importante ressaltar que foram sempre na faixa de 6,90 a 8,10. De acordo com a Legislação Federal CONAMA 357/2005, o valor aceitável de pH para efluentes é de 5 a 9. Desse modo, notou-se que o valor médio neste estudo está dentro deste limite de aceitação em todas as amostras observadas (Figuras 5.1 e 5.2).

Na fase inicial o valor do pH afluente para o RLF1 e RLF2, respectivamente, foi  $7,14 \pm 0,16$  e  $7,14 \pm 0,15$ . Observou-se pH efluente de  $7,49 \pm 0,23$  para o RLF1 e  $7,61 \pm 0,15$  para o RLF2. Desse modo, percebeu-se que nesta fase inicial de operação as diferenças de pH afluente entre os dois reatores foram insignificantes, porém, quando realizou medições para o pH efluente, notou-se que os valores foram diferentes de modo significativo.

Na 2ª Fase de estudo, observou-se que houve aumento no valor de pH para o RLF1 afluente e efluente e diminuição do pH para o RLF2 afluente e aumento do pH efluente. Para o RLF1 o valor de pH afluente foi de  $7,18 \pm 0,09$  e efluente foi  $7,65 \pm 0,15$ ; e para o RLF2 o pH afluente foi de  $7,12 \pm 0,11$  e pH efluente de  $7,71 \pm 0,15$ .

Nas amostras efluentes da 2ª fase de ambos os reatores, percebeu-se elevação dos valores de pH, sendo, para o RLF1,  $7,65 \pm 0,15$ , e para o RLF2,  $7,71 \pm 0,15$ . A variação de pH para o RLF1 foi de 6,98 a 7,99, e para o RLF2 foi 6,94 a 7,90.

A 3ª fase, para os dois reatores foi uma etapa em que houve o aumento de pH afluente e efluente. No que diz respeito ao RLF1 o pH afluente foi de  $7,50 \pm 0,16$ , e para o RLF2, o pH foi de  $7,38 \pm 0,13$ . Para amostras efluentes, o pH para o RLF1 e RLF2 foram, respectivamente,  $7,86 \pm 0,12$  e  $7,83 \pm 0,07$ . Sobre a variação encontrada nos valores de pH, observou valores mínimos de 7,38 (RLF1) e 7,18 (RLF2) para amostra afluente, e valores máximos de 8,03 (RLF1) e 7,94 (RLF2) para amostra efluente.

Para a 4ª fase, observou-se aumento de pH afluente e efluente para os reatores quando comparado à todas as fases anteriores citadas. No RLF1 observou pH afluente de  $7,56 \pm 0,08$  e pH efluente de  $7,75 \pm 0,1$ , e para o RLF2  $7,46 \pm 0,07$  de pH afluente e  $7,82 \pm 0,11$  de pH efluente. Nesta fase obteve-se os seguintes valores mínimos e máximos, para RLF1 e RLF2, respectivamente: 7,48 e 7,88 (amostra afluente); 7,34 e 7,98 (amostra efluente).

Figura 5.1 - Variação do pH afluente e efluente em diferentes fases de operação para o RLF1

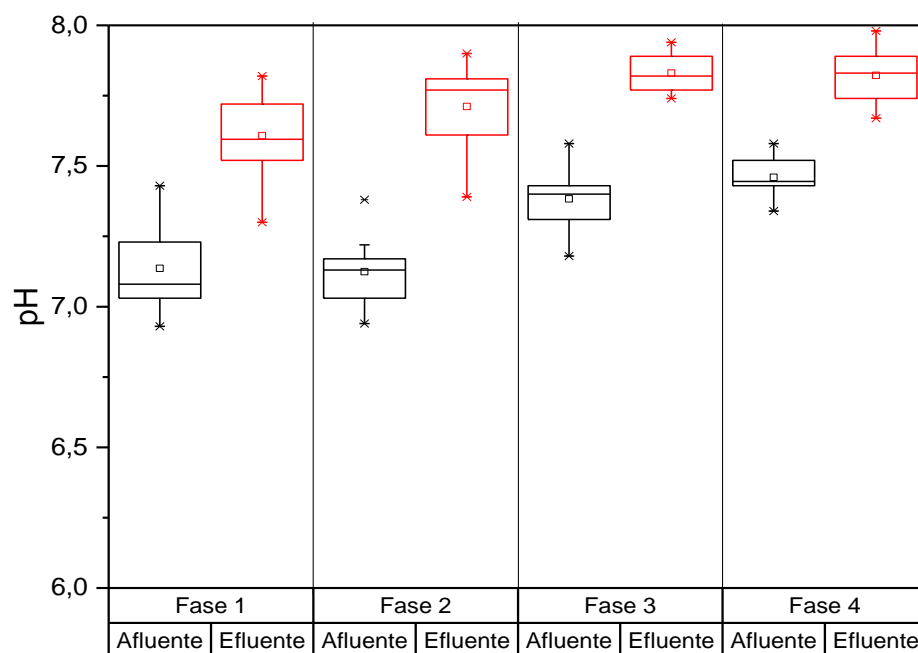
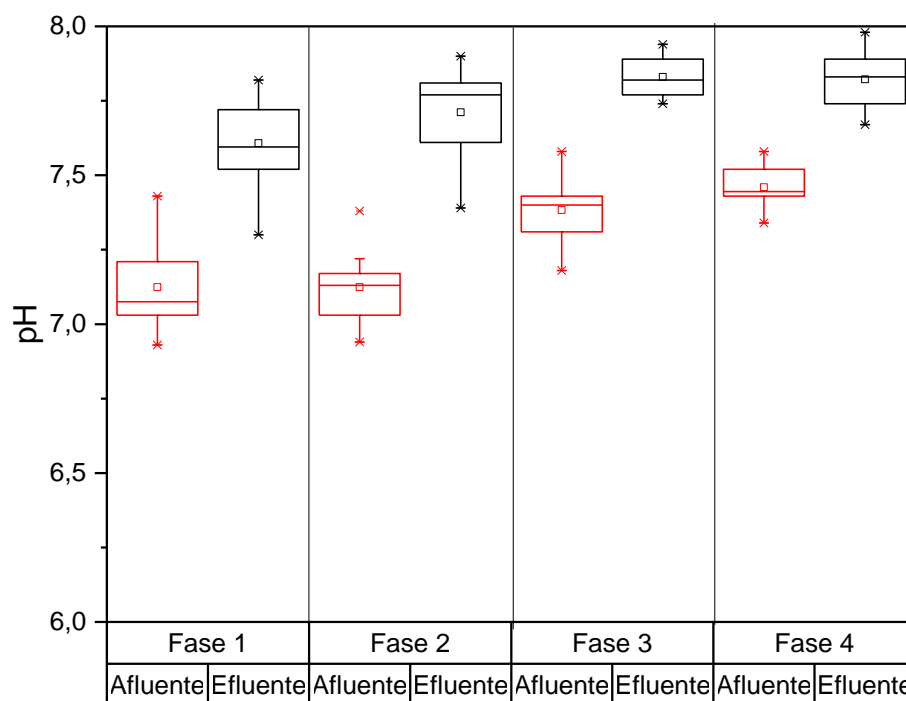


Figura 5.2 - Variação do pH afluente e efluente em diferentes fases de operação para o RLF2



Notou-se que o caráter básico do meio foi um fator importante na eficiência da remoção de compostos orgânicos e tóxicos, visto que, a capacidade de reprodução das bactérias facultativas terem esta faixa de reprodução como mais propícia e, portanto, maior ação sobre o substrato. Por conta disso, caso houvesse pH efluente mais ácido do que o pH afluente, os reatores apresentariam menor eficiência na remoção destes compostos.

## 5.2 Remoção de LAS

Na 1ª fase de operação (Tabela 5.1 e 5.2) para os dois reatores observou-se elevada remoção de LAS (99,9%), sendo a concentração de LAS afluente para o RLF 1 de  $24,4 \pm 3,8$  mg.L<sup>-1</sup> e para o RLF2 de  $27,8 \pm 7,2$  mg.L<sup>-1</sup>.

