

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

CAMILA PEITZ

**DESEMPENHO DE SISTEMA MODIFICADO DE LAGOA AERADA COM MEIO DE
SUPORTE EM LEITO MÓVEL NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE CELULOSE
KRAFT**

DISSERTAÇÃO

**CURITIBA
2018**

CAMILA PEITZ

**DESEMPENHO DE SISTEMA MODIFICADO DE LAGOA AERADA COM MEIO DE
SUPORTE EM LEITO MÓVEL NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE CELULOSE
KRAFT**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, como requisito para a obtenção de título de mestre.

Área de concentração: Tecnologias e Processos Ambientais

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Claudia Regina Xavier

CURITIBA
2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

Peitz, Camila

Desempenho de sistema modificado de lagoa aerada com meio de suporte em leito móvel no tratamento de efluente de celulose Kraft / Camila Peitz.-- 2018.

1 arquivo texto (82 f.) : PDF ; 2,3 MB

Disponível via World Wide Web

Texto em português com resumo em inglês

Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Curitiba, 2018

Bibliografia: f. 71-82

1. Indústria de celulose. 2. Resíduos industriais. 3. Águas residuais - Purificação – Tratamento biológico. 4. Lagoas de estabilização. 5. Polpação alcalina por sulfato. 6. Tecnologia ambiental – Dissertações. I. Xavier, Claudia Regina , orient. II. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental. III. Título.

CDD: Ed. 22 – 363.7

Biblioteca Central da UTFPR, Câmpus Curitiba
Bibliotecária : Anna T. R. Caruso CRB9/935

TERMO DE APROVAÇÃO DE DISSERTAÇÃO Nº 110

A Dissertação de Mestrado intitulada DESEMPENHO DE SISTEMA MODIFICADO DE LAGOA AERADA COM MEIO DE SUPORTE EM LEITO MÓVEL NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE CELULOSE KRAFT, defendida em sessão pública pelo(a) candidato(a) **Camila Peitz**, no dia 31 de Outubro de 2018, foi julgada para a obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental, área de concentração Tecnologias e Processos Ambientais, e aprovada em sua forma final, pelo Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental.

BANCA EXAMINADORA:

Prof(a). Dr(a). Claudia Regina Xavier - Presidente - UTFPR

Prof(a). Dr(a). Karina Querne Passig – UTFPR

Prof. Dr. Carlos Magno Vidal – UNICENTRO

A via original deste documento encontra-se arquivada na Secretaria do Programa, contendo a assinatura da Coordenação após a entrega da versão corrigida do trabalho.

Curitiba, 31 de Outubro de 2018.

Carimbo e Assinatura do(a) Coordenador(a) do Programa

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente a Deus, pela proteção, guiando meus passos e por todas as oportunidades concedidas ao longo dessa vida.

Aos meus pais, João Peitz e Clemilda Peitz, minha irmã, Cristina Peitz de Lima e meus irmãos, que sempre me apoiaram, me incentivando e dando o melhor dos exemplos.

À minha orientadora, e mãe científica, Prof^a Dr^a Claudia Regina Xavier, agradeço por tudo, pela paciência, pelo carinho, orientação, compreensão, confiança, pelos conhecimentos ministrados e por todo o apoio que me concedeu ao longo desses 6 anos de trabalho e pesquisa desde a iniciação científica.

Agradeço as amigas e amigos da UTFPR e do PPGCTA por estarem comigo nos momentos de diversão e de tensão nesse mestrado. Monike, Raquel, Vinicius, Andressa, Regiane, Luis, Fred, Eme, Bárbara, Julie, Rafa, muito obrigada!

Agradeço também a mestranda Giovanna Zuzarte Candido e a Professora Vânia Aparecida Vicente, da Pós-Graduação em Microbiologia, Parasitologia e Patologia da UFPR, pela ajuda e incentivo com relação às análises microbiológicas. E ao Centro Multiusuário de Caracterização de Materiais – CMCM da UTFPR-CT pelas análises de microscopia eletrônica de varredura.

O meu agradecimento a todas as demais pessoas que contribuíram para a concretização deste trabalho, estimulando-me intelectual e emocionalmente.

À Universidade Tecnológica Federal do Paraná e ao programa de mestrado por ter dado base ao desenvolvimento deste trabalho.

RESUMO

PEITZ, C. **Desempenho de sistema modificado de lagoa aerada com meio de suporte em leito móvel no tratamento de efluente de celulose kraft.** Dissertação. Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 82f. 2018.

A indústria de celulose utiliza mais de 40 m³ de água por tonelada de polpa produzida, gerando elevadas vazões de efluente. Em geral, este apresenta altos valores de demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), cor e ecotoxicidade. Os sistemas de tratamento de efluentes mais utilizados na indústria de celulose são os tratamentos biológicos, dentre eles os sistemas de lagoas aeradas, que são eficientes na remoção da matéria orgânica biodegradável, mas apresentam limitações para remoção da matéria orgânica recalcitrante e cor. Além disso, há uma preocupação com a ecotoxicidade desses efluentes, e para sua estimativa organismos testes como a *Daphnia magna* têm sido amplamente utilizados na avaliação de ecotoxicidade de efluentes. O objetivo deste trabalho foi avaliar o tratamento de efluente Kraft por sistemas de lagoas aeradas modificadas com a adição de meios de suporte esponjosos (APG) através, primeiramente, da disposição dos meios de suporte nas lagoas aeradas na carga orgânica 0,2 kg_{DQO} m⁻³ d⁻¹ e sequencialmente com variação de carga orgânica volumétrica de 0,2 a 1,2 kg_{DQO} m⁻³ d⁻¹. Amostras do Afluente e Efluente foram caracterizadas e avaliadas pelos parâmetros: DBO₅, DQO, Cor, derivados de lignina, compostos fenólicos totais e ecotoxicidade aguda em *D. magna* nas distintas etapas. Os sólidos foram avaliados no licor misto das lagoas aeradas por análise de sólidos aderidos aos meios de suporte e suspensos no reator. Nas condições ótimas de tratamento, nas quais a biodegradabilidade da amostra era favorável ao tratamento biológico (DBO₅/DQO>0,3), a remoção de DQO e DBO₅ foi de 32% e 88%, em média, respectivamente no estudo de disposição dos meios de suporte livre e confinado, mantendo a carga orgânica volumétrica em 0,2 kg_{DQO} m⁻³ d⁻¹. Quando a amostra apresentou maior recalcitrância, seu desempenho foi de 8% e 64%, em média, na remoção de DQO e DBO₅, respectivamente. Com relação à Cor, houve incremento durante a maior parte do tratamento, sendo este superior a 20% em algumas condições. A remoção de compostos fenólicos totais não foi verificada durante a maior parte do tratamento por lagoas aeradas com meio de suporte esponjoso. Através de teste estatístico, não foi verificado diferença significativa nas disposições dos tratamentos. Considerando o tratamento, no qual houve variação de carga em lagoa aerada com APG confinado em gaiola plástica, o melhor desempenho foi na carga 1,2 kg_{DQO} m⁻³ d⁻¹, com remoção de matéria orgânica de 50% e 75% para DQO e DBO₅, respectivamente, remoção de Cor próxima a 20%, remoção de compostos fenólicos totais de 18% e remoções de derivados de lignina superiores a 10%. Com relação aos sólidos estes se concentraram no licor misto durante todos os tratamentos por lagoas aeradas modificadas com meios de suporte esponjosos. Sobre a ecotoxicidade aguda, esta foi reduzida para FT igual a 1 em todas as condições de tratamento utilizadas. Comparando os sistemas modificados com lagoa aerada sem a adição de APG, se sugere a aplicação de meios de suporte esponjosos em cargas orgânicas da ordem de 1,2 kg_{DQO} m⁻³ d⁻¹ mesmo com relação DBO₅/DQO baixa como a deste estudo.

Palavras-chave: Lagoa Aerada. Leito Móvel. Efluente Kraft. APG.

ABSTRACT

PEITZ, C. **Performance of modified aerated lagoon system with moving bed support in the treatment of kraft pulp mill effluent.** Dissertation. Pos-graduated Program in Environmental Science and Technology - Federal Technological University – Paraná. Curitiba, 82p. 2018.

The pulp industry uses more than 40 m³ of water per ton of pulp produced, generating high effluent flows. In general, this presents high values of chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD₅), colour and ecotoxicity. The effluent treatment systems most used in the pulp industry are biological treatments, such as aerated lagoon systems that are efficient in the removal of biodegradable organic matter, but have limitations for the removal of recalcitrant organic matter and colour. In addition, there is concern about the ecotoxicity of these effluents. Because of it they use *Daphnia magna* estimating ecotoxicity removal during treatment processes effluent. The objective of this work was to evaluate the treatment of Kraft effluent by aerated lagoon systems modified with the addition of sponge support media (APG) through, firstly, the arrangement of the support media in the aerated lagoons in the organic load 0.2 kg_{COD} m⁻³ d⁻¹ and sequentially with organic load rate charge variation of 0.2 to 1.2 kg_{COD} m⁻³ d⁻¹. Influent and effluent samples were characterized and evaluated by the parameters: BOD₅, COD, Colour, lignin derivatives, total phenolic compounds and acute ecotoxicity in *D. magna* in the different stages. The solids were evaluated in the mixed liquor of the aerated lagoons by analysis of solids adhered to the support media and suspended in the reactor. Under optimal treatment conditions, where the biodegradability of the sample was favorable to the biological treatment (BOD₅/COD > 0.3), the COD and BOD₅ removal was 32% and 88%, respectively, in the free and confined support media, maintaining the volumetric organic load at 0.2 kg_{COD} m⁻³ d⁻¹. When the sample had a higher recalcitrance, its performance was of 8% and 64%, on average, in the removal of COD and BOD₅, respectively. Regarding Colour, there was an increase during the treatment, reaching values higher than 20% in this increasing. Removal of total phenolic compounds was not verified during the treatment by aerated ponds with spongy support medium. Statistical test showed no significant difference in the treatment dispositions. Considering the treatment in which there was a variation of the organic load rate in aerated lagoon with APG confined in plastic cage, the best performance was in the load 1.2 kg_{COD} m⁻³ d⁻¹, with organic matter removal of 50% and 75% for COD and BOD₅, respectively. Removal of Colour was near to 20%, removal of total phenolic compounds was of 18% and removal of lignin derivatives was greater than 10%. Regarding the solids these were concentrated in the mixed liquor during the treatments by aerated lagoons modified with spongy support means. On acute ecotoxicity, this was reduced to toxicity factor equal to 1 in all treatment conditions used. Comparing the aerated lagoon modified systems without the addition of APG, it was suggested to apply spongy carrier media specially in higher organic load rate than these typically used to treated lagoon even effluent with low biodegradability.

Keywords: Aerated Lagoon. Moving Bed. Kraft effluent. APG.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	– Distribuição das empresas de Celulose e Papel no Brasil.	16
Figura 2	– Esquema do processo de celulose Kraft.	17
Figura 3	– Esquema de uma lagoa aerada.	20
Figura 4	– Esquema de funcionamento do reator MBBR.	23
Figura 5	– Esquema de funcionamento de sistema IFAS.	23
Figura 6	– Esquema de funcionamento de reator AMBBR.	24
Figura 7	– Meio de suporte APG.	26
Figura 8	– LA's contendo meios suportes a) Livres e b) Confinados vista de cima.	30
Figura 9	– Esquema das lagoas aeradas contendo APG (LA – APG).	30
Figura 10	– Fluxograma da operação do tratamento por LA - APG.	32
Figura 11	– Diluições do teste de ecotoxicidade aguda.	35
Figura 12	– Remoção de DQO nos sistemas livre - LA(A) e confinado - LA(B) durante tratamento de efluente de celulose Kraft.	39
Figura 13	– Remoção de DBO ₅ nos sistemas LA(A) e LA(B) durante o tratamento de efluente de celulose Kraft.	40
Figura 14	– Remoções médias de Cor nos sistemas LA(A) e LA(B).	42
Figura 15	– Remoção médias de compostos fenólicos totais nos sistemas LA(A) e LA(B).	43
Figura 16	– Remoções de compostos derivados de lignina nas LA – APG.	44
Figura 17	– Razões UV _{254nm} /UV _{280nm} médias do Afluente e Efluente das lagoas A e B por amostra.	45
Figura 18	– Sólidos a) Suspensos e Aderidos Totais e b) Suspensos e Aderidos Voláteis (mg L ⁻¹) das lagoas aeradas com adição de APG.	47
Figura 19	– Imagens de microscopia eletrônica de varredura do meio de suporte APG prévio ao uso na LA –APG.	49
Figura 20	– Imagens de microscopia eletrônica de varredura do meio de suporte APG no tratamento por LA – APG modificadas.	50
Figura 21	– Remoções médias dos sistemas LA – APG e LA – controle* tratando efluente de celulose Kraft na carga 0,2 kg _{DQO} m ⁻³ d ⁻¹	52
Figura 22	– Remoção de DQO durante tratamento por LA – APG com variação de carga orgânica volumétrica.	55

Figura 23 – Remoção de DBO_5 durante tratamento por LA – APG com variação de carga orgânica volumétrica.	57
Figura 24 – Remoção da Cor durante tratamento por sistema LA – APG com variação de carga orgânica volumétrica.....	58
Figura 25 – Remoção de CFT durante tratamento por sistema de Lagoa Aerada – APG com variação de carga orgânica volumétrica.	59
Figura 26 – Remoção dos compostos derivados de lignina durante tratamento por sistema LA – APG com variação de carga orgânica volumétrica...	60
Figura 27 – Razão $\text{UV}_{254\text{nm}}/\text{UV}_{280\text{nm}}$ das amostras dos sistemas LA – APG com variação de carga orgânica volumétrica.....	61
Figura 28 – a) Sólidos Suspensos no licor misto e b) Aderidos ao meio de suporte APG no sistema LA – APG confinado com variação de carga orgânica volumétrica.	63
Figura 29 – Imagens de microscopia eletrônica do meio de suporte APG durante tratamento por sistema LA – APG com variação de carga orgânica volumétrica.....	66
Figura 30 – Remoções médias dos parâmetros físico-químicos avaliados durante o tratamento por sistema LA – APG comparando-se com sistema LA – Controle de Machado (2017).....	68

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Sistemas e eficiência de tratamentos de efluentes de fábrica de celulose e papel.	19
Tabela 2 – Sistemas de Lagoa Aerada (LA) no tratamento de efluente de celulose e papel.	21
Tabela 3 – Aplicações do reator MBBR para o tratamento de efluentes.....	25
Tabela 4 – Caracterização das amostras de efluente Kraft pré-tratamento biológico por lagoas aeradas modificadas com APG.	38
Tabela 5 – Concentração média do Efluente após tratamento por sistema LA – APG.....	41
Tabela 6 – Fator de Toxicidade relativo às amostras do tratamento por LA – APG.	46
Tabela 7 – Comparação de médias ANOVA – Tukey* dos sistemas LA – APG e LA – Controle**.....	53
Tabela 8 – Caracterização do Afluente Kraft pré-tratamento biológico por LA – APG com variação de carga orgânica volumétrica.....	54
Tabela 9 – Caracterização de efluente após tratamento por sistema LA – APG com variação de carga orgânica volumétrica.	58
Tabela 10 – Fator de Toxicidade relativo às fases do tratamento por LA – APG com variação de carga orgânica volumétrica.	62
Tabela 11 – Comparação ANOVA – Tukey* do sistema LA – APG.	69

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AMBBR	<i>Anaerobic Moving Bed Biofilm Reactor</i> – Reator anaeróbio de leito móvel
APG	AQUAPOROUSGEL®
CFT	Compostos Fenólicos Totais
CL	Compostos Lignínicos
COV	Carga Orgânica Volumétrica
DBO₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio medida após cinco dias
DQO	Demanda Química de Oxigênio
FT	Fator de Toxicidade
IBÁ	Indústria Brasileira de Árvores
IFAS	<i>Integrated-fixed Film Activated Sludge</i> – sistema integrado de lodo ativado com biofilme
LA	Lagoa Aerada
LA (A)	Lagoa Aerada contendo meios de suporte APG na forma livre
LA (B)	Lagoa Aerada contendo meios de suporte APG na forma confinado
LA – APG	Lagoa Aerada com adição de AQUAPOROUSGEL – APG
LATAR	Laboratório de Tratamento de Águas Residuárias
MBBR	<i>Moving Bed Biofilm Reactor</i> – Reator de leito móvel
MEV	Microscopia Eletrônica de Varredura
MO	Matéria Orgânica
pH	Potencial Hidrogeniônico
SA	Sólidos Aderidos ao meio de suporte
SS	Sólidos Suspensos no licor misto
SAT	Sólidos Aderidos Totais nos meios de suporte
SAV	Sólidos Aderidos Voláteis nos meios de suporte
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis no licor misto
SST	Sólidos Suspensos Totais no licor misto
TDH	Tempo Detenção Hidráulico
UV_{280nm}	Comprimento de onda no ultravioleta – 280 nm – para compostos lignínicos.
UV_{254nm}	Comprimento de onda no ultravioleta – 254 nm – para compostos aromáticos.
UV_{346nm}	Comprimento de onda no ultra-violeta – 346 nm – para compostos lignínossulfônicos.
Tipo UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i> - Reator Anaeróbio de Manta de Lodo de Fluxo Ascendente
VIS_{440nm}	Comprimento de onda visível – 440 nm – medida de Cor.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	OBJETIVOS	15
2.1	Objetivo geral	15
2.2	Objetivos específicos	15
3	REFERENCIAL TEÓRICO	16
3.1	A indústria de celulose no Brasil	16
3.2	Características da madeira e processo de celulose Kraft.....	16
3.2.1	Característica da madeira.....	16
3.2.2	Processo de obtenção da celulose Kraft	17
3.3	Efluente de celulose pelo processo Kraft	18
3.3.1	Características e tratamentos do efluente de celulose Kraft.....	18
3.3.2	Processos empregados para o tratamento do efluente de celulose	19
3.4	Lagoas aeradas	20
3.5	Sistemas de tratamento com meio de suporte em leito móvel	22
3.5.1	Escolha do meio de suporte utilizado em sistemas de leito móvel	24
3.6	Teste de ecotoxicidade.....	27
4	METODOLOGIA	29
4.1	Efluente de celulose kraft	29
4.1.1	Coleta e caracterização	29
4.2	Descrição dos sistemas de tratamento LA – APG	29
4.3	Estratégia de operação do tratamento por LA – APG	31
4.4	Inoculação	33
4.5	Parâmetros físico-químicos	33
4.5.1	Ecotoxicidade aguda	34
4.5.2	Sólidos aderidos ao meio de suporte e suspensos no licor misto	35
4.5.4	Análises de microscopia eletrônica de varredura (MEV)	37
4.5.5	Análise estatística.....	37
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	38
5.1	Avaliação da disposição dos meios de suporte nos sistemas LA – APG	38
5.1.1	Coleta e caracterização do efluente de celulose Kraft.....	38
5.1.2	Operação dos sistemas LA – APG nas modalidades livre e confinado	39

5.1.2.1	Remoção de matéria orgânica.....	39
5.1.2.2	Avaliação de Cor	41
5.1.2.3	Avaliação de compostos fenólicos totais	43
5.1.2.4	Avaliação de compostos derivados de lignina	44
5.1.2.5	Avaliação de ecotoxicidade aguda em <i>Daphnia magna</i>	46
5.1.2.6	Análise dos sólidos aderidos ao meio de suporte e suspensos no licor misto	46
5.1.2.7	Análise microbiológica dos meios de suporte APG	48
5.1.2.8	Análise de microscopia eletrônica de varredura dos meios de suporte	48
5.1.2.9	Sistemas LA – APG vs LA – controle	51
5.2	Avaliação do efeito da variação da carga orgânica volumétrica em LA – APG	54
5.2.1	Coleta e caracterização do efluente de celulose Kraft.....	54
5.2.2	Operação da LA – APG com variação de carga orgânica volumétrica	55
5.2.2.1	Remoção de matéria orgânica.....	55
5.2.2.2	Avaliação de Cor	58
5.2.2.3	Avaliação de compostos fenólicos totais	59
5.2.2.5	Avaliação da ecotoxicidade aguda em <i>Daphnia magna</i>	62
5.2.2.6	Análise dos sólidos aderidos ao meio de suporte e suspensos no licor misto	63
5.2.2.7	Análise microbiológica do biofilme do meio de suporte APG.....	65
5.2.2.8	Análise de microscopia eletrônica de varredura	65
5.2.2.9	Sistema LA – APG <i>versus</i> LA – Controle	67
6	CONCLUSÕES	70
	REFERÊNCIAS	71

1 INTRODUÇÃO

A produção brasileira de celulose alcançou 19,4 milhões de toneladas em 2017, valor este 3,8% superior ao ano anterior. As exportações somaram cerca de 13,2 milhões de toneladas, um incremento de mais de 2% com relação a 2016 (IBÁ, 2018).

Dentre as características das indústrias de celulose, tem-se o consumo de mais de 40 m³ de água por tonelada de celulose produzida, o que, conseqüentemente acaba por gerar altas vazões de efluentes. Em geral, esse efluente tem altas concentrações de matéria orgânica (MO), sólidos suspensos, ácidos resínicos, lignina, Cor e ecotoxicidade (TOCZYŁOWSKA-MAMIŃSKA, 2017).

Os sistemas desenvolvidos, para tratar efluentes de celulose têm como objetivo a remoção de matéria orgânica, cor e ecotoxicidade. Tratamentos biológicos aerados, como lodos ativados e lagoas aeradas, tem sido os mais utilizados (KAMALI; KHODAPARAST, 2015; XAVIER et al., 2011). Os sistemas de tratamento de lagoas aeradas têm simples manutenção e baixo custo, comparando-se com outros sistemas como sistema integrado de lodo ativado com biofilme – *Integrated-fixed Film Activated Sludge* (IFAS), lodos ativados e Reator Anaeróbio de Manta de Lodo de Fluxo Ascendente – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (tipo UASB) (SUBASHINI, 2015).

Lagoas aeradas são consideradas estáveis a choques de cargas, distribuindo o excedente na sua extensão, além de apresentar tempos de detenção altos (2 a 10 dias) (SUBASHINI, 2015; SWAMY et al., 2011). São sistemas simples e de baixo custo, comparando-se com outros sistemas como lodos ativados e são as mais empregadas no tratamento de efluentes de indústria de celulose (SUBASHINI, 2015).

Outro tratamento biológico estável a choques de carga é o reator de leito móvel – *Moving Bed Biofilm Reactor* (MBBR) no qual se empregam tempos de detenção hidráulico baixos (3 a 48 h).

Esse sistema de tratamento biológico utiliza meios de suporte para disponibilizar superfície de adesão para biomassa microbiana, permitindo o contato com os substratos no licor misto do reator (LEYVA-DÍAZ et al., 2017; MINEGATTI, 2008).

Os meios de suporte aplicados nesse tipo de tratamento biológico são fabricados, geralmente, em polietileno de alta densidade ou polipropileno, são inertes e possuem elevada área superficial específica (RODGERS; ZHAN, 2003).

Para a escolha dos meios de suporte almeja-se a melhor adesão dos microrganismos, alta resistência mecânica e baixo custo. Propriedades como área superficial, porosidade, rugosidade, diâmetro de partícula, densidade e razão de preenchimento do reator afetam a dinâmica de adesão dos microrganismos, influenciando na eficiência do tratamento (CHENG et al., 2010; FUJII, 2011; VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012).

Há grande variedade de meios de suporte para sistemas de leito móvel e dentre eles tem-se o AQUAPOROUSGEL[®] (APG) da Nisshinbo Chemical Inc.. O APG tem formato cúbico, com alta área superficial específica, multiporoso e seu material é à base de polietilenoglicol (SAKUMA, 2004).

Este possui uma alta resistência à abrasão, absorvendo água e fornecendo uma superfície hidrofílica para as bactérias se fixarem e colonizarem. Segundo a fabricante, a razão de preenchimento para tratamento eficiente é de 10% do reator, valor inferior ao de outros meios de suporte, que ficam na faixa de 25 a 70% (FUJII, 2011; NISSHINBO CHEMICAL INC., 2018; VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012).

Estes sistemas, lagoas aeradas e reator de leito móvel, apresentam remoções de 20 a 70% de DQO, contudo, apresentam baixas remoções de compostos recalcitrantes derivados de lignina e compostos fenólicos (MACHADO et al., 2018; VANZETTO et al., 2014).

Atualmente são necessários ainda ensaios ecotoxicológicos para avaliar apropriadamente a qualidade do efluente para correta disposição nos corpos hídricos. Nesses ensaios, os organismos-testes são expostos a diferentes concentrações da amostra e os efeitos produzidos sobre eles são observados e avaliados (COSTA et al., 2008; FURLEY et al., 2015; FURLEY et al., 2018). Dentre os organismos mais utilizados, tem-se o microcrustáceo *D. magna*.

Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar o comportamento de sistemas de lagoas aeradas modificadas pela presença de material de suporte esponjoso com relação à remoção de matéria orgânica, compostos fenólicos totais, lignínicos, aromáticos e lignossulfônicos, Cor e ecotoxicidade aguda em *Daphnia magna* presentes em efluente de celulose Kraft.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar o desempenho de lagoas aeradas modificadas com meio de suporte esponjoso nas modalidades livre e confinado no tratamento de efluente celulose de Kraft.

2.2 Objetivos específicos

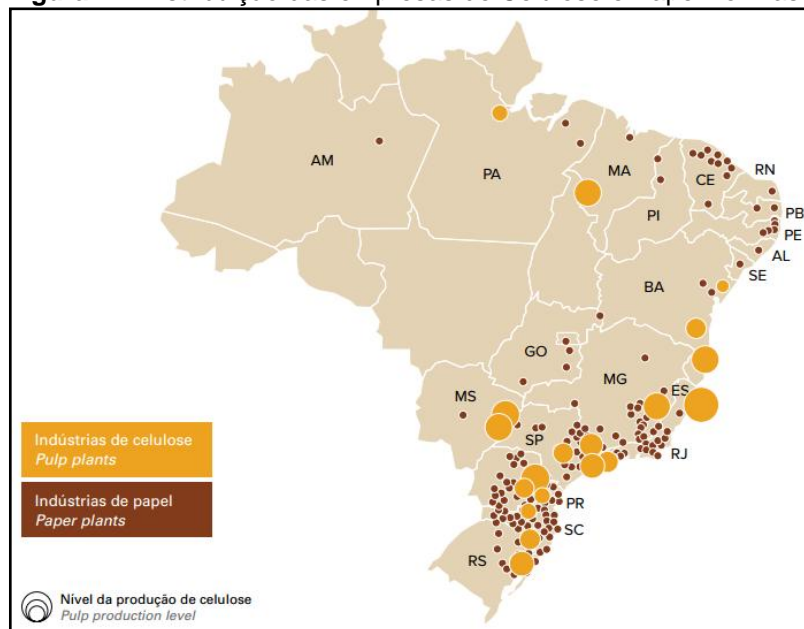
- Caracterizar e avaliar as condições de tratabilidade do efluente quanto à remoção de DQO e DBO₅; Cor; compostos fenólicos totais e ecotoxicidade inicial;
- Avaliar a disposição dos meios de suporte nas lagoas aeradas na carga orgânica de 0,2 kg_{DQO} m⁻³ d⁻¹ na remoção de DBO₅ e DQO, Cor, compostos fenólicos totais, compostos derivados de lignina e ecotoxicidade aguda;
- Avaliar o efeito das cargas aplicadas de 0,2; 0,6 e 1,2 kg_{DQO} m⁻³ d⁻¹ no desempenho do sistema modificado com meio de suporte APG na remoção de DBO₅, DQO, Cor, compostos fenólicos totais, compostos derivados de lignina e ecotoxicidade aguda e;
- Analisar qualitativamente e quantitativamente os sólidos suspensos no licor misto e aderidos aos meios de suporte esponjosos.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 A indústria de celulose no Brasil

Em 2017, o Brasil já despontava na segunda posição no *ranking* mundial, no ramo da indústria de celulose, atrás apenas dos Estados Unidos, com produção superior a 18 milhões de toneladas por ano. Esta produção se concentra, principalmente, nas proximidades dos setores consumidores como as regiões Sul e Sudeste do Brasil, como apresentado na Figura 1 (IBÁ, 2017).

Figura 1 – Distribuição das empresas de Celulose e Papel no Brasil.



Fonte: Adaptado de Relatório Anual – IBÁ (2017).

Esta produção de celulose teve em torno de 67% de seu volume destinado à exportação, para Europa, China, Estados Unidos e América Latina. Mantendo crescimento de 2,3% com relação ao ano de 2016 (IBÁ, 2017; IBÁ, 2018).

3.2 Características da madeira e processo de celulose Kraft

3.2.1 Característica da madeira

A produção de celulose e papel hoje tem as fibras vegetais como principal matéria-prima. A fonte de fibras mais utilizada para compor a pasta celulósica é a

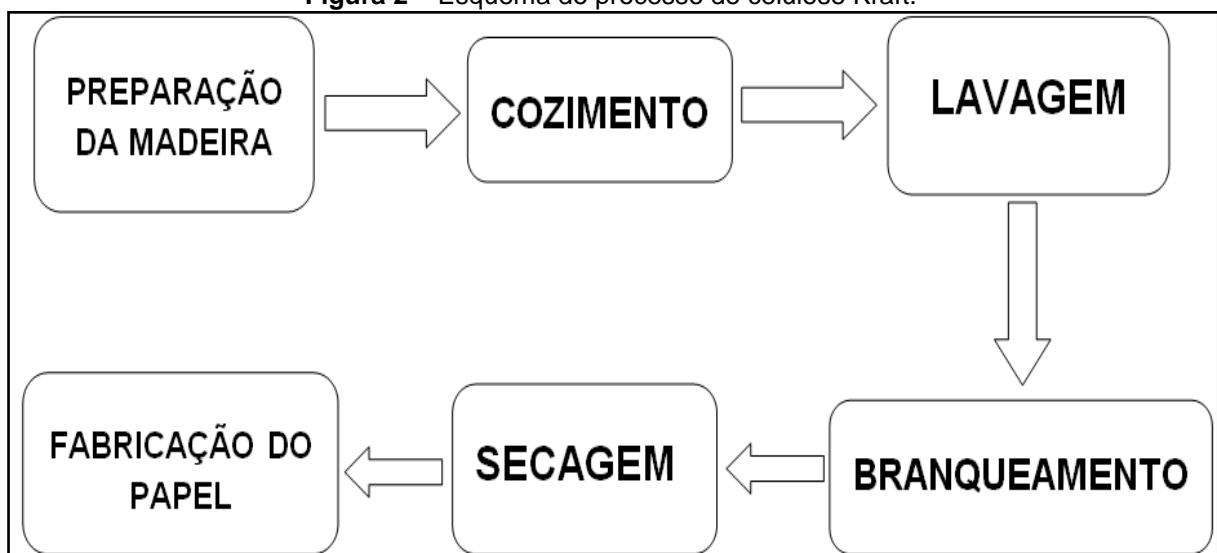
madeira (GAUTO; ROSA, 2013), que é composta por celulose (~40%), hemicelulose (20 a 30%) e lignina (entre 19 e 35%) (DIEZ et al., 2002; FEOFILOVA; MYSYAKINA, 2016; TUOMELA et al., 2000). Além destes, há a presença de diversos compostos orgânicos que podem ser extraídos, tais como: terpenos, fenóis polares, ácidos graxos, ácidos resínicos e fitoesteróis, os chamados extrativos da madeira (XAVIER et al., 2011).

Para produção de celulose, têm sido empregados diversos processos de polpação mecânicos, químicos, termomecânicos ou termoquímico-mecânicos (GAUTO; ROSA, 2013). Dentre estes, muitas indústrias usam o processo químico denominado Kraft.

3.2.2 Processo de obtenção da celulose Kraft

O processo Kraft é o mais largamente utilizado para obtenção da celulose, representando mais de 90% da celulose obtida no Brasil. A polpação Kraft consiste em atuar na madeira, em forma de cavacos, com o licor branco (NaOH e Na₂S) para obter a dissolução da lignina e a liberação das fibras (GAUTO; ROSA, 2013). Esse processo se dá nas etapas descritas na Figura 2.

Figura 2 – Esquema do processo de celulose Kraft.



Fonte: Adaptado de Gauto e Rosa (2013).

Na Figura 2 observa-se que a primeira etapa é a preparação da madeira, na qual é feito o descascamento e lavagem das toras que vão para o picador para

serem transformadas em cavacos (pequenos pedaços de madeira), aumentando assim a superfície de contato na hora do cozimento (GAUTO; ROSA, 2013).

O cozimento é a etapa seguinte na qual os cavacos são sujeitos ao licor branco e vapor d'água dentro de digestores industriais, para dissociar a lignina entre as fibras da madeira. É nessa etapa que se produz um subproduto denominado licor negro usado para gerar energia na fábrica (GAUTO; ROSA, 2013).

Após o cozimento, ocorre a etapa de lavagem das fibras que tem como objetivo separar as fibras e o licor negro (impregnado com lignina, hemiceluloses e outros compostos solubilizados durante o cozimento) para que esse último possa ser encaminhado para o processo de recuperação de insumos químicos e energia, enquanto as fibras são enviadas para a etapa seguinte (HUBBE et al., 2016; INTEGRATED POLLUTION PREVENTION AND CONTROL, 2015).

Na etapa de branqueamento a polpa obtida do cozimento é tratada por agentes branqueadores, que variam de acordo com o grau de branqueamento desejado. Ao final do branqueamento, a celulose diluída em água passa pela secagem, que consiste de etapas em prensas e trocadores de calor para retirar a água presente e, assim, obter a celulose branqueada em fardos, finalizando a produção da celulose. A partir disso, ocorre a fabricação do papel propriamente dito (GAUTO; ROSA, 2013).

3.3 Efluente de celulose pelo processo Kraft

3.3.1 Características e tratamentos do efluente de celulose Kraft

Em geral, o efluente de celulose Kraft apresenta altas concentrações de matéria orgânica em termos de demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), sólidos suspensos (SS), ácidos resínicos, compostos lignínicos, enxofre, cor e ecotoxicidade. A DBO_5 se origina de compostos facilmente biodegradáveis, tais como carboidratos e ácidos orgânicos. A cor e a ecotoxicidade resultam da presença de compostos lignínicos e seus derivados fenólicos de alto peso molecular (KREETACHAT et al., 2007; XAVIER et al., 2011). No caso de efluentes originados na etapa de branqueamento, a ecotoxicidade também pode ser atribuída aos compostos fenólicos clorados (CABRERA, 2017; KREETACHAT et al., 2007; XAVIER, 2011).

3.3.2 Processos empregados para o tratamento do efluente de celulose

Na Tabela 1 estão apresentados alguns exemplos de processos empregados para tratar efluente de indústria de celulose e papel.

Tabela 1 – Sistemas e eficiência de tratamentos de efluentes de fábrica de celulose e papel.