Na Fase II, para concentração de LAS afluente de  $35,1 \pm 9,6$  mg.L<sup>-1</sup> no RLF1, e  $35,5 \pm 7,6$  mg.L<sup>-1</sup> de LAS afluente no RLF2 observou-se remoção de 99,8 % e 99,9 %, respectivamente. Percebeu-se que o aumento da concentração de LAS afluente não influenciou no processo de remoção do surfactante de água residuária de lavanderia. Jimenez (2000) observou a remoção de 94% para 33 mg.L<sup>-1</sup> de LAS padrão afluente empregando o tratamento fotocatalítico, utilizando-se a luz solar como fonte de luz UV. Solução de LAS padrão (33mg/L), H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (agente oxidante) e óxido de titânio - TiO<sub>2</sub> (catalisador) foi preparada para o experimento, realizado em um reator de fotodegradação.

Na 3ª fase de operação, em RLF1 aplicou-se  $40,9 \pm 13,1$  mg.L<sup>-1</sup> de LAS afluente e remoção de 99,9%, enquanto para o RLF2 a remoção de LAS foi de aproximadamente 99,86 % para  $39,3 \pm 13,4$  mg.L<sup>-1</sup> de LAS afluente. Na Fase IV de operação, houve remoção de 99,9 % para os dois reatores, mesmo para maior concentração de LAS afluente,  $52,7 \pm 13,9$  mg.L<sup>-1</sup> no RLF1 e  $47,9 \pm 4,5$  mg.L<sup>-1</sup> no RLF2. Observou-se que as diferenças de TDH não tiveram influências significativas na eficiência de remoção de LAS, tais como a concentração de LAS afluente.

Tabela 5.1 - Remoção de LAS em cada fase de operação para o RLF1

	LAS afluente (mg.L <sup>-1</sup> )	LAS efluente (mg.L <sup>-1</sup> )	Remoção (%)
Fase 1	$24,4 \pm 3,8$	$0,03 \pm 0,01$	$99,90 \pm 0,01$
Fase 2	$35,1 \pm 9,6$	$0,07 \pm 0,02$	$99,90 \pm 0,01$
Fase 3	$40,9 \pm 13,1$	$0,04 \pm 0,01$	$99,86 \pm 0,02$
Fase 4	$52,7 \pm 13,9$	$0,05 \pm 0,01$	$99,90 \pm 0,01$

Tabela 5.2 - Remoção de LAS em cada fase de operação para o RLF2

	LAS afluente (mg.L <sup>-1</sup> )	LAS efluente (mg.L <sup>-1</sup> )	Remoção (%)
Fase 1	$27,8 \pm 7,2$	$0,03 \pm 0,01$	$99,90 \pm 0,01$
Fase 2	$35,5 \pm 7,6$	$0,07 \pm 0,02$	$99,80 \pm 0,02$
Fase 3	$39,3 \pm 13,4$	$0,04 \pm 0,01$	$99,90 \pm 0,01$
Fase 4	$47,9 \pm 4,5$	$0,05 \pm 0,01$	$99,90 \pm 0,01$

Condições semelhantes de concentração de LAS na Fase I do RLF1 e RLF2 foram estudadas por Verge (2001) com  $20 \text{ mg.L}^{-1}$  de LAS afluyente em reator UASB, e TDH de 12 horas. Em 52 dias de operação foi obtido 76% na remoção. Almendariz (2001) avaliou a remoção de LAS padrão ( $20 \text{ mg.L}^{-1}$ ), com lactose como co-substrato e nitrato ( $80 \text{ mg.L}^{-1}$ ), em reator UASB com TDH de 24 horas. Sob tais condições, o autor obteve remoção de 41%. Oliveira et al. (2010), utilizaram RALF com TDH de 18 horas, e verificaram remoção média de 98% para  $20 \text{ mg.L}^{-1}$  de LAS afluyente padrão.

Oliveira et al. (2010) utilizaram RALF, TDH de 18 horas e  $38.4 \pm 5.7 \text{ mg.L}^{-1}$  de LAS padrão afluyente e os seguintes cosubstratos: extrato de levedura ( $500 \text{ mg.L}^{-1}$ ), sacarose ( $80 \text{ mg.L}^{-1}$ ). Os autores obtiveram remoção de  $93 \pm 3 \%$  de LAS. Duarte (2015) utilizaram reator em batelada em ciclo de 24 horas com condições de desnitrificação, e em uma das fases fazendo o uso de  $30 \text{ mg.L}^{-1}$  de LAS afluyente padrão, extrato de levedura ( $500 \text{ mg.L}^{-1}$ ), sacarose ( $80 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e verificaram remoção de  $51,2 \%$ .

Faria et al. (2017), utilizando reator EGSB com TDH de 36 horas na remoção de LAS de água residuária de lavanderia, obtiveram remoção de  $77,2 \pm 14,9 \%$  para  $15,3 \pm 4,9 \text{ mg.L}^{-1}$  de LAS afluyente e  $55,3 \pm 18,4 \%$  para  $24,1 \pm 4,1 \text{ mg.L}^{-1}$  de LAS afluyente. O aumento da concentração de LAS influenciou negativamente na eficiência do reator.

Delforno et al. (2015) utilizaram reator EGSB para a remoção de LAS com TDH de 38 horas. Em sua Fase II de operação, obtiveram remoção de  $92,9 \pm 10,3 \%$  de LAS para  $12,0 \pm 3,2 \text{ mg.LAS.L}^{-1}$  afluyente. Para a Fase III, observou-se remoção de  $58,6 \pm 25,8 \%$  de LAS para  $28,8 \pm 6,4 \text{ mg.LAS.L}^{-1}$  afluyente. Segundo os autores, a queda de eficiência na remoção de LAS foi por conta do aumento da concentração de Sulfeto ( $\text{S}^{-2}$ ) no reator devido à maior atividade de redução de sulfato.

Os resultados elevados na remoção de LAS nesta configuração operacional dos reatores se deve principalmente à adaptação dos microorganismos ao inóculo utilizado nesta pesquisa proveniente de uma estação de tratamento por lodos ativados. Nos outros trabalhos citados acima, o inóculo era proveniente de sistemas anaeróbios, ou seja, metabolismos diferentes.

A característica da fluidificação do RLF e RALF com TDH menores que 18 horas favorecem a diluição do composto tóxico afluyente e maior contato com o biofilme, favorecendo, deste modo, maior ação das bactérias sobre o substrato, implicando, em maior eficiência na remoção do composto LAS.

### 5.3 Remoção de Nitrato

Para a Fase 1 do RLF1 e RLF2, obteve-se diferença do valor de remoção, sendo de  $74,8 \pm 9,62 \%$  para o RLF1 e  $91 \pm 5,64 \%$  para o RLF2 (Tabelas 5.3 e 5.4), para concentração de



nitrito afluente de  $13,70 \pm 2,51$  e  $11,46 \pm 4,18$  mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente para RLF1 e RLF2.

Na 2ª fase de operação os valores de nitrito afluente para os dois reatores foram semelhantes, sendo de  $15,81 \pm 2,33$  mg.L<sup>-1</sup> para o RLF1 e  $15,97 \pm 2,54$  mg.L<sup>-1</sup> para o RLF2. Nesta fase, o valor de remoção foi o menor em comparação à fase 1, tanto para o RLF1 como para o RLF2. No RLF1 a remoção foi de  $64,6 \pm 10,89$  % e no RLF2 foi de  $76,84 \pm 13,74$  %.

Na 3ª e 4ª fase, respectivamente, a remoção de nitrito para o RLF1 foi de  $87,52 \pm 6,46$  % e  $75,62 \pm 11,38$  % para  $15,68 \pm 2,27$  mg.L<sup>-1</sup> e  $13,11 \pm 0,76$  mg.L<sup>-1</sup> afluente, respectivamente. Para o RLF2 verificou-se remoção de  $84,3 \pm 2,45$  % na 3ª fase e  $86,34 \pm 4,30$  % na 4ª fase para  $17,04 \pm 2,38$  mg.L<sup>-1</sup> (Fase 3) e  $14,36 \pm 0,78$  mg.L<sup>-1</sup> (Fase 4) de nitrito afluente, respectivamente.