Sistema	TDH	Efluente	Objetivo	Eficiência (%)	Referência
Lodos ativados	48-4,5 h	Celulose	DQO; DBO ₅ e Fenol	30,3-60; 57,7-95 e 3,6	Diez et al. (2002)
Lagoa aerada	1-2,2 d	Celulose	DBO ₅ e DQO	(35-60) (84-95)	Chamorro et al. (2005)
Lagoa aerada	1,96 d	Celulose	DBO ₅ ; DQO; Cor; Fenóis	98; 67; -17 e -18	Belmonte et al. (2006)
UASB	24-36 h	Papel e celulose	DQO	78	Buzzini; Pires (2007)
Lagoa aerada	1 d	Celulose	DBO ₅ ; DQO Fenóis; Estigmasterol	48-96; 25-65; 20; -30 e 32	Chamorro et al. (2009)
Fungos da podridão branca	-	Branqueamento	Cor; Lignina e DQO	(72-74); (25-46) e (74-81)	Freitas et al. (2009)
MBBR	4 e 85 h	Celulose Kraft	DQO e DBO ₅	52 e 98	Villamar et al. (2009)
MBBR	1-2 d	Celulose Kraft	DQO e DBO ₅	50 e 88	Chamorro et al. (2010)
Lagoa aerada	2,2 d	Celulose	DBO ₅ , DQO, Cor e Fenóis	(99- 57); 40 e -19	Xavier et al. (2011)
Ultra-filtração	-	Papel e celulose	Dureza; Sulfato; Cor; DQO	83; 97; 89 e 50	Gönder et al. (2012)
Lagoa aerada	28 d	Celulose	COT e Cor	37 -96	Lewis et al. (2012)
Wetland	5,9 d	Papel e celulose	AOX e Cl-fenóis	89 e (67-100)	Choudhary et al. (2013)
Coagulante	-	Celulose não Branqueada	Cor; Turbidez	98 99	Farias; Ferreira (2014)
MBBR	0,2-3,8 d	Celulose	DQO e DBO ₅ Cor	94-98 e 48-52 (-17)-24	Vanzetto et al. (2014)
Lagoa aerada	5,6 d	Celulose	Fitoesteróis e DQO	83 64	Dykstra et al. (2015)
MBBR	20-3h	Celulose	DQO DBO ₅ ; Cor Fenol	40-41,6 88,4-93,5 0-5,8 8,8-36,4	Peitz; Xavier, (2017)
Lagoa Aerada	3,8 d	Celulose	DQO; DBO ₅ Cor; CL	86; 52 20; 30	Machado et al. (2018)
MBBR	13,3-2,2	Celulose	DQO DBO ₅ Cor Fenol	33-42 80-91 20(-10) 39(-18)	Peitz; Xavier, (2018)
RSB	-	Celulose	DQO; DBO ₅ ; Cor; CFT	40; 85 -5; 35	Duarte et al. (2018)

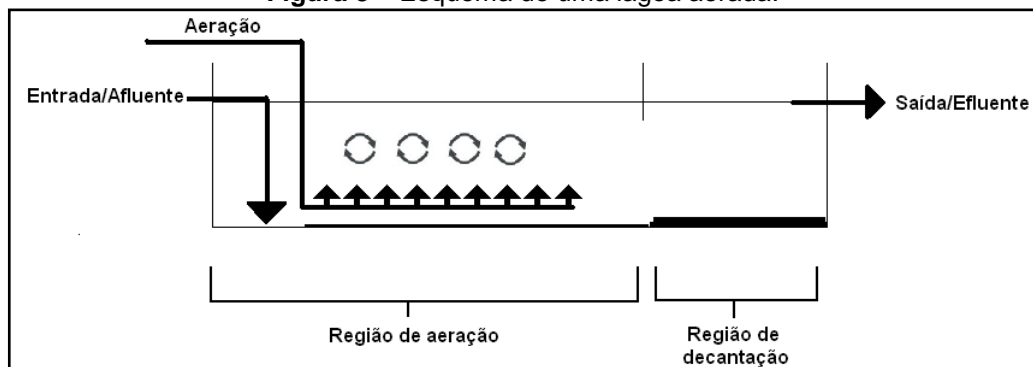
Os tratamentos biológicos são os mais utilizados na indústria de celulose e papel (CABRERA, 2017). As tecnologias de tratamento empregadas visam remoção da matéria orgânica, cor e ecotoxicidade presentes no efluente industrial. Sistemas de tratamento biológico aeróbio são eficazes na redução da matéria orgânica como DQO e DBO₅, no entanto, apresentam baixa eficiência na remoção da cor (CABRERA, 2017; XAVIER et al., 2011).

Os sistemas aeróbios evoluíram com o desenvolvimento dos lodos ativados, filtros biológicos, lagoas aeradas, dentre outros. Diversas inovações vêm sendo propostas ao longo dos anos a fim de aperfeiçoar estes processos, reduzindo gastos com energia e aumentando a eficiência no tratamento como filtros biológicos de material biodegradável, pré e pós tratamentos por ozonização do efluente, por processos avançados de oxidação, membranas filtrantes para ultra filtração e BRM, dentre outros (CABRERA, 2017; HUBBE et al., 2016).

3.4 Lagoas aeradas

Lagoas aeradas são sistemas de tratamento biológico simples e de baixo custo, comparando-se com outros sistemas como IFAS (sistema integrado de lodos ativados com biofilme), lodos ativados e reator tipo UASB (reator anaeróbio de manto de lodo de fluxo ascendente). São estas unidades empregadas no tratamento de efluentes de indústria de celulose (SUBASHINI, 2015) e se diferenciam de lagoas facultativas convencionais, principalmente, pela forma de suprimento de oxigênio. Enquanto que lagoas facultativas o oxigênio provém da fotossíntese, na lagoa aerada o oxigênio é advindo de aeração mecanizada, conforme apresentado na Figura 3.

Figura 3 – Esquema de uma lagoa aerada.



Devido à introdução da mecanização, as lagoas aeradas são menos simples em termos de manutenção e operação, comparadas com as lagoas facultativas, mas ainda mais simples de operar comparando-se com lodos ativados e apresentando zona de sedimentação sem a necessidade de decantador secundário como nos lodos ativados (NASRAUI, 2016). Ainda assim, esta unidade apresenta custo de manutenção, maiores tempos de detenção (5 - 10 dias) e baixas remoções em climas frios (NASRAUI, 2016; SUBASHINI, 2015). As lagoas aeradas apresentam eficiência de 40% a 85% na remoção de DBO_5 (SUBASHINI, 2015) e de 30 a 70% com relação à DQO (POKHREL; VIRARAGHAVAN, 2004; SUBASHINI, 2015).

As lagoas aeradas são consideradas sistemas estáveis quando submetidas a choques de cargas, devido, principalmente a suas dimensões que distribuem a carga extra aplicada (SUBASHINI, 2015; SWAMY et al., 2011). Na Tabela 2 são apresentados alguns exemplos de aplicação de lagoas aeradas no tratamento de efluente de indústria de celulose.

Tabela 2 – Sistemas de Lagoa Aerada (LA) no tratamento de efluente de celulose e papel.

Condições (Carga e TDH)	Parâmetro	Eficiência (%)	Referência
COV 0,2-0,38 $kg_{DQO} m^{-3} d^{-1}$ TDH: 1-2,6d	DQO	60-70 (escala piloto) 30-40 (escala plena)	Welander et al. (1997)
TDH 6,5 d	DQO Cor	80 -20* a -45*	Milestone et al. (2004)
COV 0,2-1,1 $kg_{DQO} m^{-3} d^{-1}$ TDH 1-2,2 d	DBO_5 DQO	84-95 60-35	Chamorro et al. (2005)
COV de 0,6 $kg_{DQO} m^{-3} d^{-1}$ TDH de 1,96 d	DBO_5 e DQO Cor Fenóis	98 e 67 -17* -18*	Belmonte et al. (2006)
COV de 0,8 $kg_{DQO} m^{-3} d^{-1}$ TDH de 1,0 d	DBO_5 e DQO Fenol e Estigmasterol	96 e 65 20 e -30*	Chamorro et al. (2009)
COV de 9 $kg_{DQO} m^{-3} d^{-1}$ TDH de 1,9 – 0,13 d	DBO_5 e DQO Fitoesteróis	95 e 57-67 100	Xavier et al. (2009)
COV de 0,4 $kg_{DQO} m^{-3} d^{-1}$ TDH de 2,2 d	DBO_5 e DQO Cor e Fenóis	99 e 57 40 e -19*	Xavier et al. (2011)
COV de 0,02 $kg_{DQO} m^{-3} d^{-1}$ TDH de 28 d	COT Cor	37 -96*	Lewis et al. (2012)
COV de 0,15 $kg_{DQO} m^{-3} d^{-1}$ TDH de 5,6 d	Fitoesteróis DQO	83 64	Dykstra et al. (2015)
COV 0,2 $kg_{DQO} m^{-3} d^{-1}$ TDH 3,8 d	DBO_5 e DQO Cor e CL	86 e 52 20 e 30	Machado et al. (2018)

Nota: COV: Carga Orgânica Volumétrica ($kg_{DQO} m^{-3} d^{-1}$); TDH: Tempo de Detenção Hidráulico (dias); DQO: Demanda Química de Oxigênio; DBO_5 : Demanda Bioquímica de Oxigênio; COT: Carbono Orgânico Total; CL: Compostos Lignínicos. *Valores negativos indicam incremento do parâmetro.

Há diversos estudos sobre o tratamento de efluente de indústria de celulose por lagoas aeradas, sendo avaliado principalmente seu comportamento frente às

modificações nos parâmetros de controle como COV e TDH. O estudo no qual houve modificação física no sistema de tratamento foi de Welander et al. (1997), que adotavam um meio de suporte especificamente desenvolvido para lagoas aeradas em escala piloto para tratamento do efluente industrial durante um ano. Os autores obtiveram no tratamento em escala piloto com material de suporte, eficiências de remoção superiores a 60% de DQO, *versus* remoções de 40% na escala plena sem o material.

Ainda que este tipo de tratamento seja eficiente na remoção da matéria orgânica biodegradável (DBO_5), outros compostos do efluente Kraft, como os compostos lignínicos e seus derivados, podem persistir devido à sua recalcitrância, atribuindo Cor e ecotoxicidade ao efluente mesmo após tratamento biológico em lagoa aerada (LA) (MACHADO et al., 2018; RABELO, 2005).

Neste contexto, há um crescente interesse no desenvolvimento de tecnologias mais econômicas e adaptáveis para a atualização e expansão de estações de tratamento de águas residuárias existentes. Para isso novas combinações de tratamento, como os sistemas com meio de suporte em leito móvel, podem mostrar-se vantajosos, reduzindo o TDH e contornando possíveis limitações econômicas e espaciais que podem inviabilizar as ampliações na capacidade de estações de tratamento (HUBBE et al., 2016; KAMALI; KHODAPARAST, 2015).

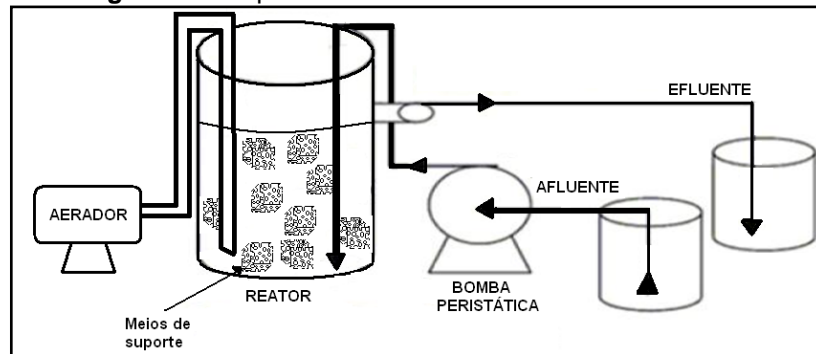
3.5 Sistemas de tratamento com meio de suporte em leito móvel

Considerando o tratamento biológico, têm-se os sistemas com meios de suporte em leito móvel. Alguns exemplos são o reator de leito móvel (*Moving Bed Biofilm Reactor* – MBBR), o sistema integrado de lodo ativado com biofilme (*Integrated-fixed Film Activated Sludge* – IFAS) e o reator anaeróbio de leito móvel (*Anaerobic Moving Bed Biofilm Reactor* – AMBBR) (HUANG et al., 2015; KARADAG et al., 2015; LEYVA-DÍAZ et al., 2017).

O reator MBBR mantém em suspensão no interior os meios de suporte com densidade inferior a da água, que sujeitos à agitação promovida pelo sistema de aeração ou pelo misturador, apresentam mobilidade elevada e, conseqüentemente, maior exposição e contato com a massa líquida em suspensão no reator, Figura 4. Este reator consiste, portanto, em uma unidade biológica híbrida, na qual

organismos decompositores são mantidos tanto em suspensão na massa líquida, como também aderidos aos meios de suporte (LEYVA-DÍAZ et al., 2017).

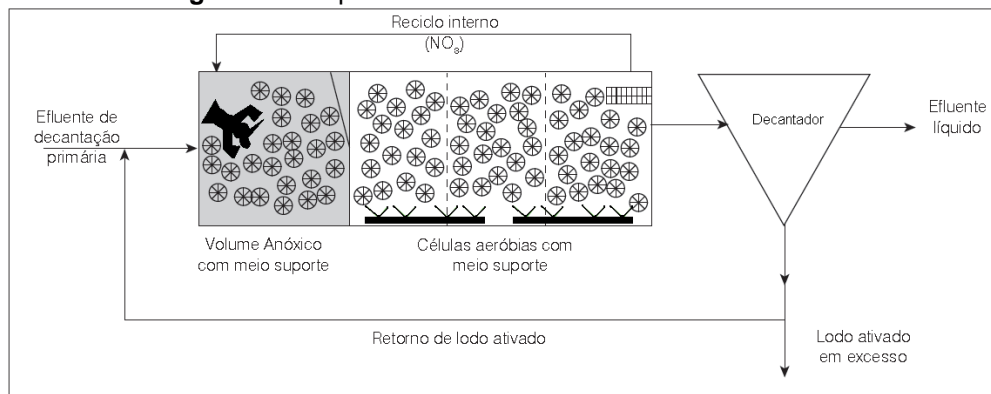
Figura 4 – Esquema de funcionamento do reator MBBR.



Fonte: Adaptado de Vanzetto (2012).

O sistema integrado de lodo ativado com biofilme em meios de suporte em leito móvel, esquematizado na Figura 5, também é uma associação do sistema de lodos ativados e o reator com biofilme em filtros biológicos, na qual a biomassa cultivada no lodo ativado é imobilizada no meio de suporte que ocupa de 10 a 70% do volume passando a ter mobilidade no reator, caracterizando um MBBR (reator de leito móvel). Este sistema também é uma alternativa para ampliação da estação de tratamento de efluentes, aumentando sua capacidade sem saturar os decantadores secundários uma vez que os meios de suporte também auxiliam na minimização do arraste de sólidos para a unidade subsequente do sistema (FUJII et al., 2013; HUANG et al., 2015).

Figura 5 – Esquema de funcionamento de sistema IFAS.

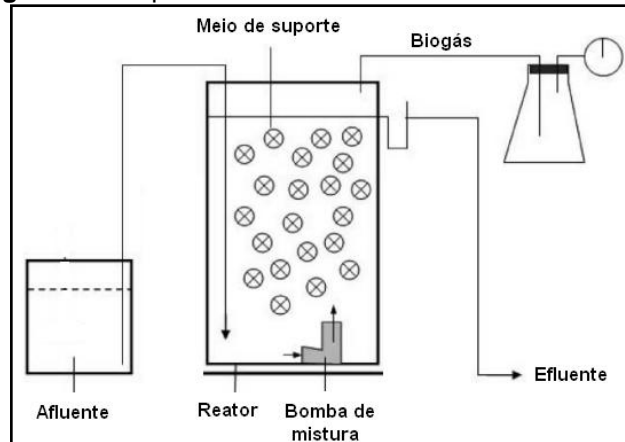


Fonte: Fujii et al.(2013).

O reator AMBBR, esquematizado na Figura 6, é um sistema de tratamento biológico que se difere do sistema MBBR com relação a ser um tratamento

anaeróbico, sem a injeção de ar e com agitação predominantemente mecânica. O reator AMBBR tem apresentado eficiência e estabilidade, inclusive em taxas de próximas a $29,6 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ (SHELI; MOLETTA, 2007).

Figura 6 – Esquema de funcionamento de reator AMBBR.



Fonte: Adaptado de Sheeli e Moletta (2007).

No geral, a estabilidade dos reatores de leito móvel frente às variações de cargas típicas em estações de tratamento de efluentes é um dos atrativos para seu uso no tratamento de efluentes industriais (QIQI et al., 2012).

3.5.1 Escolha do meio de suporte utilizado em sistemas de leito móvel

Um dos principais parâmetros no desenvolvimento e aplicação de sistemas de leito móvel é a seleção do meio de suporte empregado. Para sua escolha considera-se, dentre suas características, a área superficial específica, a qual é definida como a razão entre a área do meio de suporte e o volume por ele ocupado (MINEGATTI, 2008).

Os meios de suporte utilizados são fabricados, geralmente, em polietileno de alta densidade ou polipropileno, são inertes e possuem elevada área superficial (RODGERS; ZHAN, 2003). Devido à similaridade entre a densidade dos meios de suporte e da água, os meios de suporte permitem fácil agitação, pois na ausência desta, estes flutuam (VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012).

Para a escolha dos meios de suporte almeja-se a melhor adesão dos microrganismos, alta resistência mecânica e baixo custo. Propriedades como área superficial, porosidade, rugosidade, diâmetro de partícula e densidade afetam a dinâmica de adesão dos microrganismos (CHENG et al., 2010). Outro importante

parâmetro é a quantidade de meios de suporte disponíveis para desenvolvimento do biofilme. Em geral, a quantidade a ser adicionada ao reator é obtida através de um percentual do seu volume. É recomendada razão entre o volume do meio de suporte e o volume do reator, na faixa de 25 a 70%. No entanto, as razões de preenchimento são geralmente empregadas de 50 a 65% (FUJII, 2011; VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012).

Segundo Fujii (2011), a adição dos meios de suporte pode ser realizada gradativamente, possibilitando a correção de eventuais erros no funcionamento do sistema de leito móvel, também permitindo aumento nas razões de preenchimento com aumento na carga volumétrica (FUJII, 2011).

Há grande variedade de meios de suporte para sistemas de leito móvel e algumas de suas aplicações estão apresentadas na Tabela 3 para tratamento de diferentes efluentes industriais e esgotos sanitários de origem doméstica.

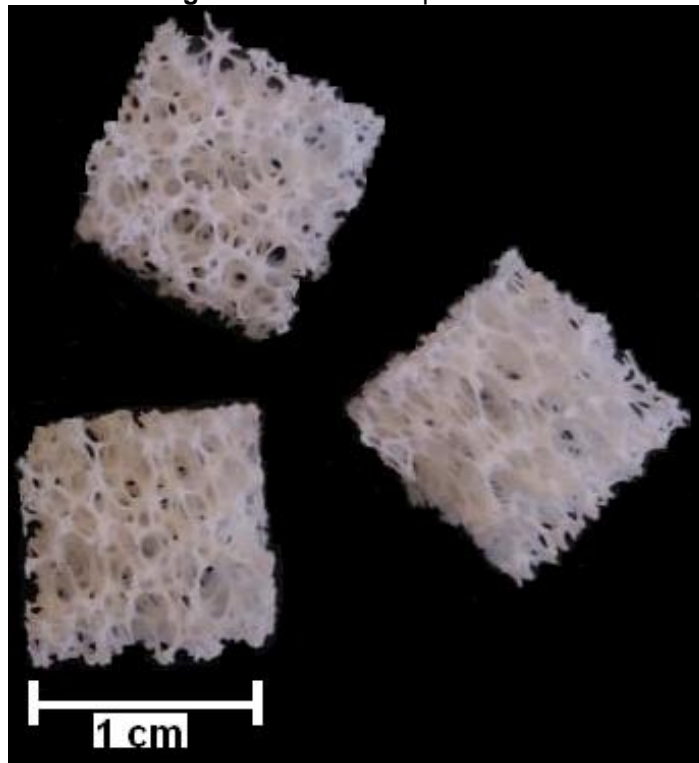
Tabela 3 – Aplicações do reator MBBR para tratamento de efluentes.