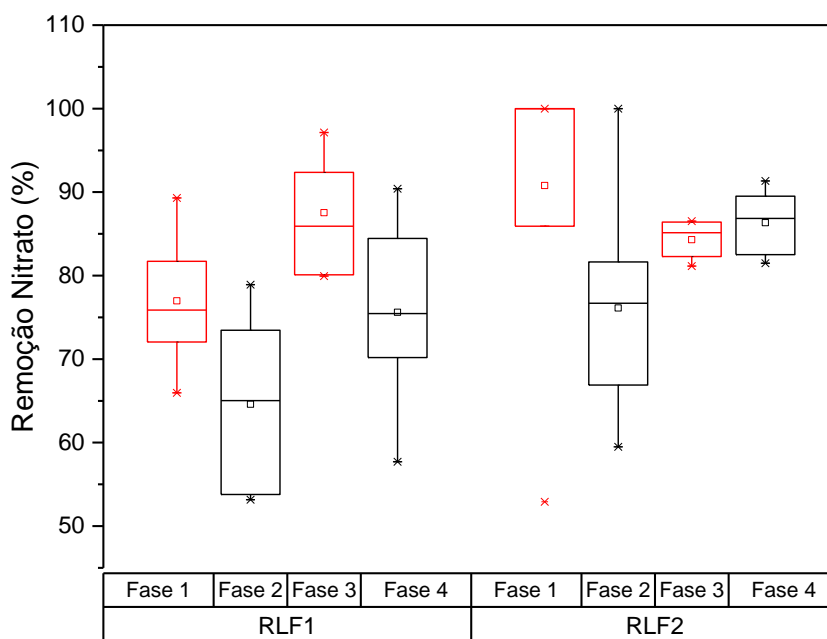
Tabela 5.3 - Remoção de nitrito em cada fase de operação para o RLF1 (TDH 8 horas)

	Nitrito afluente (mg.L <sup>-1</sup> )	Nitrito efluente (mg.L <sup>-1</sup> )	Remoção (%)
Fase 1	$13,70 \pm 2,51$	$3,50 \pm 1,56$	$74,80 \pm 9,62$
Fase 2	$15,81 \pm 2,33$	$5,60 \pm 1,80$	$64,60 \pm 10,89$
Fase 3	$15,68 \pm 2,27$	$1,90 \pm 1,03$	$87,52 \pm 6,46$
Fase 4	$13,11 \pm 0,76$	$3,20 \pm 1,42$	$75,62 \pm 11,38$

Tabela 5.4 - Remoção de nitrito em cada fase de operação para o RLF2 (TDH 12 horas)

	Nitrito afluente (mg.L <sup>-1</sup> )	Nitrito efluente (mg.L <sup>-1</sup> )	Remoção (%)
Fase 1	$11,46 \pm 4,18$	$1,50 \pm 1,50$	$91,00 \pm 5,64$
Fase 2	$15,97 \pm 2,54$	$3,90 \pm 2,13$	$76,84 \pm 13,74$
Fase 3	$17,04 \pm 2,38$	$2,70 \pm 0,44$	$84,30 \pm 2,45$
Fase 4	$14,36 \pm 0,78$	$1,90 \pm 0,54$	$86,34 \pm 4,30$

A Figura 5.3 representa a remoção de nitrato nas 4 fases de operação dos reatores.



Notou-se que a mudança da Fase I para a Fase II em ambos os reatores houve uma diminuição considerável da eficiência na remoção de Nitrato, assim como o ocorrido na remoção de matéria orgânica dos reatores quando houve este aumento na concentração da LAS afluyente. A eficiência de LAS se manteve elevada na passagem de Fase, porém, este aumento pode ter sido desfavorável no desenvolvimento inicial das bactérias desnitrificantes, visto que, houve diminuição no processo de desnitrificação.

De modo geral, a remoção de Nitrato indica que houve o processo de desnitrificação nestas condições operacionais, consequentemente, há o indicativo de que as bactérias desnitrificantes estavam adaptadas ao meio.

#### 5.4 Remoção de matéria orgânica

Observou-se resultados satisfatórios tanto em RLF1 como em RLF2 a respeito da remoção da matéria orgânica em todas as fases apresentadas. Verificou-se maior remoção na 1ª fase de operação para os dois reatores. Para o RLF1, a matéria orgânica afluyente e efluente foram de  $409,04 \pm 65,30 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $52 \pm 32,78 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente e remoção de  $87,2 \pm 8,38 \%$ . Em RLF2 a remoção de matéria orgânica foi superior àquela observada em RLF1, de  $403,8 \pm 51,09 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $31,3 \pm 19,8 \text{ mg.L}^{-1}$  afluyente e efluente, respectivamente e remoção de  $92,4 \pm 4,9\%$  (Tabela 5.5).

Na 2ª fase houve diminuição da remoção de matéria orgânica para ambos os reatores. Para o RLF1, observou-se  $392 \pm 96,36 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $81,16 \pm 18,88 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente para

afluente e efluente, e remoção de  $78,8 \pm 8,2\%$ , valor inferior ao observado na fase 1.

A remoção de matéria orgânica em RLF2 foi de  $79,33 \pm 5,24\%$ , tendo sido observado  $424,32 \pm 52,35 \text{ mg.L}^{-1}$  para afluente e  $87,55 \pm 23,43 \text{ mg.L}^{-1}$  para efluente. Nesta fase observou-se que o valor máximo (afluente) e valor mínimo (efluente) de matéria orgânica, respectivamente para o RLF1 e o RLF2 foram de  $620,75$  e  $54,76 \text{ mg.L}^{-1}$ ;  $596,16$  e  $23,71 \text{ mg.L}^{-1}$ . Nesta fase observou-se a menor remoção de matéria orgânica ao longo do tempo de operação (Tabela 5.1 e 5.2).

Na 3ª fase verificou-se para o RLF1 remoção de matéria orgânica de  $80,74 \pm 5,94\%$ , para  $75,56 \pm 31,31 \text{ mg.L}^{-1}$  afluente e  $91,06 \pm 26,22 \text{ mg.L}^{-1}$  efluente (Tabela 5.1). Para o RLF2 a remoção foi de  $80,69 \pm 2,47\%$  para  $461,07 \pm 37,03 \text{ mg.L}^{-1}$  afluente e  $88,44 \pm 7,95 \text{ mg.L}^{-1}$  efluente (Tabela 5.6).

Na 4ª fase verificou-se remoção de  $83,4 \pm 8,43\%$  para o RLF1 (Tabela 5.5) e  $83,2 \pm 5,08$  para o reator RLF2 (Tabela 5.6). A Figura 5.3 e Figura 5.4 mostram estes resultados em forma de gráfico.

Tabela 5.5 – Matéria orgânica afluente, efluente e remoção para o RLF1

	LAS afluente ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	DQO Afluente ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	DQO Efluente ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Remoção (%)
Fase 1	$24,4 \pm 3,8$	$409,04 \pm 65,30$	$52 \pm 32,78$	$87,2 \pm 8,38$
Fase 2	$35,1 \pm 9,6$	$392 \pm 96,36$	$81,16 \pm 18,88$	$78,8 \pm 8,2$
Fase 3	$40,9 \pm 13,1$	$475,56 \pm 31,31$	$91,06 \pm 26,22$	$80,74 \pm 5,94$
Fase 4	$52,7 \pm 13,9$	$384,2 \pm 83,87$	$66,72 \pm 29,88$	$83,4 \pm 8,43$

Tabela 5.6 – Matéria orgânica afluente, efluente e remoção para o RLF2

	LAS afluente ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	DQO Afluente ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	DQO Efluente ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Remoção (%)
Fase 1	$27,8 \pm 7,2$	$403,8 \pm 51,09$	$31,3 \pm 19,8$	$92,4 \pm 4,9$
Fase 2	$35,5 \pm 7,6$	$424,32 \pm 52,35$	$87,55 \pm 23,43$	$79,33 \pm 5,24$
Fase 3	$39,3 \pm 13,4$	$461,07 \pm 37,03$	$88,44 \pm 7,95$	$80,69 \pm 2,47$
Fase 4	$47,9 \pm 4,5$	$343,9 \pm 64,11$	$57,05 \pm 17,71$	$83,2 \pm 5,08$

Observou-se no decorrer das fases de operação que o aumento da concentração de LAS afluente da fase 1 para a fase 2 em ambos os reatores foi desfavorável para a remoção de matéria orgânica (Tabela 5.5 e 5.6). A diminuição de remoção de matéria orgânica da fase 1 para a fase 2 pode ser explicada pelo fato de que os compostos xenobióticos da água residuária de lavanderia influenciaram a atividade microbiana na degradação da matéria orgânica (BRAGA *et al.*, 2014).

Braga (2014) e Oliveira (2010) em estudos da biodegradação do LAS em reatores RALF, notaram a não existência de interferência na remoção de matéria orgânica, nas mudanças de fases posteriores, devido à presença de LAS ou de outros compostos da água residuária de lavanderia comercial, ou seja, houve diminuição na remoção de matéria orgânica apenas na mudança da fase inicial para segunda, nas outras mudanças, os autores não

verificaram diminuição da remoção de matéria orgânica.

Delforno et al. (2015) utilizando reator EGSB com TDH de 38 horas obteve eficiência de  $89 \pm 19$  % para DQO média afluyente de  $755 \pm 277$  em sua Fase I, na qual, estava ocorrendo a adaptação dos microorganismos. Na Fase II houve remoção de  $61 \pm 15$  % de DQO média afluyente de  $221 \pm 81$ . Em sua Fase III houve remoção de  $48 \pm 19$  % de DQO média afluyente de  $237 \pm 114$ . Notou-se, em seu trabalho, que houve diminuição da eficiência de remoção de DQO com o aumento da concentração de LAS. Na Fase I, II e III a concentração de LAS foi, respectivamente de,  $1 \pm 0,1$  mg.L<sup>-1</sup>;  $12,0 \pm 3,2$  mg.L<sup>-1</sup>;  $28,8 \pm 6,4$  mg.L<sup>-1</sup>, diferente do ocorrido em Braga et al. (2015) e Andrade et al. (2017).

Oliveira et al. (2010) obtiveram em RLF remoção de matéria orgânica de  $86 \pm 7$  % para  $632 \pm 42$  mgDQO.L<sup>-1</sup> afluyente para TDH de 18 horas e  $8,2 \pm 1,3$  mg.L<sup>-1</sup> de LAS afluyente em sua Fase II. Na Fase III, os autores observaram remoção de  $91 \pm 3$  % de DQO para  $665 \pm 50$  mgDQO.L<sup>-1</sup> afluyente e  $24,4 \pm 3,7$  mg.L<sup>-1</sup> de LAS afluyente.

Braga et al. (2015) observaram  $90,9 \pm 3,3$  % de remoção de matéria orgânica para  $686 \pm 5,49$  mg.L<sup>-1</sup> afluyente. Sob tais condições foi utilizada água residuária de lavanderia comercial diluída com  $23,34 \pm 5,49$  mg.L<sup>-1</sup> de LAS afluyente e TDH de 18 horas.

Macedo et al. (2015) a partir da utilização do RALF e TDH de 18 horas obtiveram  $88,3 \pm 3,0$  % de remoção de matéria orgânica para  $872,3 \pm 141,8$  mgDQO.L<sup>-1</sup> com  $18,2 \pm 11,5$  mgLAS.L<sup>-1</sup> afluyente. Para  $25,4 \pm 8,8$  mg.L<sup>-1</sup> de LAS afluyente obtiveram remoção de  $89,2 \pm 5,4$  % com  $705,0 \pm 155,8$  mg DQO L<sup>-1</sup> afluyente .

Duarte et al. (2015), utilizando reator anaeróbico de batelada em série com um tempo de 24 horas por batelada, obtiveram resultado de 86% de remoção de matéria orgânica  $456 \pm 20$  mgDQO.L<sup>-1</sup> afluyente.

Figura 5.3 - Remoção de matéria orgânica em RLF1 nas diferentes fases de operação.

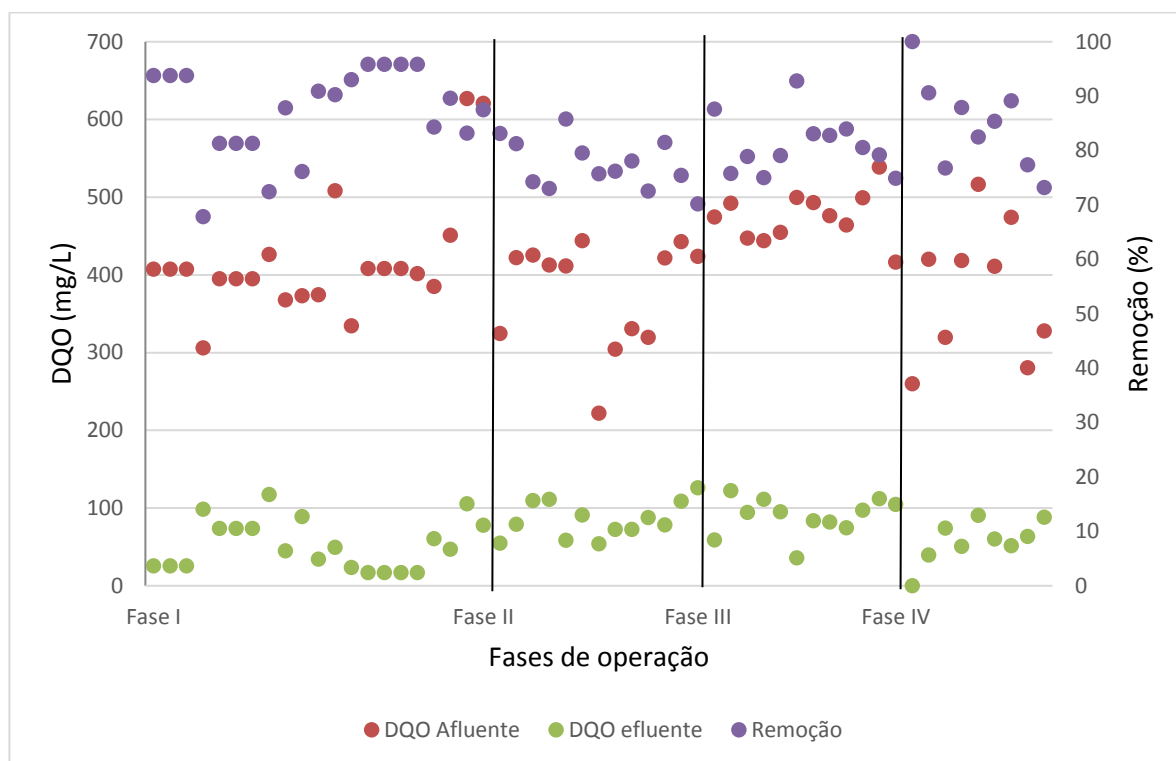
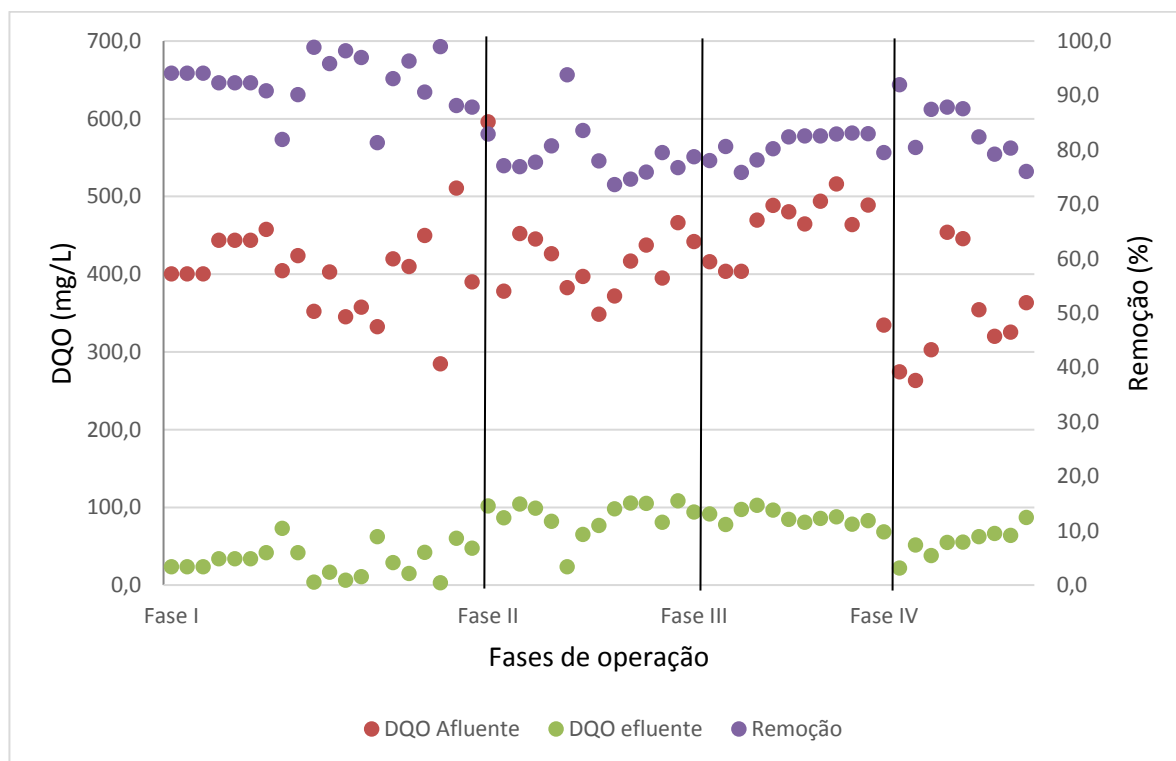