Efluente	Objetivo	TDH (h)	Meio de Suporte	Eficiência (%)	Referência
Celulose	DQO DBO ₅	-	APG	65-80 90	Sakuma (2004)
Efluente Salino	DQO Fenol	8-24	Polietileno de alta densidade (HDPE)	75-99 84-99	Nakhli et al. (2014)
Papel e celulose	DQO DBO ₅	0,8-25	Chip-P	56 35	Minegatti et al. (2014)
Celulose Kraft	DQO DBO ₅ Cor	80-2	Kaldness K3	30-52 88-98 24-7	Vanzetto et al. (2014)
Lácteo	DQO DBO ₅	0,5-12	-	84 89	Shailesh et al. (2016)
Água cinza	DQO DBO ₇ COD	29-38	EMK	94,5 99,4 91	Saidi et al. (2017)
Celulose Kraft	DQO DBO ₅ Cor CFT	20-3	AMB	40-41,6 88,4-93,5 0-5,8 8,8-36,4	Peitz; Xavier (2017)
Pós ozonização de mistura de anti-inflamatórios	Subprodutos de diclofenaco	35,7-41,8	Kaldness K5	86-97	El-taliawy et al. (2018)
Celulose Kraft	DQO DBO ₅ Cor; CFT	13,3-2,2	APG	33-42 80-91 20-(-10) 39-(-18)	Peitz; Xavier (2018)
Lavanderia comercial	DQO DBO ₅	10,4-6,24	Kaldness K5	84-94 95-98	Bering et al. (2018)
Hospitalar	Alquilsulfato de benzeno	24	Kaldness K1	92,3-95,8	Shokoohi et al. (2018)

Como pode ser visto na Tabela 3, em geral os meios de suporte são aplicados para promover a remoção de matéria orgânica carbonácea (DQO e DBO₅) no tratamento de efluentes, alcançando remoções superiores a 80% da DBO₅ e mais de 50% para DQO com aplicação de meios de suporte em leito móvel.

Dentre os diversos meios de suporte apresentados na Tabela 3, tem-se o AQUAPOROUSGEL[®] (APG) da Nisshinbo Chemical Inc.. O APG tem formato cúbico com arestas de 10 mm (Figura 7), multiporoso, com área específica superficial superior a 3000 m² m⁻³, massa específica de 30 kg_{seco} m⁻³ e seu material é à base de polietilenoglicol. Este possui alta resistência à abrasão, absorvendo água e fornecendo uma superfície hidrofílica para as bactérias se fixarem e colonizarem (NISSHINBO CHEMICAL INC., 2018; SAKUMA, 2004).

Figura 7 – Meio de suporte APG.



Fonte: Autoria própria.

O APG tem ampla gama de aplicações, nas quais, em efluente de celulose apresentou alta performance (DQO: 65-80% e DBO₅: 90%) (SAKUMA, 2004). Na degradação de efluente sintético contendo corante vermelho (RR239), Almaguer (2018) obteve remoção de 94% para Cor, 90 para DQO e 98% para nitrogênio

amoniacal em sistema combinado de biofiltro anaeróbio e aeróbio seguido de processo enzimático.

Di Biase (2016) notou eficiências de remoção de 80% para DQO tratando efluente sintético, em reator anaeróbio de leito móvel (AMBBR), na COV $20 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ e de 88% de DQO e 92,5% de DQO solúvel em efluente de cervejaria e TDH de 18 horas,. E também no tratamento de esgoto sintético com lixiviado de aterro sanitário, em sistema de biomassa em suspensão (lodos ativados) e biomassa aderida (filtro submerso utilizando meio de suporte APG), de Santiago (2018), obteve remoções de 86,7% de DQO e 94,7% de nitrogênio amoniacal.

3.6 Teste de ecotoxicidade

Testes de ecotoxicidade são definidos como procedimentos nos quais respostas de organismos-teste são utilizadas para avaliar a qualidade de cargas de efluentes e outras substâncias. Estes testes são realizados sob condições experimentais específicas, com o intuito de estimar o efeito ecotoxicológico de substâncias, efluentes industriais e amostras ambientais (águas ou sedimentos).

Nesses ensaios, os organismos-testes são expostos a diferentes concentrações da amostra e os efeitos ecotóxicos produzidos sobre eles são observados e avaliados (ALLI; SREEKRISHNAN, 2001; AREZON et al., 2008; COSTA et al., 2008; PARANÁ, 2010).

Os efeitos ecotoxicológicos para amostras mais complexas, como os efluentes industriais, podem ser expressos pelo Fator de Toxicidade (FT), onde esta unidade representa quantas vezes o corpo receptor precisaria diluir o efluente para que ele deixe de ser tóxico para os organismos presentes nos corpos d'água. Quanto mais alto for este valor, mais elevada será a ecotoxicidade da amostra (AREZON et al., 2008; UNITED STATES ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY, 2002).

Efluentes de celulose Kraft têm sido avaliados empregando diferentes organismos, tais como fungos, bactérias, microcrustáceos e diferentes espécies de peixes para avaliar genotoxicidade, ecotoxicidade aguda e crônica. O tratamento destes efluentes por processos físico-químicos, biológicos ou avançados pode diminuir a toxicidade parcial ou completamente. Para estes tem se observado que a remoção de ecotoxicidade aguda pode chegar a 100%, dependendo do organismo

testado, após tratamento por sistemas biológicos e 30% para tratamentos físico-químicos (CHANDRA et al., 2011; CHANDRA, SINGH, 2012; GRÖTZNER, 2014; TIKU et al., 2010; VEPSÄLÄINEN et al., 2011).

Organismos-teste como *Daphnia magna* têm sido amplamente representativos na avaliação de ecotoxicidade de produtos químicos ou derivados como efluentes (KNIE; LOPES, 2004). Sendo internacionalmente reconhecida como organismo-teste e utilizada há décadas em laboratórios ecotoxicológicos, por apresentar curto tempo de vida e de reprodução, o que permite seu uso tanto para testes agudos como crônicos, além de mostrar expressiva sensibilidade em uma metodologia simples de ser aplicada (KNIE; LOPES, 2004).

Seus descendentes são geneticamente idênticos, o que assegura a uniformidade de respostas nos ensaios por sua estabilidade genética, sendo esta espécie adequada para testes estáticos, semiestáticos ou de fluxo contínuo (KNIE; LOPES, 2004; UNITED STATES ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY, 2002).

No Brasil, nas resoluções 357/05 e 430/11 do Conselho Nacional de Meio Ambiente são definidos o enquadramento e os padrões para lançamento de efluentes em corpos hídricos. De acordo com estas resoluções, não deve ser constatado efeito de ecotoxicidade nos efluentes para os organismos aquáticos e ao corpo receptor (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 2005; CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 2011).

Em âmbito estadual, tem-se no Paraná a resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CEMA) nº 081/10, na qual são dispostos critérios e padrões de toxicidade para controle de efluentes lançados em corpos d'água (PARANÁ, 2010).

Para o lançamento de resíduos tratados de celulose e papel, deverão ser analisadas as características dos corpos hídricos receptores e também o Fator de Toxicidade (FT) dos efluentes. Isto é feito nos organismos-teste *Vibrio fischeri* e *Daphnia magna*, onde, após o reconhecimento dos efeitos ecotoxicológicos nesses organismos, o órgão ambiental competente, mediante solicitação, poderá reavaliar e dar continuidade ao monitoramento com o uso apenas do organismo-teste mais sensível (PARANÁ, 2010).

Para efluentes de indústria de celulose e papel, o FT (Fator de Toxicidade) atualmente é de 2 em ensaios agudos e, pelas características apresentadas anteriormente, o microcrustáceo *Daphnia magna* demonstra ser a preferência para avaliar a ecotoxicidade dos efluentes destas indústrias (PARANÁ, 2010).

4 METODOLOGIA

4.1 Efluente de celulose kraft

4.1.1 Coleta e caracterização

O efluente utilizado para tratamento contínuo nos sistemas de lagoas aeradas modificados com adição de APG (LA – APG) foi gentilmente cedido por uma indústria de celulose Kraft sem branqueamento da região de Curitiba. As coletas foram feitas depois da calha *Parshall*, antes da decantação primária e do tratamento biológico por lagoa aerada. As amostras foram armazenadas ao abrigo da luz a 4°C em galões de 20 L (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1987).

A caracterização das amostras coletadas foram conduzidas com a determinação de demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), Cor verdadeira (Vis_{440nm}), compostos fenólicos totais (CFT), compostos lignínicos (CL), aromático e lignossulfônicos, em amostras filtradas com filtro de nitrocelulose de porosidade 0,45 µm (APHA, 2012; ÇEÇEN, 2003; CHAMORRO et al., 2005).

4.2 Descrição dos sistemas de tratamento LA – APG

O tratamento biológico contínuo foi realizado em reator aerado que simula lagoas aeradas, com região de sedimentação, com 1 L de volume útil e modificadas com a adição de meios de suporte esponjoso APG (1 cm³) (Figura 7) para crescimento microbiano. Estes ocuparam 10% do volume das lagoas, sendo que em uma se manteve os meios de suporte livres, LA(A), e em outra estes foram confinados em gaiola plástica, LA(B), conforme as Figuras 8 e 9.

Figura 8 – LA's contendo meios suportes a) Livres e b) Confinados vista de cima.

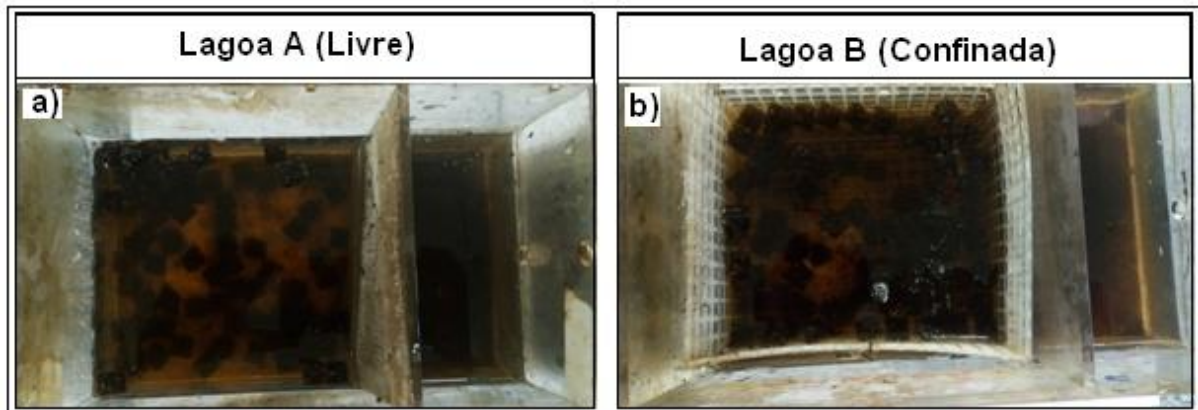
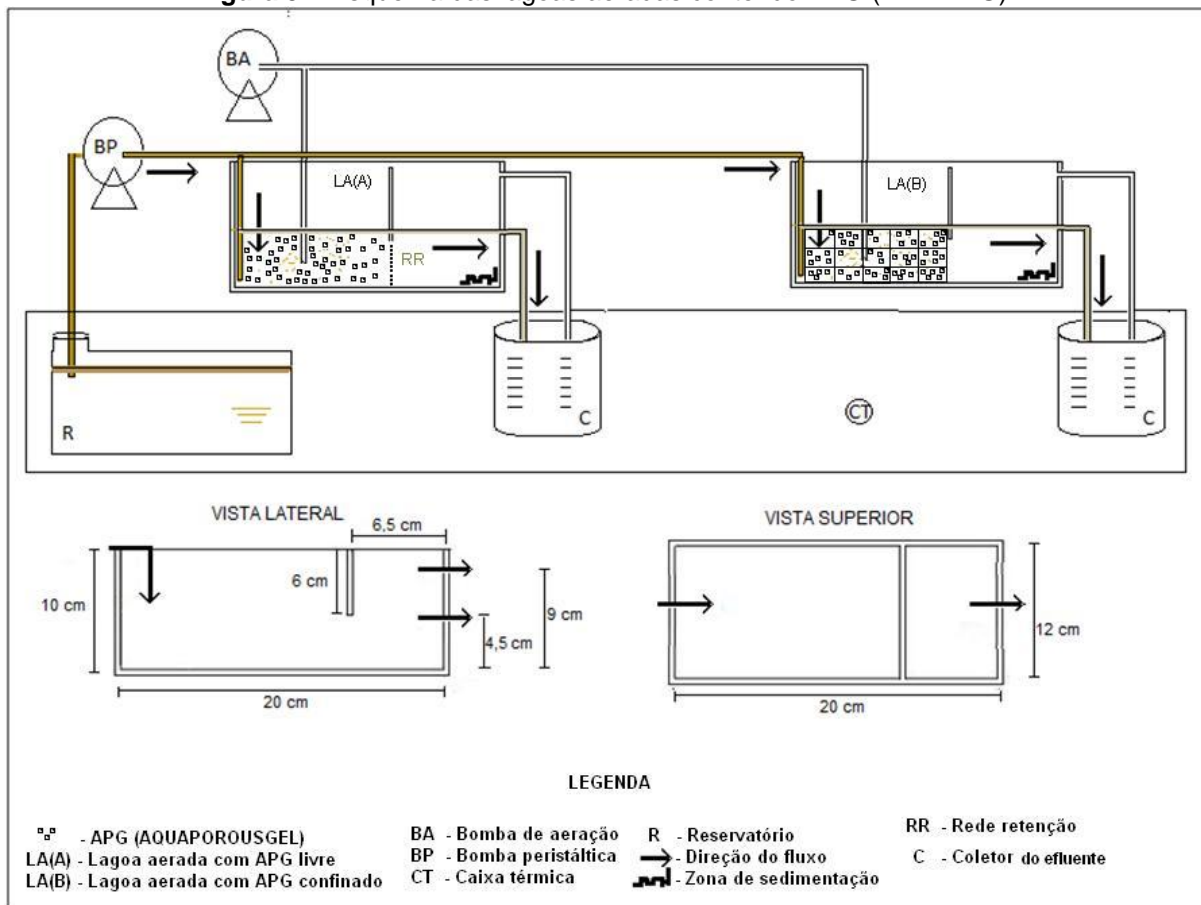


Figura 9 – Esquema das lagoas aeradas contendo APG (LA – APG).



Fonte: Adaptado de Machado (2017).

A aeração foi promovida por bombas de ar para manter os meios de suporte em circulação e manter a concentração de oxigênio dissolvido suficiente para o tratamento, superior a $4,0 \text{ mg L}^{-1}$ medido com oxímetro (modelo Lutron DO-5519) (ORDAZ-DIAZ et al., 2016).

Os sistemas foram operados no Laboratório de Tratamento de Águas Residuárias (LATAR) da UTFPR - Curitiba. Os meios de suporte APG

(AQUAPOROUSGEL[®]), usados durante o tratamento biológico contínuo, foram gentilmente cedidos pela Nisshinbo Chemical Inc..

A alimentação deu-se por meio de bombas peristálticas (modelo Milan - Mod.BP 600) e a aeração por bombas de ar (modelo Boyu - U 3800). Para o preparo do Afluente, antes do tratamento, foi adicionada solução contendo NH₄Cl (19,103 g L⁻¹) e K₂HPO₄ (5,624 g L⁻¹), afim de se obter a proporção de 100:5:1, para a DBO₅:N:P (DIEZ et al., 2002).

O pH do efluente foi corrigido para 7,00 ± 0,02 (pHmetro CienlaB mPA-210), com soluções de H₂SO₄ (0,01 e 1 mol L⁻¹) e NaOH (0,01 e 1 mol L⁻¹) antes da entrada nas lagoas aeradas. A temperatura e oxigênio dissolvido (OD) nos reatores foram monitorados por meio de medição direta (Oxímetro Lutron DO-5519).

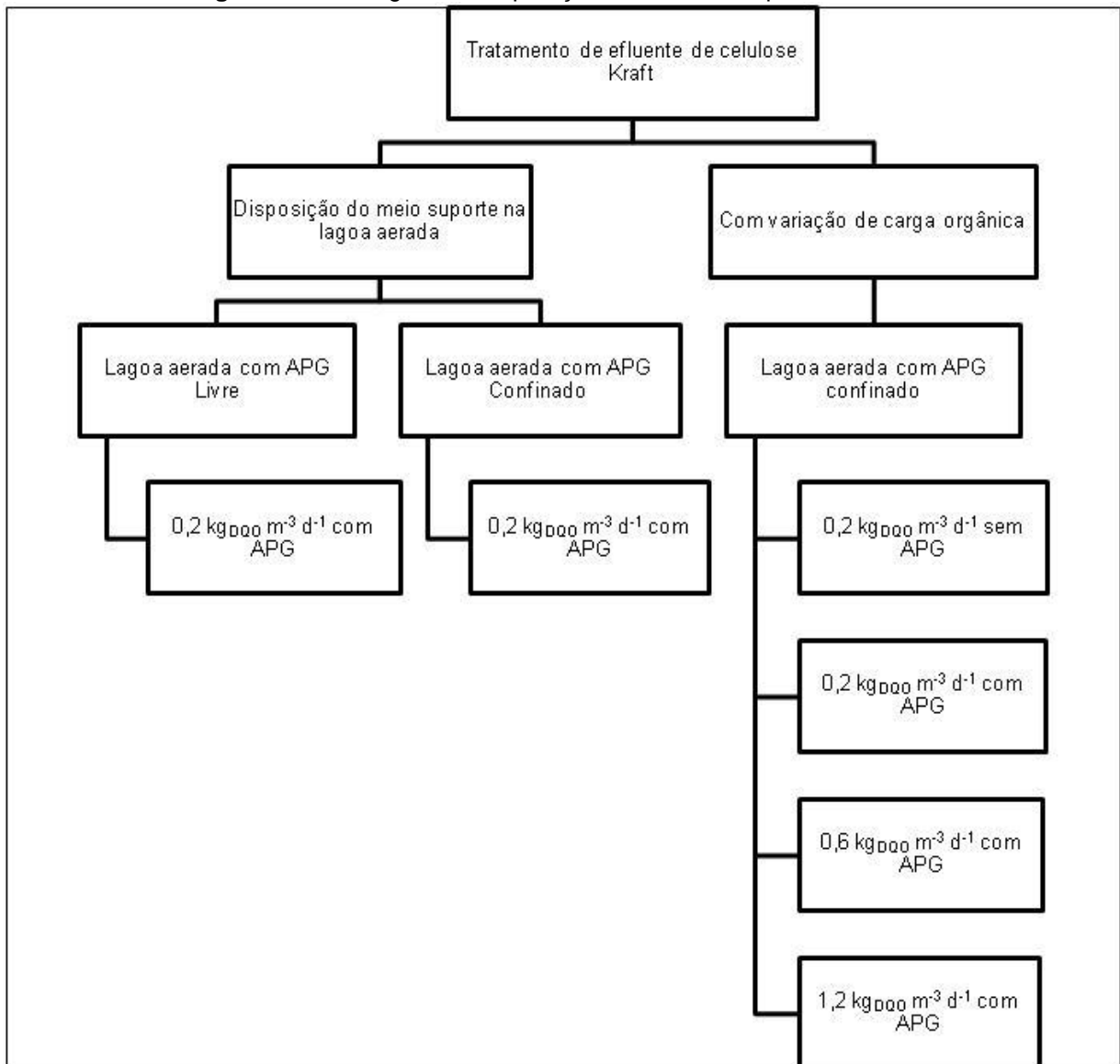
Em relação à Carga Orgânica Volumétrica (COV/kg_{DQO} m⁻³ d⁻¹), esta foi mantida variando o Tempo de Detenção Hidráulica (TDH/d), levando em conta as COVs previstas (0,2, 0,6 e 1,2 kg_{DQO} m⁻³ d⁻¹) e a concentração de matéria orgânica do Afluente, em termos de DQO (Demanda Química de Oxigênio/mg L⁻¹), de acordo com a Equação 1.

$$COV = \frac{DQO}{TDH} \quad (\text{Equação 1})$$

4.3 Estratégia de operação do tratamento por LA – APG

Na Figura 10 está apresentado o fluxograma relativo ao estudo realizado no tratamento por sistema LA – APG.