Figura 5.4. Remoção de matéria orgânica em RLF2 nas diferentes fases de operação.



Tem-se que a eficiência na remoção da matéria orgânica nesses sistemas de tratamento biológico está na capacidade desta biomassa em se adaptar a não uniformidade e linearidade do sistema, tais como; tóxicos, substratos e diferenças de cargas orgânicas (MACEDO *et al.*, 2015). O RLF é boa alternativa no tratamento biológico contendo um conteúdo elevado de

matéria orgânica, como no caso de água residuária de lavanderias (SHIN *et al.*, 2011), visto que, favorece maior transferência de massa, baixo potencial de curto-circuito do fluxo e bom potencial para retenção de biomassa, fazendo com que se tenha elevado tempo de retenção de sólidos, em elevadas taxas de fluxo ascensional e baixo tempo de detenção hidráulica (MACEDO *et al.*, 2015).

A ininterrupta diluição que ocorre na parte interna do RLF através da recirculação permite que o sistema suporte oscilações na concentração afluente fazendo com que a configuração deste reator seja otimizada para remoção de diversos tipos de compostos, principalmente os compostos orgânicos (MIHELICIC *et al.*, 1999). O RLF favorece crescimento aderido ao meio suporte sem exigências de condições nutricionais específicas quanto às necessárias para a organização estrutural no reator UASB, ou seja, o RLF pode ser mais resistente às oscilações de carga orgânica afluente (MACEDO *et al.*, 2015).

## 5.5 Efeitos da ecotoxicidade para *Chironomus xanthus*

### 5.5.1 Ensaios agudos

As Tabelas 5.7 e 5.8 são referentes aos ensaios de ecotoxicidade aguda para os dois reatores.

Tabela 5.7 - Toxicidade aguda para o afluente e efluente do RLF 1 nas fases de operação

Fase	Concentração Afluente (mg.L <sup>-1</sup> )	Nº de organismos vivos	Mortalidade (%)	Concentração Efluente (mg.L <sup>-1</sup> )	Nº de organismos vivos	Mortalidade (%)
I	18,56	0	100	0,1	10	0
II	31,07	0	100	0,1	10	0
III	45,24	0	100	0,1	10	0
IV	50,91	0	100	0,0	10	0

Tabela 5.8 - Toxicidade aguda para o afluente e efluente do RLF2 nas fases de operação

Fase	Concentração Afluente (mg.L <sup>-1</sup> )	Nº de organismos vivos	Mortalidade (%)	Concentração Efluente (mg.L <sup>-1</sup> )	Nº de organismos vivos	Mortalidade (%)
I	23,21	0	100	0,0	10	0
II	32,10	0	100	0,0	10	0
III	46,90	0	100	0,0	10	0
IV	50,91	0	100	0,0	10	0

Percebeu-se que em todas as fases de operação, tanto para o RLF1 e RLF2, houve a mortalidade de 100% dos indivíduos para o afluente, ou seja, dos 10 indivíduos de *Chironomus xanthus*, todos morreram. Nas amostras efluentes, em todas as fases não se observou toxicidade aguda para estes organismos testes, visto que, não houve mortalidade

observada nas amostras.

Os organismos estavam em seu terceiro estágio instar, sem problemas relacionados à morfologia e fisiologia e também não houve nenhuma morte quando colocados em contato com água destilada, pôde-se concluir que a morte destes organismos em amostras afluentes foi ocasionada pela presença de surfactante LAS e outros compostos tóxicos da água residuária de lavanderia. Braga & Varesche (2014) observaram muitos compostos tóxicos na água residuária de lavanderia, tais como: Surfactantes (Nonível Fenol Etoxilado, Tetrametil Butil Fenóxi Etoxilado), Produção de surfactantes (Ácido Palmítico, Diglicidil Éter de Bisfenol A, Decametil Ciclopentassiloxano, Dodecametil Ciclohexassiloxano, Octametil Ciclotetrassiloxano, Tetradecametil Cicloheptassiloxano), Solventes (Acetato de Butilcicloexila, Butanol, Cis-dimetil Cicloexanol, Dimetil Cicloexanol, Etanol, Limoneno, Sulfito de Metila), Fragrâncias (Terpineol, Hexadecanol, Linanol), Preservativo e Antioxidante (Fenóxi Etanol), Amaciante e Plastificante (Etil Hexanol, Etil Hexil Ftalato, Isobutil Ftalato) Emulsificantes (Ácido Octadecanóico, Dimetil Etil Cicloexeno, Heptadecanol, Dimetil Pentadecilamina), Pesticida/Repelente (Limoneno, Mercaptometano), Diluente (Diglicidil Éter de Bisfenol A), Diversos (Acetato de Butilcicloexila, Éter Octil Fenila, Fomarto de Isobornla, Colesterol, Citrato de Etila, Metil Metóxi Etil Octadecanamina).

Rosety (2003) realizou ensaios de ecotoxicidade aguda com o surfactante **ABS** – Alquilbenzenosulfonatos utilizando indivíduos da espécie *Sparus aurata*. O tempo em que estes organismos ficaram em contato com amostras afluentes e efluentes foi de três dias. A concentração de ABS afluente foi de 32,5 mg.L<sup>-1</sup> e 2,2 mg.L<sup>-1</sup> efluente. Observou-se que nas amostras afluentes todos os 6 organismos colocados houve mortalidade de 100% dos indivíduos. Na amostra efluente houve mortalidade de apenas 1 indivíduo.

Nas mesmas concentrações de ABS (aproximadamente 31,5 mg.L<sup>-1</sup>) que Rosety (2003), Carrasco (2003) realizou testes ecotoxicológicos com *Daphnia magna*. Em seu estudo verificou redução da taxa de mortalidade em 80 %, mostrando-se que a amostra efluente continha quantidade bem menor de compostos tóxicos do que o afluente de água de limpeza de indústrias têxteis.

Borrely (2001) obteve resultados próximos comparando com a fase 3 deste trabalho referente à diminuição de toxicidade de determinada amostra. Borrely (2001) aplicou a radiação ionizante no tratamento de efluentes industriais e domésticos da ETE Suzano (50% de lauril sulfato de amônio, ou equivalente a 41 mg.L<sup>-1</sup>), São Paulo. A eficiência da radiação na degradação de contaminantes orgânicos, aromáticos, e lauril sulfato de amônio, em geral, foi avaliada com os ensaios de toxicidade aguda com *Daphnia similis*, *Vibrio fischeri* e *Poecilia reticulata*. Notou-se redução gradual da toxicidade, entre 75% e 95%. Para os indivíduos de todas as espécies listadas acima, notou-se mortalidade de 100 % quando colocados em contato com a amostra afluente de LAS a 41 mg.L<sup>-1</sup>. Para *Daphnia similis* observou-se redução da taxa de mortalidade em 75% quando em contato com amostra pós

tratamento, e para *Vibrio fischeri* e *Poecilia reticulata* a mortalidade reduziu em 95% quando houve o tratamento deste efluente industrial.

Moraes (2004) utilizou os ensaios de toxicidade aguda com *Daphnia similis* com *Vibrio fischeri* para avaliação da redução da toxicidade de efluentes domésticos e industriais contendo surfactantes aniônicos com concentração de 39 mg.L<sup>-1</sup>, da Estação de Tratamento de Efluentes de Suzano, São Paulo, após o tratamento com feixe de elétrons. Observou-se redução de 79% da concentração dos surfactantes após a irradiação, mostrando-se que a toxicidade também foi reduzida em elevadas porcentagens, apesar de ser um tratamento estritamente químico, o tratamento biológico a partir do RLF1 e RLF2 foi mais eficiente; 99,9%.

Coelho (2008) realizou testes de toxicidade aguda do LAS aos *D. similis*, *C. Dubia* e *C. silvestrii*. As concentrações de LAS foram: 5; 7,5; 10; 12,5; 15; 17,5; 20 e 25 mg.L<sup>-1</sup>. O resultado mostrou que estas espécies tiveram mortalidade de 80% nas concentrações de 17,5; 20 e 25 mgLAS.L<sup>-1</sup>. Nas concentrações de 5; 7,5; 10; 12,5 e 15 foi observado mortalidade de 60% para as três espécies. As três espécies tiveram o mesmo comportamento de mortalidade nas mesmas concentrações de LAS.

#### 5.5.2 Ensaios crônicos de ecotoxicidade

Na Fase 4 deste trabalho, observou que houve mortalidade de todos os organismos quando expostos ao teste de ecotoxicidade crônico no período de 10 dias em amostras afluentes, e nas amostras efluentes, notou-se que não houve mortalidade para os indivíduos presentes no RLF2, no caso do RLF1 houve mortalidade de 20% (Tabela 9), ou seja, dois organismos da espécie *Chironomus xanthus*. Isto pode estar relacionado ao fato de que os subprodutos formados na degradação dos surfactantes a partir destes podem ser mais nocivos em tempos de exposição mais prolongados ou também pelo fato de poder haver concentrações maiores de outros componentes tóxicos da água de lavanderia para a amostra do RLF1.

Jiménez (2000), em seus estudos avaliando a toxicidade do surfactante LAS padrão para efeitos crônicos em um período de 6 dias, observou mortalidade de todos os 5 organismos da espécie *Vibrio fischeri* em concentrações de 30 mgLAS.L<sup>-1</sup> e para concentração efluente de 2 mgLAS.L<sup>-1</sup> verificou mortalidade de 20%, ou seja, 1 indivíduo morreu após este período de 6 dias em amostra efluente.

Tabela 5.9 - Toxicidade crônica na Fase IV de operação dos reatores RFL1 e RLF2.

Fase	Reator	Concentração Afluente (mg.L <sup>-1</sup> )	Nº de organismos vivos	Mortalidade (%)	Concentração Efluente (mg.L <sup>-1</sup> )	Nº de organismos vivos	Mortalidade (%)
IV	RLF1	50,91	0	100	0,0	8	20
IV	RLF2	50,91	0	100	0,0	10	0



As Figuras 5.6, 5.7 e 5.8 ilustram as larvas em diferentes amostras:

Figura 5.5 - Larvas de *Chironomus xanthus* em água destilada - controle



Figura 5.6. Ensaio crônico - larvas de *Chironomus xanthus* em amostra efluente do RLF1



Figura 5.7. Ensaio crônico - larvas de *Chironomus xanthus* em amostra efluente do RLF2



## 6 CONCLUSÕES

No que diz respeito à eficiência na remoção de LAS e matéria orgânica, notou-se elevada remoção para os dois reatores de leito fluidificado. A adição de nitrato e etanol favoreceu o estabelecimento de microbiota desnitrificante no meio, influenciando no aumento da eficiência na remoção deste tensoativo.

Verificou-se, pelos ensaios ecotoxicológicos agudo, que o LAS foi tóxico para a espécie *Chironomus xanthus* na amostra afluenta nas 4 fases de operação e para a amostra efluente houve 100% de sobrevivência da espécie. O resultado implica na remoção de LAS por biodegradação sem ocasionar a formação de subprodutos tóxicos para a espécie em questão em tempos agudo de exposição. Os reatores de leito fluidificado nestas condições de operação se mostrou eficiente na biodegradação.

Nos ensaios crônicos para a última fase de operação dos reatores, notou-se redução da mortalidade da espécie, no entanto, para o RLF1, houve mortalidade de 20% na amostra efluente.

Notou-se eficiência na remoção de  $\text{NO}_3^-$  para os dois reatores de leito fluidificado. A remoção desse composto inorgânico no meio indica a presença de bactérias desnitrificantes no meio, influenciando na formação de  $\text{N}_{2(g)}$  e eliminando toxicidades presentes nestes compostos iniciais, visto que o gás quando é formado escapa para a atmosfera pela saída de gases do reator.

## REFERÊNCIAS

- ARAÚJO, C. V. M.; NASCIMENTO, R. B.; OLIVEIRA, C. A.; STROTMANN, U. J.; SILVA, E. M. Aplicação do Microtox® na avaliação da redução da toxicidade de efluentes industriais complexos. In: VII Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia, 06- 09 outubro, 2002, Vitória-ES. Livro de Resumos, p. 255.
- ANDRADE, M. V. F.; SAKAMOTO, I. K.; PARANHOS, A. G. M.; SILVA, E. L. da; VARESCHE, M. B. A. Bioremoval of surfactant from laundry wastewater in optimized condition by anoxic reactors. *Water Air and Soil Pollut*, Dordrecht, Netherlands, Springer, v. 228, p. 1-13, 2017. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-017-3293-9> >
- BAIRD, D. J., MALTBY, L., GREIG-SMITH, P. W. & DOUBEN, P. E. T. (1996): Putting the "ECO-" into ECOTOxicology. - In: BAIRD, D. J., MALTBY, L., GREIG-SMITH, P. W. & DOUBEN, P. E. T. (Hrsg.): ECOTOxicology: Ecological Dimensions. - London (Chapman & Hall).
- BRADBURY, S. P., FEIJTEL, T. C. J. & VAN LEEUWEN, C. J. (2004): Meeting the scientific needs of ecological risk assessment in a regulatory context. - *Environmental Science & Technology* December 1: 463-470.
- BRAGA, J. K. (2014). Caracterização microbiana e degradação de surfactante aniônico em reator anaeróbio de leito fluidificado com água residuária de lavanderia. 2014. 257 f. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 204.
- BRAGA, J. K., MOTTERAN, F., SILVA, E. L. and VARESCHE, M. B. A. Evaluation of bacterial community from anaerobic fluidized bed reactor for the removal of linear alkylbenzene sulfonate from laundry wastewater by 454-pyrosequence. 2015. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852416315061?via%3Dihub> >. Acesso em: 14 out. 2019.
- BRAUNBECK, T.; M. BÖTTCHER; H. HOLLERT; T. KOSMEHL; E. LAMMER; E. LEIST; M. RUDOLF; N. SEITZ. Towards an alternative for the acute fish LC50 test in chemical assessment: the fish embryo toxicity test goes multi-species - an Update. *Altex*, v.22, n.2, p.87-102. 2005.
- BORRELY, S. I. Avaliação da redução da toxicidade de efluentes tratados por irradiação com feixe de elétrons, por meio de testes de toxicidade aguda. 2001. Tese (Doutorado) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares - USP, São Paulo.
- BONFIM, J. F. et al. Remoção de Surfactante (LAS) no tratamento anaeróbio de esgotos domésticos. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2006. Disponível em: < [https://repositorio.ufpe.br/bitstream/123456789/5515/1/arquivo6163\\_1.pdf](https://repositorio.ufpe.br/bitstream/123456789/5515/1/arquivo6163_1.pdf) >. Acesso em: 06 jul. 2019.
- CAROSIA, M. F. Caracterização microbiana e degradação de detergente de uso doméstico em reator anaeróbio de leito fluidificado, 2011. 90 f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.
- CASTRO, S. P., BRITO, D. F., ROSA, L. C. e LOPES, W. S. Estudo sobre o tratamento biológico do lodo ativado em efluentes com alto teor de surfactante. Encontro Latino