Figura 10 – Fluxograma da operação do tratamento por LA - APG.



Neste estão representados os dois estágios trabalhados com lagoas aeradas modificadas com APG, no qual no primeiro estágio foi avaliado a disposição dos meios de suporte nas lagoas aeradas com adição de APG (LA – APG) nas modalidades livre e confinado na carga orgânica volumétrica $0,2 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, semelhante a da indústria de celulose que forneceu o efluente (COMUNICAÇÃO PESSOAL). Neste estágio o tempo total de operação foi de 89 dias. O segundo estágio avaliou a influência da variação de carga orgânica volumétrica (COV) aplicada na lagoa aerada com APG operando em quatro etapas: $0,2 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ sem APG e nas cargas 0,2; 0,6 e $1,2 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, com APG, na LA – APG confinada, operando por 61 dias. As mudanças de carga foram realizadas quando o

sistema atingiu o estado estacionário (variação inferior a 10% na remoção de matéria orgânica).

4.4 Inoculação

Utilizou-se lodo proveniente do fundo de lagoa aerada de indústria de celulose não branqueada da região de Curitiba, para concentração final de 70 mgSSV L⁻¹ em cada sistema, valor este intermediário entre os usados em sistemas biológicos aerados (SPERLING, 2014) e a concentração em lagoa aerada facultativa no tratamento de efluente Kraft de Machado et al. (2018).

Na avaliação da disposição dos meios de suporte ambos os sistemas deram partida sem a inoculação de lodo, baseando-se em outros trabalhos de reatores de leito móvel nos quais não foram feitas inoculações (PEITZ; XAVIER, 2017). Após 32 dias de operação, ambas as lagoas aeradas foram inoculadas devido ao não crescimento visível de sólidos suspensos e aderidos. Na avaliação com variação de carga orgânica volumétrica a inoculação foi feita já na partida da lagoa aerada sem APG.

4.5 Parâmetros físico-químicos

Os parâmetros de operação e frequência foram baseados em Xavier et al. (2011), como apresentado no Quadro 1.

Quadro 1 – Parâmetros e frequência de operação das LA – APG.

Parâmetros	Frequência de operação	Referência
Vazão (L d ⁻¹)	Diária	-
pH	Diária	pHmetro CienlaB mPA-210
Temperatura	Diária	-
OD (mg L ⁻¹)	1 vez por semana	Oxímetro Lutron DO-5519
DQO (mg L ⁻¹)	3 vezes por semana	(5220 D) APHA, 2012
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	2 vezes por semana	(5210 B) APHA, 2012
Sólidos Aderidos (mg L ⁻¹)	1 vez por COV*	(2540 D,E,F) APHA, 2012
Sólidos em Suspensão (mg L ⁻¹)	1 vez por COV*	(2540 D,E,F) APHA, 2012
Cor (Vis _{440nm})	3 vezes por semana	CHAMORRO et al., 2009
Compostos lignínicos (UV _{280nm})	3 vezes por semana	ÇEÇEN, 2003
Compostos lígnossulfônicos (UV _{346nm})	3 vezes por semana	ÇEÇEN, 2003
Compostos aromáticos (UV _{254nm})	3 vezes por semana	ÇEÇEN, 2003
Compostos Fenólicos Totais (mg L ⁻¹)	3 vezes por semana	CHAMORRO et al., 2009
Ecotoxicidade Aguda (FT)	1 vez por COV*	NBR 12713, 2016

*COV: Carga Orgânica Volumétrica (kg_{DQO} m⁻³ d⁻¹)

O monitoramento do desempenho das LA – APG foi feito com base nas remoções de carga de DQO, DBO₅, Cor, compostos derivados de lignina e compostos fenólicos totais (CFT). As remoções dos parâmetros físico-químicos foram calculado com base na Equação 2.

$$\text{Remoção de carga}/(\%) = \frac{(Q_{\text{Afluente}} \times C_{\text{Afluente}} - Q_{\text{Efluente}} \times C_{\text{Efluente}})}{Q_{\text{Afluente}} \times C_{\text{Afluente}}} \times 100 \quad (\text{Equação 2})$$

Onde:

Q_Afluente = Vazão do Afluente (L d⁻¹)

Q_Efluente = Vazão do Efluente (L d⁻¹)

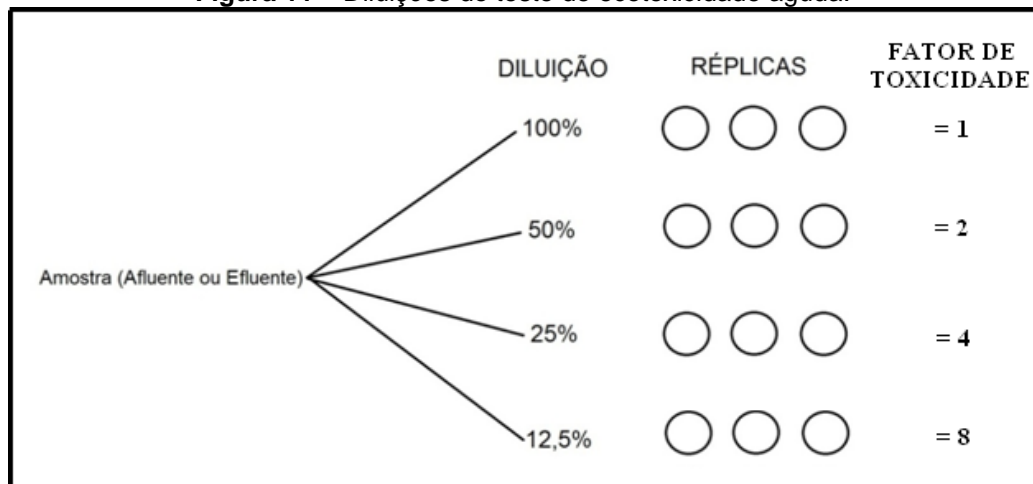
C_Afluente = Valor do parâmetro analisado do Afluente (mg L⁻¹ ou abs)

C_Efluente = Valor do parâmetro analisado do Efluente (mg L⁻¹ ou abs)

4.5.1 Ecotoxicidade aguda

Os efeitos agudos foram avaliados de acordo com a norma NBR 12713 de Ecotoxicologia Aquática com o organismo *Daphnia magna* (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2016). Os organismos utilizados foram oriundos de cultivos mantidos no Laboratório de Ecotoxicologia da UTFPR, câmpus Curitiba, sede Ecoville.

Para estes ensaios foram utilizados filhotes (neonatos entre 2 e 26 horas de vida) provenientes de um mesmo lote, com as mesmas condições de cultivo e idade (KINIE; LOPEZ, 2004). Os filhotes foram submetidos ao gradiente de concentrações do efluente testado, além do controle, seguindo 4 concentrações (12,5%; 25%; 50% e 100%), como mostrado na Figura 11, utilizando-se água de diluição (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2016).

Figura 11 – Diluições do teste de ecotoxicidade aguda.

Fonte: Autoria própria.

Cada concentração foi avaliada em triplicata e mantida nas mesmas condições de temperatura que o cultivo, protegido de incidência luminosa em incubadora a 20 °C. Em cada béquer de 50 mL foram adicionados 20 neonatos em 40 mL das respectivas concentrações da amostra e do controle (contendo apenas água de diluição) (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2016).

O efeito agudo foi estimado, baseando-se na CE_{50} , em 48h de exposição, obtida e convertida para Fator de Toxicidade (FT), unidade mais comumente utilizada para efluentes industriais no Brasil, que é a unidade que representa quantas vezes o corpo receptor precisaria diluir o efluente para que ele deixe de ser tóxico para os organismos (AREZON et al., 2008; ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2016).

4.5.2 Sólidos aderidos ao meio de suporte e suspensos no licor misto

Os sólidos aderidos foram considerados como o biofilme formado nos meios de suporte APG durante o tratamento biológico por lagoas aeradas modificadas. O biofilme aderido ao meio de suporte esponjoso foi quantificado por adequação do método da seção 2540 D, E e F de *American Public Health Association* (2012) no qual as amostras do APG foram submetidas a banho de ultrassom em volume de 50 mL em água deionizada por 1 (uma) hora, sendo sequencialmente conduzido conforme o mesmo método. Os sólidos foram quantificados de tal forma que a sua concentração representa a quantidade de sólidos aderidos nos meios de suporte no volume de um litro do sistema de tratamento, em $mg L^{-1}$.

Os sólidos suspensos foram considerados como a biomassa presente no licor misto do sistema. As análises foram feitas de acordo com seção 2540 D, E e F de *American Public Health Association* (2012). Ambas as determinações foram realizadas em triplicata durante o estado estacionário de cada carga orgânica volumétrica aplicada e os resultados foram expressos em mg L^{-1} .

4.5.3 Análise microbiológica para bactérias, fungos e leveduras no biofilme do meio de suporte APG

As análises microbiológicas para identificação da presença de microorganismos foram realizadas no laboratório de microbiologia da Universidade Federal do Paraná – UFPR pela mestranda Giovanna Zuzarte Candido do grupo de Pós-Graduação em Microbiologia, Parasitologia e Patologia. As amostras analisadas são oriundas do final dos tratamentos por lagoas aeradas modificadas com meio de suporte APG (LA – APG).

O método utilizado para realizar o isolamento e identificação dos organismos presentes no meio de suporte APG seguiu os protocolos adaptados e elaborados por Petrini (1991) para o isolamento de bactérias e leveduras e de Marques et al. (2006) para fungos.

De modo geral, foram realizados métodos semelhantes para as extrações de fungos, bactérias e leveduras. As amostras do meio de suporte APG foram seccionadas em pedaços, com cerca de $0,5 \text{ cm}^3$, e foram colocadas para o enriquecimento em meio líquido para que houvesse o aumento do número de colônias, para bactérias foram colocadas em meio Agar simples e para fungos e leveduras em meio extrato de malte e meio *Sabouraud*.

Após três dias de cultivo, a 28°C , sem CO_2 e na ausência de luz, foi feito o isolamento de colônias para outras placas (com os mesmos meios de onde foram retirados) a fim de haver a identificação.

A segunda metodologia utilizada foi o ‘plaqueamento direto’, no qual, o meio de suporte APG seccionado foi colocado em tubos contendo água peptonada e alíquotas de $100 \mu\text{L}$ foram plaqueadas com alça de Drigalski em placas de meio *Sabouraud* e extrato de malte para identificação de fungos e leveduras e Agar simples para identificação de bactérias.

4.5.4 Análises de microscopia eletrônica de varredura (MEV)

As análises de microscopia eletrônica de varredura foram realizadas no Centro Multiusuário de Caracterização de Materiais – CMCM da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, câmpus Curitiba, sede Centro, bloco D, subsolo. Para a análise as amostras do meio de suporte foram coletadas no estado estacionário de cada carga orgânica volumétrica aplicada no tratamento, secas em liofilizador e armazenadas dentro de dessecador para posterior análise de MEV.

Estas foram metalizadas usando o equipamento Quanta Quorum Q150R ES para recobrimento com ouro e posterior análise no microscópio eletrônico de varredura, com filamento de tungstênio e câmara para amostras de até 250 mm de diâmetro e massa de 500 g com movimento total do estágio (XYZ e inclinação) ou 2 kg com movimento em XYZ ou 5 kg como movimento apenas em XY. Com detectores de elétrons secundários (SE) em alto vácuo (HV), em pressão variável (VP) e elétrons retroespalhados (BSE). Foram avaliadas três magnificações de 50x, 200x e 1000x por amostra de APG.

4.5.5 Análise estatística

Os dados obtidos durante o tratamento por lagoas aeradas modificadas com a adição de APG foram avaliados através de teste de comparação ANOVA e pós-Tukey no programa do Centro de Ciências Agrárias da UFSCar após verificação de normalidade dos mesmos, com nível de significância $p < 0,05$ e com a hipótese de apresentar diferença significativa entre os sistemas e suas cargas orgânicas volumétricas frente a remoção dos parâmetros físico-químicos avaliados (UFSCar, 2018).

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Avaliação da disposição dos meios de suporte nos sistemas LA – APG

5.1.1 Coleta e caracterização do efluente de celulose Kraft

Foram realizadas três coletas de efluente na indústria de celulose não branqueada durante o período de 89 dias de operação das lagoas aeradas (LA's). A caracterização de cada amostra de efluente de celulose Kraft está apresentada na Tabela 4.

Tabela 4 – Caracterização das amostras de efluente Kraft pré-tratamento biológico por lagoas aeradas modificadas com APG.

Parâmetros	Amostra 1	Amostra 2	Amostra 3
DQO (mg L ⁻¹)	313(78,9)	538(24,1)	337,7(65,3)
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	103,7(10,3)	76,5(10,2)	110,2(6,9)
DBO ₅ /DQO	0,35	0,14	0,33
CFT (mg L ⁻¹)	233,1(145)	397,3(88)	113,0(35)
Cor (Vis _{440nm})(1 cm x 1 cm)	5,39(1,80)	1,26(0,28)	0,24(0,04)
C. aromáticos (UV _{254nm})(1 cm x 1 cm)	1,92(0,09)	4,64(0,14)	3,05(0,34)
C. lignínicos (UV _{280nm})(1 cm x 1 cm)	0,20(0,07)	1,64(0,15)	1,01(0,16)
C. lignossulfônicos (UV _{346nm})(1 cm x 1 cm)	5,41(1,96)	8,43(1,12)	2,87(0,30)
UV _{254nm} /UV _{280nm}	0,35	0,55	1,06

*Nota: Valores entre parênteses representam o desvio padrão das amostras durante seu emprego no processo de tratamento, com n = 8 para cada amostra.

A amostra 1, empregada durante os dias 1 ao 32 e TDH de 1,35 d, apresentou relação DBO₅/DQO favorável ao tratamento biológico (0,34). Chamorro et al. (2009), apresentou efluente de celulose para tratamento em lagoa aerada, razão superior a 0,3. A amostra 1 apresentou concentração total de fenóis superior a 230 mg L⁻¹, a qual foi considerada alta segundo outros trabalhos (CHAMORRO et al., 2009; HUBBE et al., 2016)

A amostra 2, empregada durante os dias 33 a 69 e TDH de 1,95 d, apresentou relação DBO₅/DQO inferior a 0,2 e concentrações de compostos fenólicos totais próximos a 400 mg L⁻¹, indicando efluente pouco propício para tratamentos biológicos (CHAMORRO et al., 2009).

A amostra 3, empregada durante os dias 70 a 89 e TDH de 1,85 d, apresentou as características mais adequadas para realização do tratamento biológico, com razão DBO₅/DQO de 0,33 e com a menor concentração de CFT

(113 mg L⁻¹), estando de acordo com o observado em outros efluentes desta atividade industrial (CHAMORRO et al., 2009; HUBBE et al., 2016).