Americano de Pós-Graduação, 2017. Disponível em: <[http://www.inicepg.univap.br/cd/INIC\\_2010/anais/arquivos/0078\\_0311\\_01.pdf](http://www.inicepg.univap.br/cd/INIC_2010/anais/arquivos/0078_0311_01.pdf)>. Acesso em: 24 jul. 2019.

CETESB L5.022. São Paulo. Água - Teste de toxicidade aguda crônica, utilizando *Ceriodaphnia dubia*. Richard, 1894 (Cladocera, Crustacea). 1991. 25 p. (Método de Ensaio).  
CHAPMAN, P. M. Emerging substances — Emerging problems? *Environmental Toxicology and Chemistry*, v.25, n.6, p.1445-1447. 2006.

COELHO, K. S. Estudos ecotoxicológicos com ênfase na avaliação da toxicidade de surfactantes aniônicos aos cladóceros *Daphnia similis*, *Ceriodaphnia dubia* e *Ceriodaphnia silvestrii*. 2008. 166 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2008

COX, M.J.F. Desarrollo de una estrategia de operación para promover el proceso nitrificación: desnitrificación simultánea en un reactor secuencial de biopelícula. Departamento de Ingeniería Química, Universidad de La Frontera, Temuco, 2009

DETEN. Balanço Patrimonial. Camaçari, 2009-2012. Disponível em <[www.deten.com.br](http://www.deten.com.br)>. Acesso em: 25 set. 2019.

DETEN. Balanço Patrimonial. Camaçari, 2009-2012. Disponível em <[www.deten.com.br](http://www.deten.com.br)>. Acesso em: 25 set. 2019.

DELFORNO, T. P., MOURA, A. G. L., OKADA, D. Y., SAKAMOTO, I. K. and VARESCHE, M. B. A. Microbial diversity and the implications of sulfide levels in an anaerobic reactor used to remove an anionic surfactant from laundry wastewater. *Bioresource Technology* Volume 192, September 2015, Pages 37-45. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852415007233> > Acesso em: 14 out. 2019.

DUARTE, C. L. Aplicação do Processo Avançado de Oxidação por feixe de elétrons na degradação de compostos orgânicos presentes em efluentes industriais. 1999. Tese (Doutorado) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares - USP, São Paulo.

DUARTE, I. C. S., OLIVEIRA, L. L., OKADA, D. Y., PRADO, P. F. and VARESCHE, M. B. A. Evaluation of the microbial diversity in sequencing batch reactor treating linear alkylbenzene sulfonate under denitrifying and mesophilic conditions using swine sludge as inoculum. Departamento de Hidráulica e Saneamento; Escola de Engenharia de São Carlos; Universidade de São Paulo; São Carlos - SP - Brasil. *Braz. arch. biol. technol.* vol.58 no.3 Curitiba May/June 2015. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1516-89132015000300326](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1516-89132015000300326) >. Acesso em: 14 out. 2019.

FARIA, C. V., DELFORNO, T. P., OKADA, D. Y. and VARESCHE, M. B. A. Evaluation of anionic surfactant removal by anaerobic degradation of commercial laundry wastewater and domestic sewage, *Environmental Technology*, 40:8, 988-996. 2017. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/09593330.2017.1414317> >. Acesso em: 14 out. 2019.

FERRAZ, V. V. S. Caracterização de Efluentes Líquidos de uma indústria do setor de produção de cosméticos. 2013. Disponível em: <[https://biblioteca.unilasalle.edu.br/docs\\_online/tcc/graduacao/engenharia\\_ambiental/2013/vvvsferraz.pdf](https://biblioteca.unilasalle.edu.br/docs_online/tcc/graduacao/engenharia_ambiental/2013/vvvsferraz.pdf)>. Acesso em: 05 ago. 2019.

FOGLER, SCOTT H. *Elements of Chemical Reaction Engineering*. 3rd ed. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall, 1998.

FREITAS, D. P.; de FREITAS, D. P.; MARIN, M. A. B. Avaliação do sistema de tratamento de efluentes com lodo ativado de águas residuárias do Costão do 26 Santinho Resort. Livros de resumos X encontro de química da região sul, 2002, p.157

GARCIA, M. T.; CAMPOS, E.; DALMAU, M.; RIBOSA, I.; SANCHEZLEGAL, J. Structure-activity relationships for association of linear alkybenzene sulfonates with activated sludge. *Chemosphere*, v. 49, n. 3 p 279-286, 2002.

GEROSA, L. E. (2017). Remoção e degradação de alquilbenzeno linear sulfonado de efluente urbano em reator de leito fluidificado em escala piloto. 2017. 72f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017.

HRENOVIC J, IVANKOVIC T, SEKOVANIC L, ROZIC M. Toxicity of dodecylpyridinium and cetylpyridinium chlorides against phosphate-accumulating bacterium. *Cent Eur J Biol* 2008;3:143-8.

HRENOVIC, J. Surfactants in the environment. **Arquivos de Higiene Industrial e Toxicologia**, v. 61, n. 1, p. 95 – 110, 2010

JOHNSON, B. T.,. 1. Microtox® Acute Toxicity Test, *Environmental Microbiology*, Columbia Environmental Research Center, U. S. Geological Survey, Columbia, Missouri USA. In “ Small-scale Freshwater Toxicity Investigations”, Vol. 1: 69- 105, © Springer. 2005.

LI, Y. Z.; HE, Y. L.; OHANDJA, D.G.; JI, J.; LI, J.F.; ZHOU, T. Simultaneous nitrification–denitrification achieved by an innovative internal-loop airlift MBR: Comparative study. *Bioresource Technology*. v. 99, n.13, p. 5867-5872. 2008.

MANIASSO, Nelson. Ambientes micelares em química analítica. *Quím. Nova* . 2001, vol.24, n.1, pp. 87-93.

MENEZES, S. P. Degradação do Linear Alquilbenzeno Sulfonado (LAS) em reator batelada sulfetogênico e metanogênico. Universidade Federal de Uberlândia - UFU, 2017. Disponível em: <https://repositorio.ufu.br/bitstream/123456789/22741/1/Degrada%C3%A7%C3%A3oLinearAlquilbenzenoSulfonado.pdf> >. Acesso em: 30 set. 2019.

MORAES. M. C. F.; ROMANELLI, M. F.; SENA, H. C; SILVA, G. P.; SAMPA, M. H. O.; BORRELY, S. I. Whole acute toxicity removal from industrial and domestic effluents treated by electron beam radiation: emphasis on anionic surfactantes. *Radiat Phys. Chem.*, v. 71, p. 463-465, 2004.