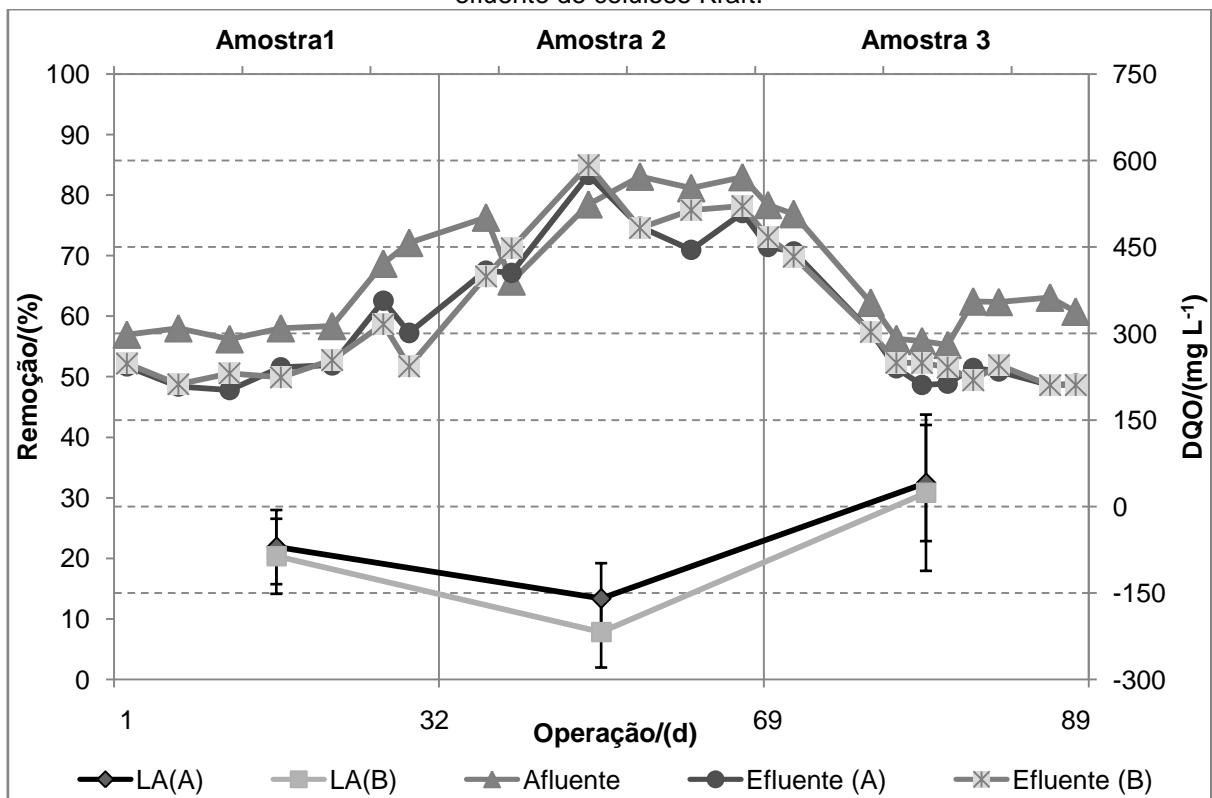
No geral, as caracterizações das distintas amostras estão de acordo com o encontrado por diferentes autores para efluentes de celulose e papel (ASSUNÇÃO et al., 2015; CABRERA, 2017; CHAMORRO et al., 2009; CHAMORRO et al., 2010; DIEZ et al., 2002; DUARTE et al., 2018; HUBBE et al., 2016; SWAMY et al., 2011; MACHADO et al., 2018; PEITZ; XAVIER, 2017; VANZETTO, 2012; XAVIER et al., 2009; XAVIER et al., 2011).

5.1.2 Operação dos sistemas LA – APG nas modalidades livre e confinado

5.1.2.1 Remoção de matéria orgânica

A avaliação da remoção de matéria orgânica foi baseada na redução de DQO e DBO₅ durante o tratamento biológico para cada um dos sistemas de lagoa aerada modificada com APG. Na Figura 12 é apresentada a eficiência média de remoção de DQO nas lagoas aeradas.

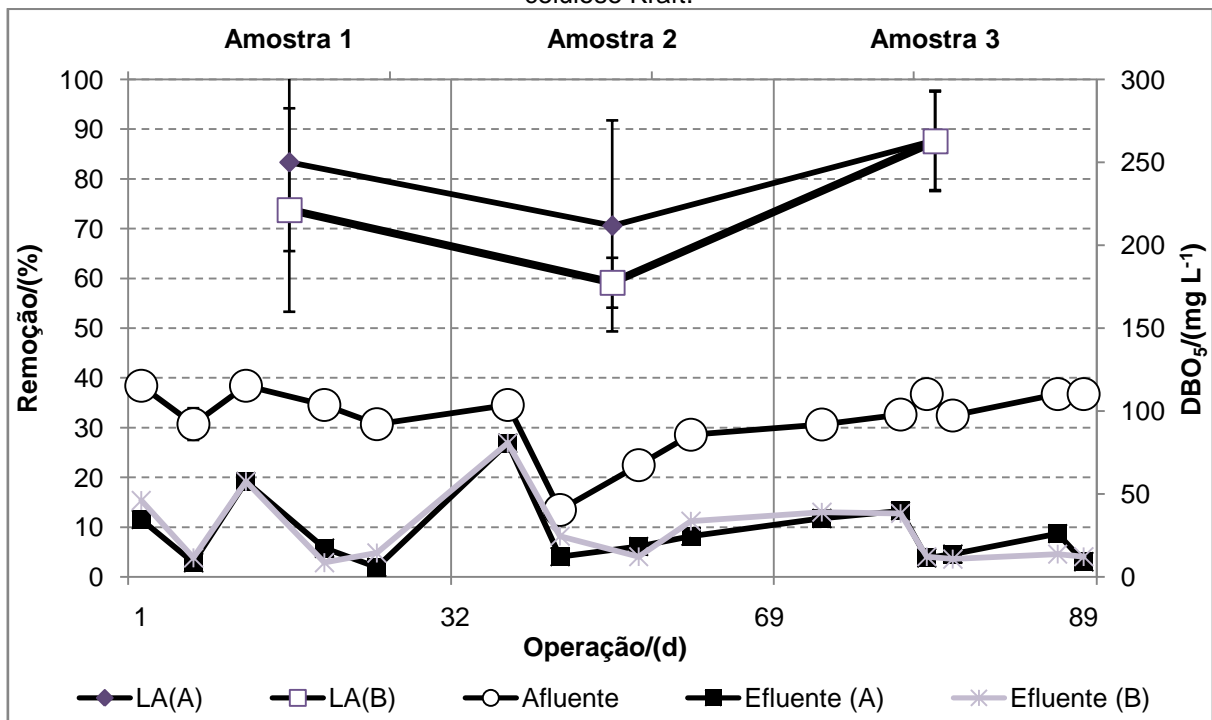
Figura 12 – Remoção de DQO nos sistemas livre - LA(A) e confinado - LA(B) durante tratamento de efluente de celulose Kraft.



Nela se observa que os sistemas, livre e confinado, apresentaram remoções de DQO entre 8 e 31%. Na amostra 1, os sistemas LA(A) e LA(B) proporcionaram remoções entre 15 e 28%. Na amostra 2 (mais recalcitrante), a remoção de DQO diminuiu para menos de 20%, na amostra 3, os valores alcançados (20-43%) foram próximos aos de Welander et al. (1997) (30-40%) tratando efluente de celulose em lagoa aerada e em escala plena. Porém estes foram inferiores aos valores obtidos na escala piloto (60-70%) do mesmo autor. Dykstra et al. (2015), tratando efluente de celulose por lagoa aerada na carga $0,15 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ e Belmonte et al. (2006) tratando efluente de celulose por lagoa aerada na carga $0,6 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ obtiveram remoções superiores a 60% e Machado et al. (2018), remoção média de 52% de DQO em lagoa aerada empregando, em lagoa aerada facultativa, carga $0,2 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ no tratamento de efluente de celulose Kraft, na ausência do APG.

Na Figura 13 é apresentada a média de remoção de DBO_5 em ambas as lagoas aeradas com adição do APG.

Figura 13 – Remoção de DBO_5 nos sistemas LA(A) e LA(B) durante o tratamento de efluente de celulose Kraft.



Os valores médios de remoção de DBO_5 , para as lagoas estudadas foram superiores a 50%, indo de encontro com a literatura, onde em sistemas de lagoas

aeradas as remoções de DBO_5 podem variar de 50 a 90 % em efluente de indústria de papel e celulose (MACHADO et al., 2018; SWAMY et al., 2011). Comparando-se as lagoas aeradas tratando a amostra 2 (mais recalcitrante), verificou-se que a LA(B) apresentou remoção de DBO_5 de 50 a 68%, enquanto que LA(A) (APG livre) apresentou remoções de DBO_5 de 50 a 92%. Em Chamorro et al. (2009), foram obtidas remoções de 48 a 96% para TDH de 0,5 a 1 dia e Machado et al. (2018) de 86% para COV $0,2 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$.

Pode-se observar que em ambos os sistemas LA – APG a remoção de matéria orgânica foi afetada pela biodegradabilidade do efluente, onde a amostra 2, se tratava de um efluente com razão DBO_5/DQO 60% inferior a razão da amostra 1. Mesmo assim, considerando a legislação vigente, Resolução n°070/2009, a DBO_5 no Afluente tratado foi inferior a 50 mg L^{-1} , atendendo assim os critérios de lançamento quanto a este parâmetro (Tabela 5) (PARANÁ, 2009).

Tabela 5 – Concentração média do Efluente após tratamento por sistema LA – APG.

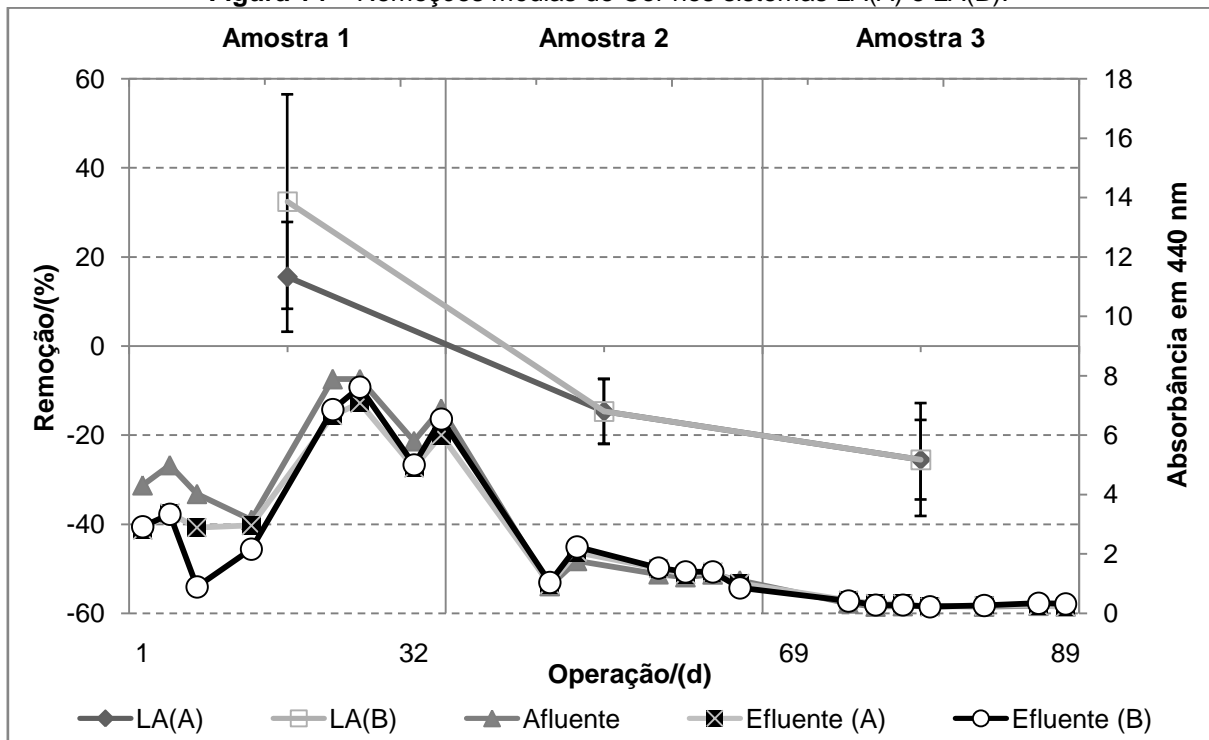
Lagoa	A (Livre)			B (Confinado)		
Efluente	Amostra 1	Amostra 2	Amostra 3	Amostra 1	Amostra 2	Amostra 3
$\text{DBO}_5 \text{ (mg L}^{-1}\text{)}$	17 ± 10	$21 \pm 6,1$	14 ± 13	14 ± 10	29 ± 10	12 ± 12

Comparando-se os sistemas LA(A) e LA(B), não foi verificada diferença nos valores de remoções de DBO_5 nas amostras 1 e 3 na COV $0,2 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$.

5.1.2.2 Avaliação de Cor

Na Figura 14 é apresentada a variação da remoção de Cor verdadeira ($\text{Vis}_{440\text{nm}}$) ao longo do tempo de operação dos sistemas LA – APG.

Figura 14 – Remoções médias de Cor nos sistemas LA(A) e LA(B).



Foi verificada remoção de Cor apenas durante o tratamento da amostra 1 (8-32 dias de operação), sendo esta superior a 30%, e semelhante ao obtido por Machado et al. (2018) com LA sem APG. Nas demais amostras houve incremento de Cor de até 38%, corroborado pela literatura sobre esses parâmetros (KAMALI; KHODAPARAST, 2015; LEI et al., 2013; XAVIER et al., 2011).

Ainda assim, em ambos os sistemas, o incremento foi inferior a outras LAs como em Lewis et al. (2012), tratando efluente em sistemas de lagoas aeradas com pré-coagulação que notaram incremento superior a 90% no efluente de celulose tratado em TDH de 28 dias. O que corrobora com o apresentado por Milestone et al. (2004), que verificaram incremento de Cor em lagoas aeradas entre 20 e 40% em TDH de 6,5 dias. Neste período de operação e na COV empregada neste trabalho de $0,26 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, o TDH foi de 1,7 d.

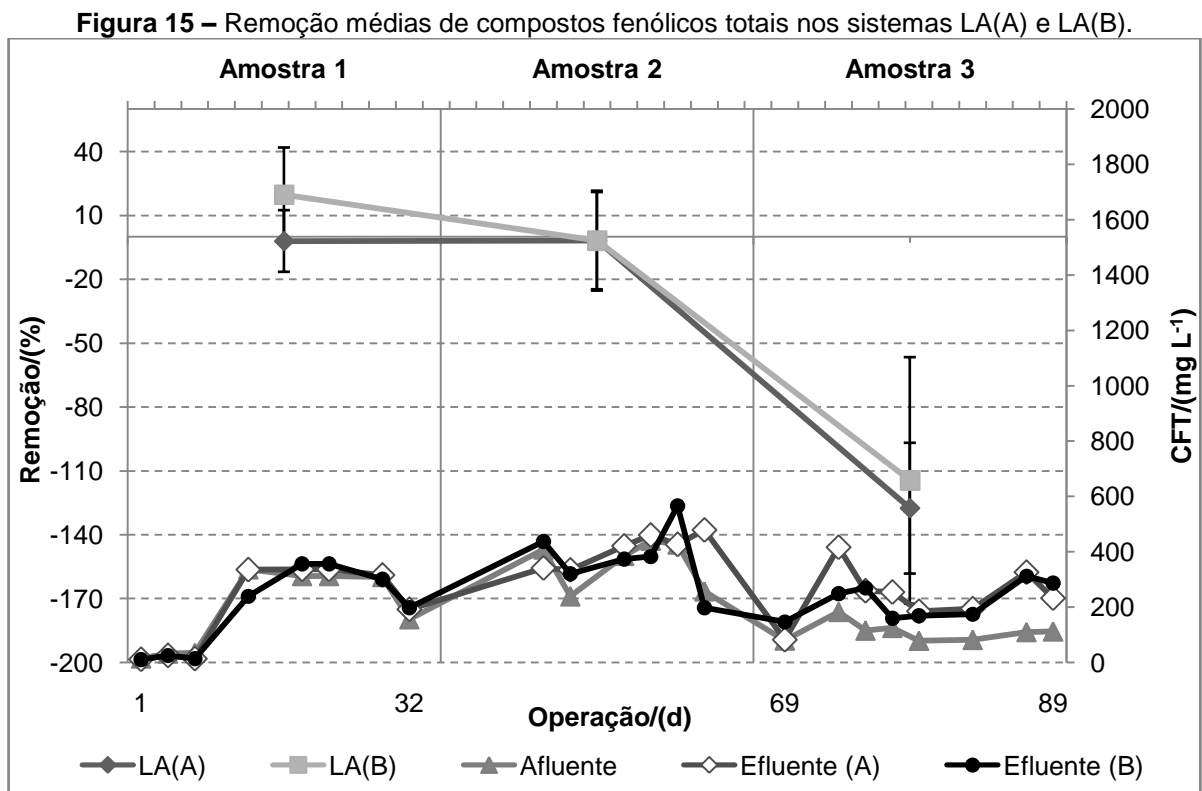
A remoção de Cor ($\text{Vis}_{440\text{nm}}$) na amostra 1 poderia estar relacionada ao efeito de adsorção de compostos cromóforos, como a lignina e seus derivados nos meios de suporte esponjosos, uma vez que foi observado escurecimento dos mesmos já nos primeiros dias de operação. Outro fator poderia estar relacionado à menor quantidade de biomassa presente, pois nesta etapa não houve inoculação prévia, o que levaria a não condensação de compostos formadores de Cor por

microorganismos anaeróbios comumente presentes na região de sedimentação da lagoa aos quais tem sido atribuída formação de Cor em LA (MILESTONE et al., 2004; MILESTONE et al., 2007).

Nas amostras 2 e 3, sendo tratadas em LA – APG, o incremento foi superior a 20%, o que pode estar relacionado ao processo de biotransformação de unidades cromóforas e a condensação dos compostos formadores de Cor sem que o efluente seja mineralizado, conseqüentemente, levando a um incremento desse parâmetro (LEWIS et al., 2011).

5.1.2.3 Avaliação de compostos fenólicos totais

Na Figura 15 são apresentados perfis de remoção para compostos fenólicos totais das lagoas aeradas com adição de APG.

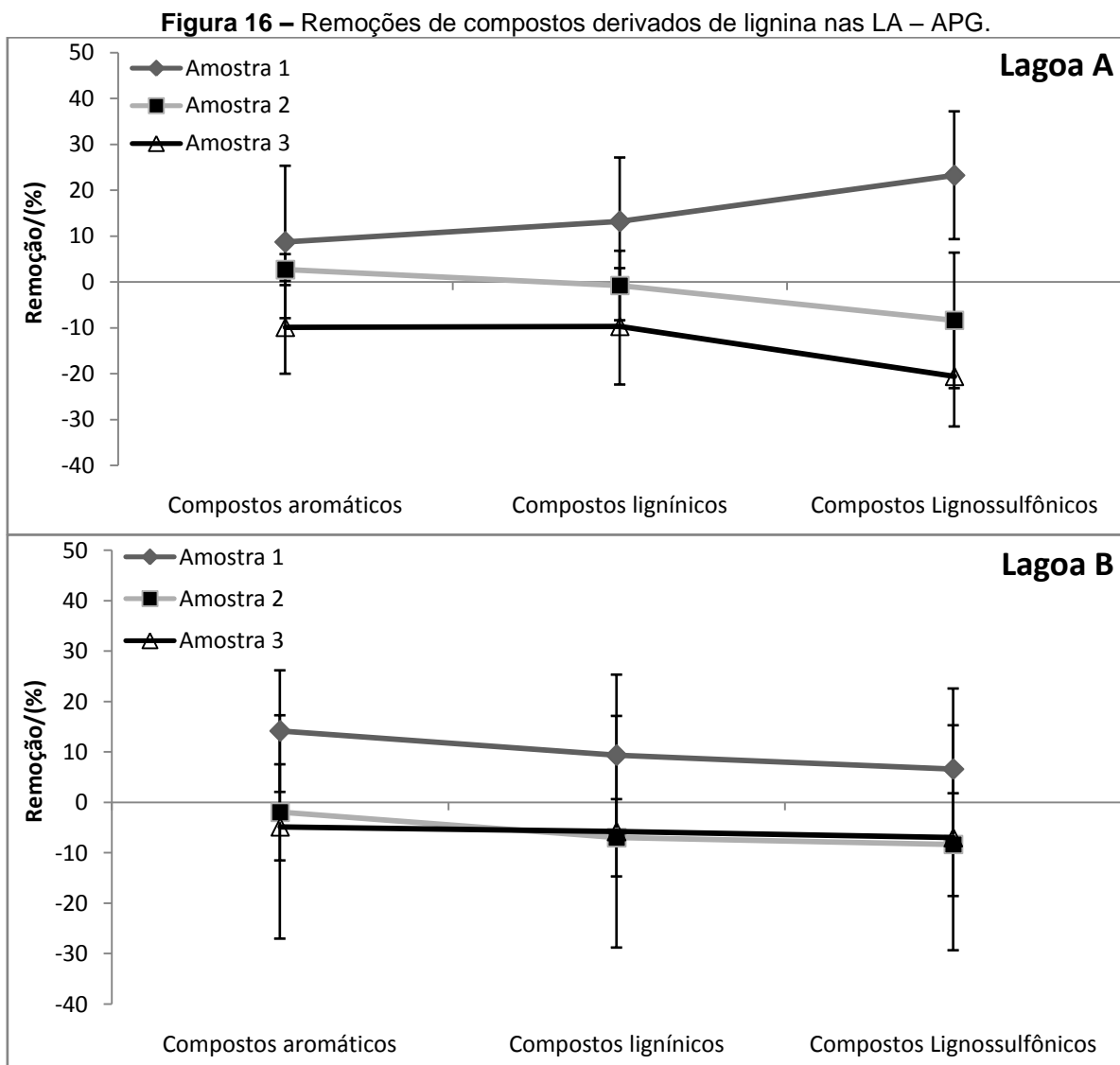


Na amostra 1, foram verificadas remoções inferiores a 30% dos compostos fenólicos nos sistemas LA – APG. Na amostra 2, onde o efluente bruto já apresentava alta concentração de compostos fenólicos totais (~400 mg L⁻¹), o incremento de CFT foi inferior a 10%, ainda assim, nos efluentes tratados as concentrações de compostos fenólicos totais foram próximas a 500 mg L⁻¹.

Na amostra 3, na qual fora tratado Afluente com maior biodegradabilidade, o incremento de CFT chegou a valores superiores a 100%, indicando possível dessorção de compostos fenólicos aderidos anteriormente nos meios de suporte ou do lodo. Estes incrementos dos CFT também têm sido atribuídos à biotransformação de derivados de lignina, gerando compostos com grupos fenol (LARREA et al., 1984).

5.1.2.4 Avaliação de compostos derivados de lignina

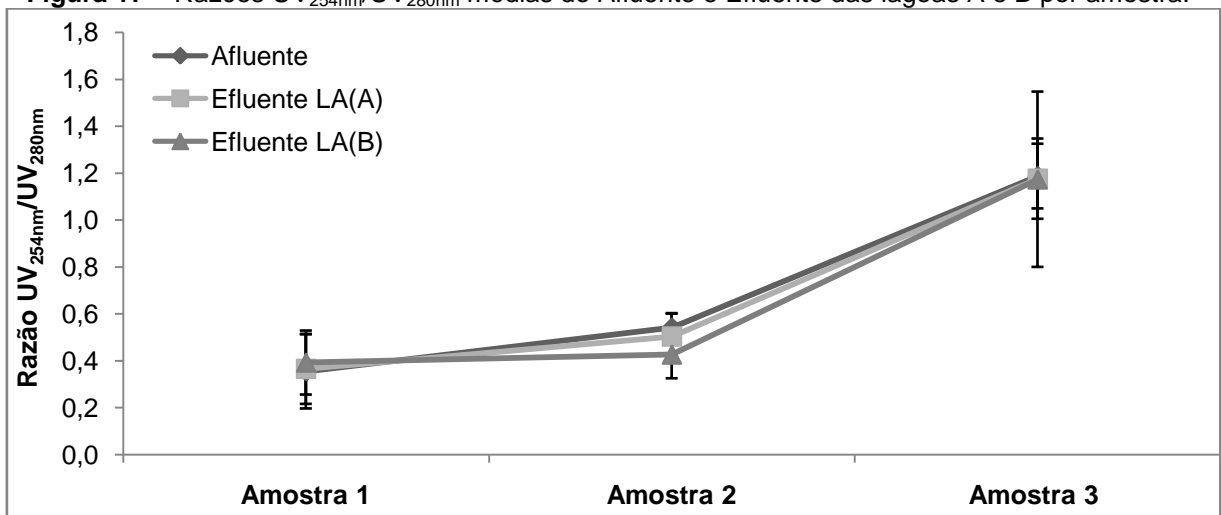
Na Figura 16 são apresentados os valores médios de remoção dos compostos derivados de lignina durante o tratamento por lagoas aeradas modificadas com meio de suporte APG nas modalidades livre (LA(A)) e confinado (LA(B)).



Durante o tratamento por sistema LA – APG, apenas na amostra 1 foram observadas remoções desses compostos nos sistemas LA(A) e LA(B), nas demais amostras houve incremento desses compostos, em torno de 10% em média. Também foram observados incrementos dos compostos lignínicos e aromáticos por Chamorro et al. (2009) em um sistema de lagoa aerada tratando efluente de celulose Kraft em cargas orgânicas similares. Este incremento de compostos derivados de lignina foi relacionado possivelmente à quebra das moléculas de alto peso molecular, repolimerizando-as e formando novos compostos derivados de lignina durante o tratamento biológico por lagoas aeradas (MILESTONE et al., 2004).

A razão UV_{254nm}/UV_{280nm} nos Afluentes e Efluentes de cada etapa realizada é apresentada na Figura 17.

Figura 17 – Razões UV_{254nm}/UV_{280nm} médias do Afluente e Efluente das lagoas A e B por amostra.



Valores da razão $UV_{254nm}/UV_{280nm} < 1,0$ indicam maior quantidade de compostos lignínicos (UV_{280nm}) na amostra em comparação com os compostos aromáticos (UV_{254nm}) (ÇEÇEN, 2003). Nas amostras 1 e 2 e seus Efluentes gerados durante o tratamento por LA – APG, foram alcançados valores inferiores a 0,6, indicando predominância de compostos lignínicos.

Na amostra 3, tanto para o Afluente como Efluente de ambas as lagoas aeradas, os valores obtidos estiveram entre 1,10 – 1,20, próximos aos medidos por Çeçen (2003) (1,10 – 1,13) e em Chamorro et al. (2009) (1,26 – 1,28), indicando menor teor de compostos lignínicos e maior teor de compostos aromáticos. Sendo

que estas estruturas recalcitrantes foram pouco alteradas no tratamento em LA(A) ou LA(B), o que está em concordância com o observado em outros estudos com efluente de celulose em lagoas aeradas (CHAMORRO et al., 2009; XAVIER et al., 2011).

5.1.2.5 Avaliação de ecotoxicidade aguda em *Daphnia magna*

Na Tabela 6 são apresentados os resultados de ecotoxicidade aguda em *Daphnia magna* com exposição de 48 h ao Afluente e Efluente dos sistemas avaliados.

Tabela 6 – Fator de Toxicidade relativo às amostras do tratamento por LA – APG.

Amostra	Fator de Toxicidade		
	Afluente	Efluente LA(A)	Efluente LA(B)
Amostra 1	1	1	1
Amostra 2	2	1	1
Amostra 3	1	1	1

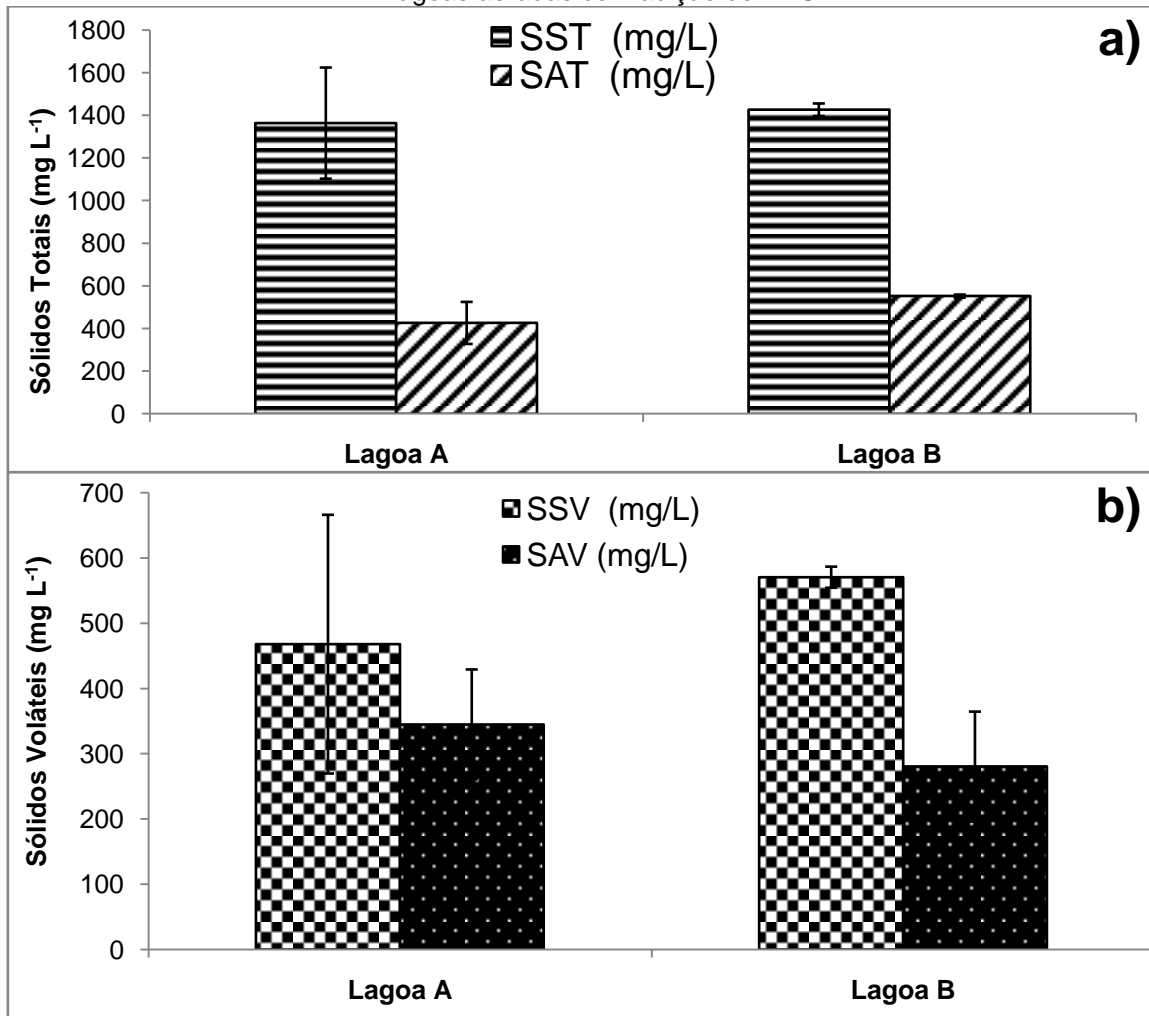
Com relação à ecotoxicidade aguda foi verificado FT = 2 apenas a amostra 2, correspondente ao Afluente de LA(A) e LA(B) que apresentava maior concentração de CFT.

Após o tratamento biológico na carga $0,2 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, o efeito ecotoxicológico foi de FT=1 em todas as amostras de Efluentes. Furley et al. (2009) verificaram correlação entre os compostos fenólicos totais e a toxicidade aguda, ou seja, quanto maior concentração de CFT maior os efeitos ecotoxicológicos agudos, corroborando com os resultados obtidos na amostra 2, com concentração de CFT superiores a 400 mg L^{-1} .

5.1.2.6 Análise dos sólidos aderidos ao meio de suporte e suspensos no licor misto

Na Figura 18 são mostradas as concentrações de biomassa aderida ao meio de suporte (SA) e suspensa no licor misto nas lagoas aeradas (SS) com adição de APG.

Figura 18 – Sólidos a) Suspensos e Aderidos Totais e b) Suspensos e Aderidos Voláteis (mg L^{-1}) das lagoas aeradas com adição de APG.



Na Figura 18 é possível observar que a biomassa se concentrou preferencialmente na massa líquida (licor misto) ao invés dos meios de suporte APG, diferente de outros sistemas com o uso de APG como em Peitz e Xavier (2018), no qual a biomassa, em reator de leito móvel, teve maior concentração no meio de suporte. Para a biomassa suspensa, Figura 18b, foram alcançadas concentrações de SSV de 468 e 570 mg L^{-1} na carga empregada de 0,2 $\text{kg}_{\text{DQO}} \text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$, onde a inoculação havia sido realizada no 32º dia de operação. O teor de SSV foi superior a faixa de 100 – 300 mg L^{-1} , característica de lagoas aeradas para tratamento de esgotos sanitários de origem doméstica (SPERLING, 2014).

Com relação à razão SSV/SST, foram obtidos valores de 0,34 e 0,40 para LA(A) e LA(B), respectivamente, indicando um lodo estabilizado, o que já era esperado considerando o tempo decorrido de operação de 89 dias das lagoas (SPERLING, 2014).

5.1.2.7 Análise microbiológica dos meios de suporte APG

No Quadro 2 está apresentado os resultados preliminares das análises microbiológicas para identificação de fungos, bactérias e leveduras.

Quadro 2 – Presença ou ausência de microorganismos no biofilme do APG.

LA – APG	Bactéria	Fungo	Levedura
LA(A)	+	+	-
LA(B)	+	+	-

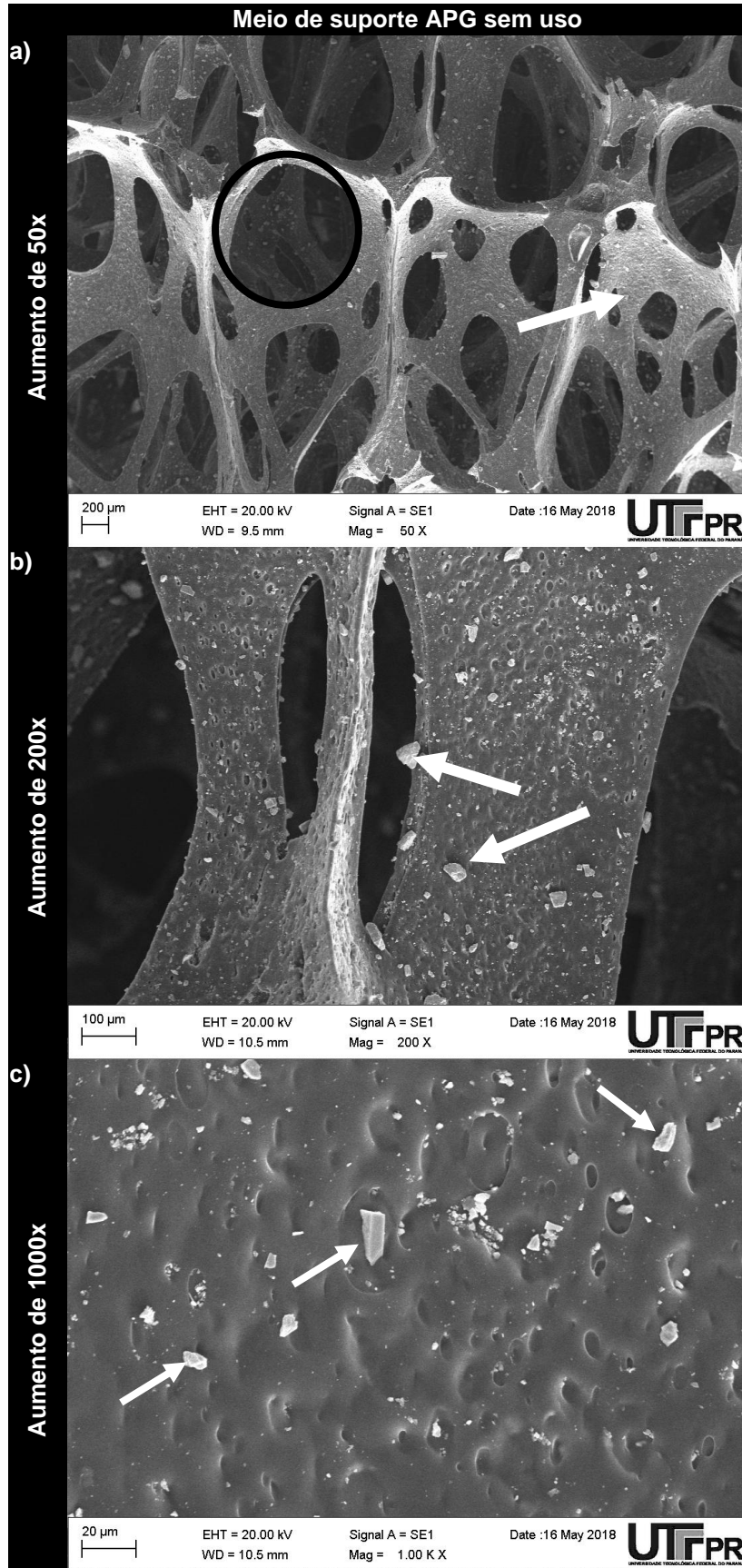
Nota: (+) indica presença; (-) indica ausência.

Os resultados indicaram a presença de fungos e bactérias nos biofilmes dos sistemas LA – APG livre e confinado, corroborando com Bailón-Salas et al. (2017), avaliando a diversidade de microorganismos em lagoas aeradas tratando efluente de celulose e papel. Não foi verificada presença de leveduras após 89 dias de operação.

5.1.2.8 Análise de microscopia eletrônica de varredura dos meios de suporte

Nas Figuras 19 e 20 são apresentadas as imagens de microscopia eletrônica de varredura (MEV) dos meios de suporte APG, antes e após seu uso nas lagoas aeradas modificadas, respectivamente.