MOTTERAN, F. (2013). Caracterização da comunidade microbiana de reator anaeróbico de leito fluidificado envolvida na degradação de surfactante não iônico álcool etoxilado de cadeia não ramificada (GENAPOL). 187 f. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

MUTHUSAMY, K.; GOPALAKRISHNAN, S.; RAVI, T.K.; SIVACHIDAMBARAM, P. Biosurfactantes: properties, commercial production and application. *Current Science*, v. 94, p. 736-47, 2008

NITSCHKE M., COSTA, S.G.V.A.O. Biosurfactants in food industry. *Trends in Food Science & Technology*, v. 18, p. 252-259, 2007.

OLIVEIRA, L. L. Remoção de Alquilbenzeno Linear Sulfonado (LAS) e Caracterização Microbiana em Reator Anaeróbico de Leito Fluidificado. 2009. 176 f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010. Disponível em: < [https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-27042010-132127/publico/Tese\\_Oliveira\\_2010.pdf](https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-27042010-132127/publico/Tese_Oliveira_2010.pdf)>. Acesso em: 09 ago. 2019.

OLIVEIRA, L. L., COSTA, R. B., DUARTE, I. C. S., LUIZ SILVA, E. and VARESCHE, M. B. A. Anaerobic degradation of linear alkylbenzene sulfonate in fluidized bed reactor. University of São Paulo (USP), Department of Hydraulics and Sanitation (SHS). Braz. J. Chem. Eng. vol.27 no.4 São Paulo Oct./Dec. 2010. Disponível em: < [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0104-66322010000400005](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0104-66322010000400005) >. Acesso em: 14 out. 2019.

PARIZZI, S. Q. F., et al. Bacterial adherence to different inert surfaces evaluated by epifluorescence microscopy and plate count method. Brazilian Archives of Biology Technology. Mar. 2004, vol.47, no.1, p.77-83. ISSN 1516-8913. 2004.

PEDERSEN SN, CHRISTIANSEN LB, PEDERSEN KL, KORSGAARD B, BJERREGAARD P. In vivo estrogenic activity of branched and linear alkylphenols in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Sci Total Environ 1999;233:89-96.

PENTEADO, J.C.P.; SEOUD, O.A.E.; CARVALHO, L.R.F. Alquilbenzeno Sulfonato Linear: Uma Abordagem Ambiental e Analítica. **Revista Química Nova**, São Paulo, v. 29, n. 5, p. 1038 – 1046, 2006. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/qn/v29n5/31068.pdf>>. Acesso em: 30 set. 2019.

PINHEIRO FILHO, J. D. Degradação de alquilbenzeno linear sulfonado em reator anaeróbico operado em bateladas sequenciais com biomassa imobilizada em carvão vegetal. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

PRATS D., P. VARÒ, M. RODRIGUEZ, E. SANZ, D. VALLEJO, C. LÒPEZ, R. SOTO, V.M. LEÒN, C. OTERO, J. FERRER, I. LÒPEZ, G. CASSANI. “The effect of temperature in the aerobic biodegradation of anionic and nonionic surfactants,” 10th Giornate CID, Milano, June 4-6.(2003)

RAMOS, R. G. Remoção de surfactantes no pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando filtro biológico percolador. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Disponível em: < <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/mexico26/ii-115.pdf> >. Acesso em: 08 jul. 2019.

RIZZATTI, I.M.; ZANETTE, D. R.; MELLO, L. C. Determinação potenciométrica da concentração micelar crítica de surfactantes: uma nova aplicação metodológica no ensino de Química. *Química Nova*, v. 32, n. 2, p. 518-521, 2009

ROCHA, N. R. A. F. Estudo experimental empregando processo contínuo e batelada para tratamento de uma corrente líquida contendo surfactante. Faculdade de Engenharia Química. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. Universidade Federal de Uberlândia. 2016. Disponível em: < <https://repositorio.ufu.br/bitstream/123456789/18432/1/EstudoExperimentalEmpregando.pdf> >. Acesso em: 25 jun. 2019.

- ROSEN, M. J., Surfactants and interfacial phenomena, John Wiley & Sons, New York 2nd ed. (2009)
- ROSETY M., RIBELLES A., ROSETY-RODRIGUEZ M., CARRASCO M., ORDOÑEZ, F.J. AND ROSETY J.M. (2000). Morpho-histochemical study of the biological effects of sodium dodecyl sulphate on the digestive gland of the Portuguese oyster. *Histol. Histopathol.* 15, 1137-1143.
- SALAGER A., J. Surfactants and Detergents 3: 229, & 387, 2002
- SILVA, J. S., BUZO, M. G., HECK, M. C. e VICENTINI, V. E. P. Citotoxicidade de efluente de lavanderia industrial e de águas superficiais do córrego Cleópatra localizado no município de Maringá-PR. V Reunião Brasileira de Citogenética e Citogenômica. 2017. Disponível em: <  
[www.uel.br/revistas/uel/index.php/seminabio/article/download/29420/22500](http://www.uel.br/revistas/uel/index.php/seminabio/article/download/29420/22500)>. Acesso em: 12 ago. 2019.
- SCOTT MJ, JONES MN. The biodegradation of surfactants in the environment. *Biochim Biophys Acta* 2000;1508:235 – 51.
- SHIN, C.; LEE, E.; MCCARTY, P. L.; BAE, J. Effects of influent DO/COD ratio on the performance of an anaerobic fluidized bed reactor fed low-strength synthetic wastewater. *Bioresource technology*, 102(21), 9860-9865, 2011.
- SOUSA, J. C. M. G. e LUZ OLIVEIRA, S. R. M. Determinação de Surfactantes Aniônicos em amostras de água e efluentes pela técnica de Microextração em tubo. 2012. Disponível em: <  
[determinacao\\_de\\_surfactantes\\_anionicos\\_em\\_amostras\\_de\\_agua\\_-\\_id\\_85\\_1513879007.pdf](#) >. Acesso em: 26 set. 2019.
- TIBURCIO, J. O. C. Remoção de Alquilbenzeno Linear Sulfonado (LAS) em sistema anaeróbio (UASB) seguido de filtro biológico de alta taxa. Estudo de caso: ETE de Criciúma, SC. Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC). 2016. Disponível em: <  
<http://repositorio.unesc.net/bitstream/1/4733/1/Josiane%20de%20Oliveira%20do%20Canto%20Tiburcio.pdf>>. Acesso em: 04 jul. 2019.
- VASCONCELOS, D. V. e GOMES, A. Tratamento de efluentes de postos de combustíveis para o reuso usando processos oxidativos avançados. Cadernos UniFOA, edição nº 11, dezembro, 2009. Disponível em: <  
[revistas.unifoa.edu.br/index.php/cadernos/article/download/995/874](http://revistas.unifoa.edu.br/index.php/cadernos/article/download/995/874)>. Acesso em: 05 jul. 2019.
- VERGE, C; MORENO, A; BRAVO, J.; BERNA, J. L. Influence of water hardness on the bioavailability and toxicity of linear alkylbenzene sulfonate (LAS). *Chemosphere*, V. 44, p. 1749-1757, 2001.
- VILLEGAS-NAVARRO, A.; GONZALEZ, M. C. R.; LOPEZ , E. R. Evaluation of *Daphnia magna* as an indicator of toxicity and treatment efficacy of textile wastewaters. *Environ. Internai*,v. 25, n. 5, p. 619-624, 1999.
- WINTER, R. A consumer's dictionary of cosmetics ingredients. Three Rivers Press, New York, 2004.
- YING GG. Fate, behaviour and effects of surfactants and their degradation products in the environment. *Environ Int* 2006;32:417-31.

ZAGATTO, P. A., MOZETO, A. A. Introdução de Agentes Químicos no Ambiente. (eds).: Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações. Ed Rima, 2006, São Carlos-SP.