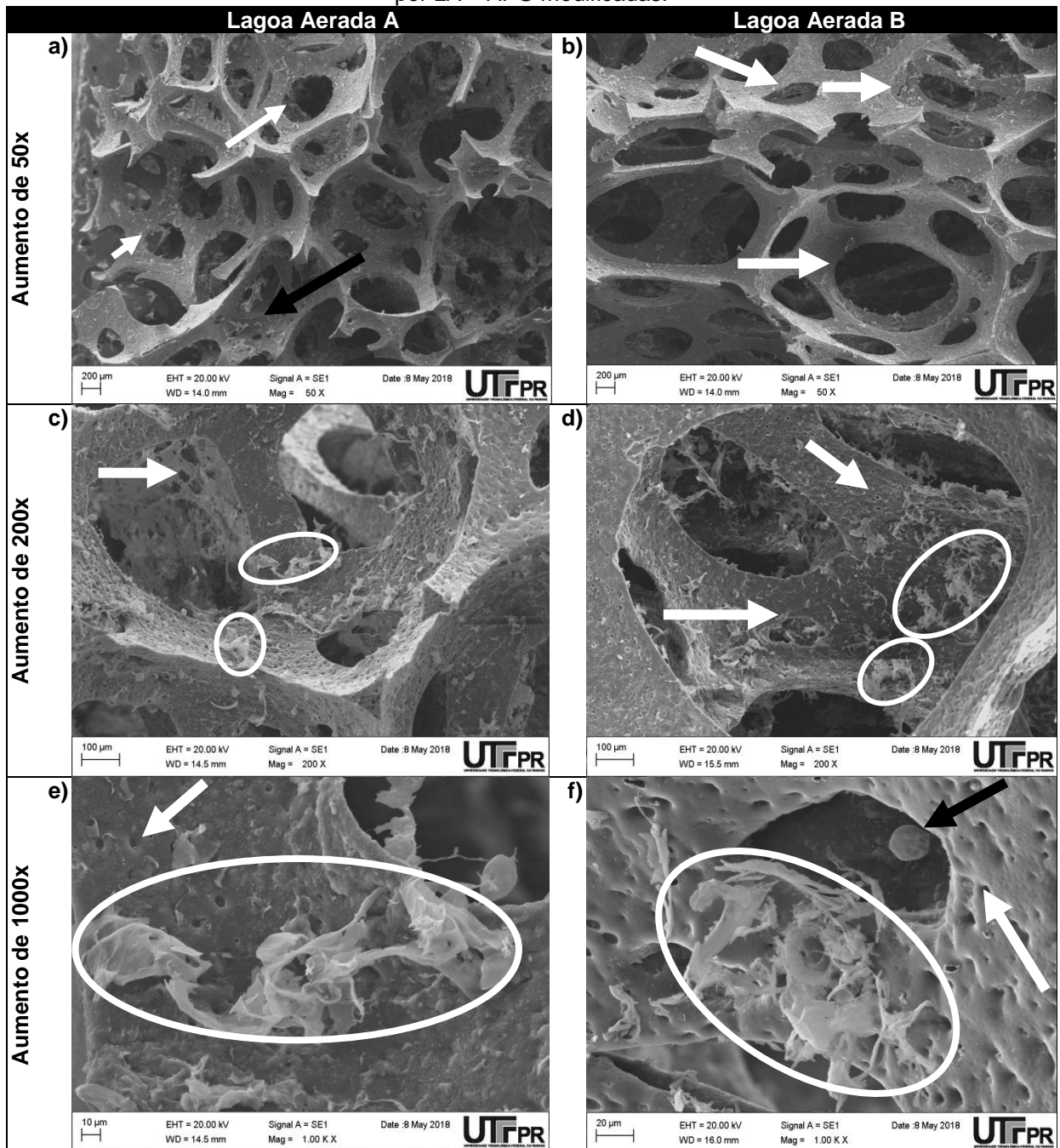
Figura 19 – Imagens de microscopia eletrônica de varredura do meio de suporte APG prévio ao uso na LA –APG.



Na Figura 19, pode-se ver que o meio de suporte APG apresenta boa porosidade, com variedade de diâmetros de poros, presença de paredes internas para crescimento de microorganismos e de sólidos.

Na Figura 20 são apresentadas as microscopias dos meios de suporte APG após 89 dias de operação dos sistemas LA – APG tratando efluente de celulose Kraft.

Figura 20 – Imagens de microscopia eletrônica de varredura do meio de suporte APG no tratamento por LA – APG modificadas.



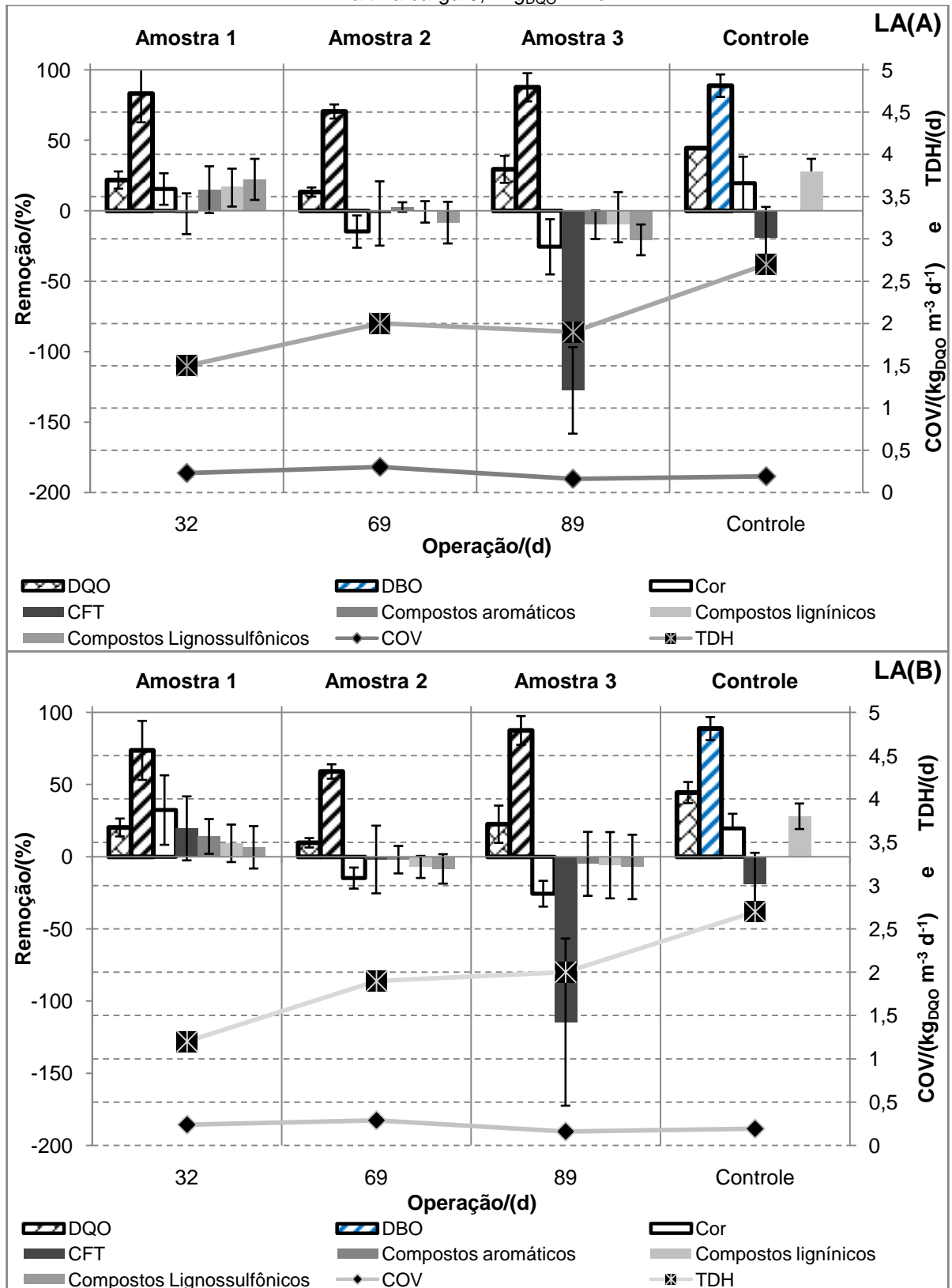
Avaliando-se as imagens MEV dos sistemas não foi verificada diferenças nas características entre os meios de suporte nas distintas modalidades. Pode-se verificar que houve crescimento de biomassa, não cobrindo totalmente os poros e permitindo a passagem do efluente no interior dos meios de suporte. Isso é importante para favorecer a interação entre substrato e biomassa. Nas Figuras 20c e 20f se observam estruturas que tem sido atribuídas a presença de material polimérico extracelular e biofilme (QIQI et al., 2012).

Comparando-se com a Figura 19, os sólidos anteriormente descritos, não estão mais presentes, possivelmente tendo sido incorporados ao lodo. Verifica-se ainda presença de microporos na magnificação de 1000x em ambos os meios de suporte.

5.1.2.9 Sistemas LA – APG vs LA – controle

Na Figura 21 são apresentadas as médias obtidas durante o tratamento por lagoas aeradas modificadas com meios de suporte APG comparando-se com lagoa aerada controle de Machado et al. (2018) tratando efluente de celulose Kraft da mesma indústria que forneceu as amostras deste trabalho, na carga orgânica volumétrica de $0,2 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ por 60 dias.

Figura 21 – Remoções médias dos sistemas LA – APG e LA – controle* tratando efluente de celulose Kraft na carga $0,2 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$.



*Lagoa aerada controle de Machado et al. (2018) com 60 dias de operação avaliando remoção de DQO, DBO₅, Cor, CFT e CL.

O perfil de remoção dos parâmetros avaliados são similares nos sistemas LA(A) e LA(B), além disso, considerando o Afluente, TDH e COV similares e comparando este à lagoa controle, aparentemente, em média, os rendimentos com sistemas APG não superaram o desempenho da LA controle de Machado et al. (2018).

Para avaliar as similaridades dos resultados foi feita análise estatística ANOVA – Tukey após verificação de normalidade dos dados (Tabela 7).

Tabela 7 – Comparação de médias ANOVA – Tukey* dos sistemas LA – APG e LA – Controle.**

Lagoa Aerada	Parâmetro físico-químico				
	DQO	DBO ₅	Cor	CFT	CL***
LA(A)	21,87 b	76,6 a	- 2,99 b	- 52,5 a	1,6 b
LA(B)	19,60 b	84,4 a	- 13,55 b	- 38,5 a	- 3,1 b
LA Controle	52 a	86 a	20 a	- 19 a	30 a

*Letras iguais, amostras do mesmo grupo sem diferença entre as médias ($p > 0,05$), letras diferentes, grupos com médias diferentes ($p < 0,05$). **Lagoa aerada controle de Machado et al. (2018) com 60 dias de operação. ***CL = Compostos Lignínicos (UV_{280nm}).

Não foi verificada diferença significativa entre os sistemas LA – APG nas modalidades livre e confinada em todos os parâmetros físico-químicos avaliados durante os 89 dias de operação dos reatores, conforme apresentado na Tabela 7.

Comparando-se com a lagoa aerada controle de Machado et al. (2018), na mesma carga orgânica volumétrica e características similares, apenas no incremento de CFT e na remoção DBO₅ não foram verificadas diferenças significativas, nos demais parâmetros, essa diferença foi constatada além de permitir concluir que a lagoa aerada controle apresentou melhor desempenho na remoção dos compostos recalcitrantes de mais difícil remoção como DQO, Cor e compostos lignínicos. Não sendo recomendado a adição de meios de suporte em lagoas aeradas em cargas orgânicas volumétricas baixas, como a trabalhada neste estudo.

Desde que não foram observadas diferenças significativas entre LA(A) e LA(B), para a próxima etapa deste estudo, foi escolhida a disposição do sistema LA – APG confinado, considerando a facilidade de manutenção destes na planta da indústria.

5.2 Avaliação do efeito da variação da carga orgânica volumétrica em LA – APG

Nesta etapa o estudo foi realizado aplicando as cargas orgânicas volumétricas 0,2; 0,6 e 1,2 kg_{DQO} m⁻³ d⁻¹. O desempenho foi avaliado na lagoa aerada com adição de APG na modalidade confinada.

A partida da LA sem APG e inoculada com 70 mgSSV L⁻¹, se deu na COV 0,2 kg_{DQO} m⁻³ d⁻¹ e foi mantida assim até atingir o estado estacionário (1-18 dias de operação). Após este tempo foram adicionados APG e as cargas eram aumentadas ao se atingir o estado estacionário, ou seja, variação na remoção de DBO₅ inferior a 10% (Figura 10).

5.2.1 Coleta e caracterização do efluente de celulose Kraft

Para este estudo foram realizadas 2 coletas de efluente na indústria de celulose não branqueada durante o período de 61 dias de operação da lagoa aerada (LA) e armazenadas em galões de 20 L. A caracterização das amostras utilizadas no tratamento é apresentada na Tabela 8.

Tabela 8 – Caracterização do Afluente Kraft pré-tratamento biológico por LA – APG com variação de carga orgânica volumétrica.

Parâmetros	Amostra 4	Amostra 5
DQO (mg L ⁻¹)	319(77,6)	723(35,5)
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	153(82,6)	106(27)
DBO ₅ /DQO	0,48(0,15)	0,16(0,02)
CFT (mg L ⁻¹)	97,2 (7,5)	345,5(32,4)
Cor (Vis _{440nm}) (1 cm x 1 cm)	0,185(0,02)	0,663(0,02)
Compostos aromáticos (UV _{254nm}) (1 cm x 1 cm)	2,13(0,17)	7,65(1,01)
Compostos lignínicos (UV _{280nm}) (1 cm x 1 cm)	1,72(0,13)	6,87(0,54)
Compostos lignossulfônicos (UV _{346nm}) (1 cm x 1 cm)	0,64(0,06)	2,27(0,21)
UV _{254nm} /UV _{280nm}	1,24(0,03)	1,18(0,14)

***Nota:** Valores entre parênteses representam o desvio padrão das amostras durante seu emprego no processo de tratamento, com n = 8 para cada amostra.

A amostra 4 apresentava boa relação DBO₅/DQO > 0,3 e baixa concentração de CFT (< 100 mg L⁻¹). Além disso, tinha baixa Cor verdadeira e alto teor de compostos aromáticos assim como outros efluentes de celulose e papel (CHAMORRO et al., 2005).

A amostra 5, foi a que apresentou menor razão DBO_5/DQO (0,16). Era um efluente com alta concentração de CFT ($>340 \text{ mg L}^{-1}$), Cor e compostos derivados de lignina, sendo semelhante a amostra 2 (Tabela 4), exceto pela razão de compostos aromáticos e lignínicos. Na amostra 2 a razão $UV_{254\text{nm}}/UV_{280\text{nm}}$ foi 0,55 enquanto na amostra 5 foi 1,18. Assim o teor de compostos lignínicos comparados aos compostos aromáticos era menor na amostra 5.

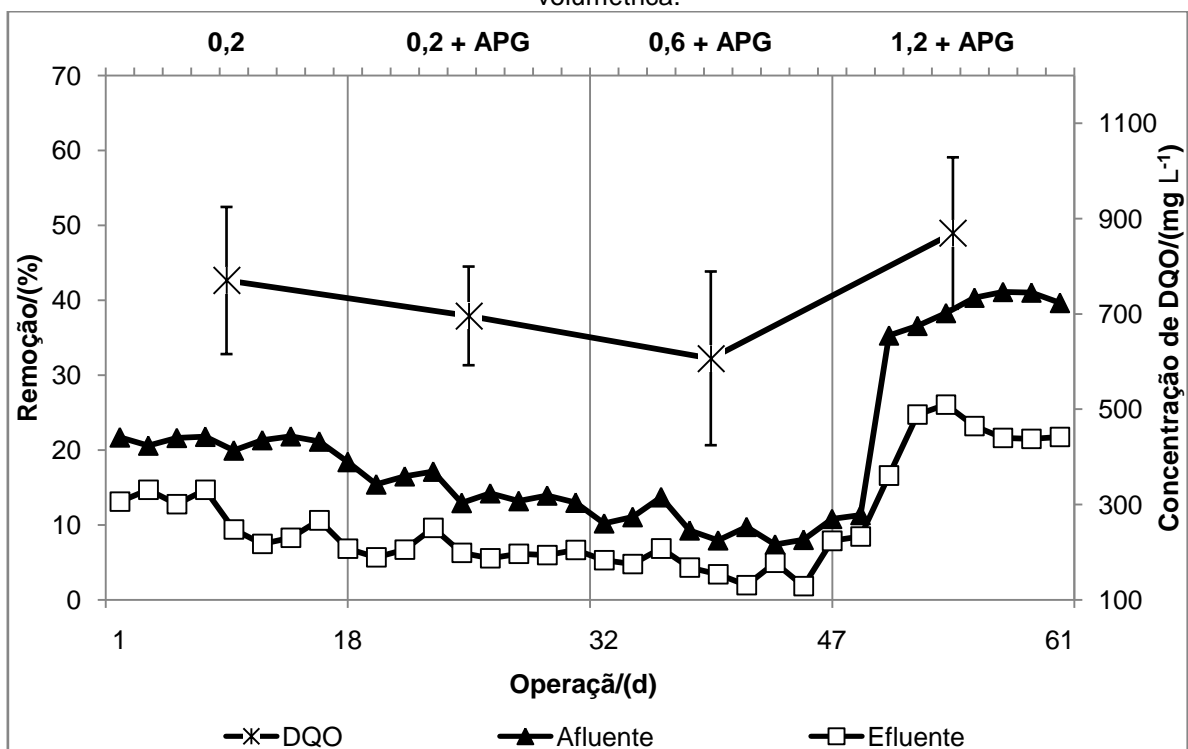
No geral, as caracterizações das distintas amostras estão de acordo com o encontrado por diferentes autores e as variações percebidas entre as amostras são típicas de efluentes industriais de celulose e papel (ASSUNÇÃO et al., 2015; CABRERA, 2017; CHAMORRO et al., 2010; MACHADO et al., 2018; XAVIER et al., 2011).

5.2.2 Operação da LA – APG com variação de carga orgânica volumétrica

5.2.2.1 Remoção de matéria orgânica

Na Figura 22 é apresentada a eficiência média de remoção de DQO nas cargas de 0,2 a $1,2 \text{ kg}_{DQO} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$.

Figura 22 – Remoção de DQO durante tratamento por LA – APG com variação de carga orgânica volumétrica.



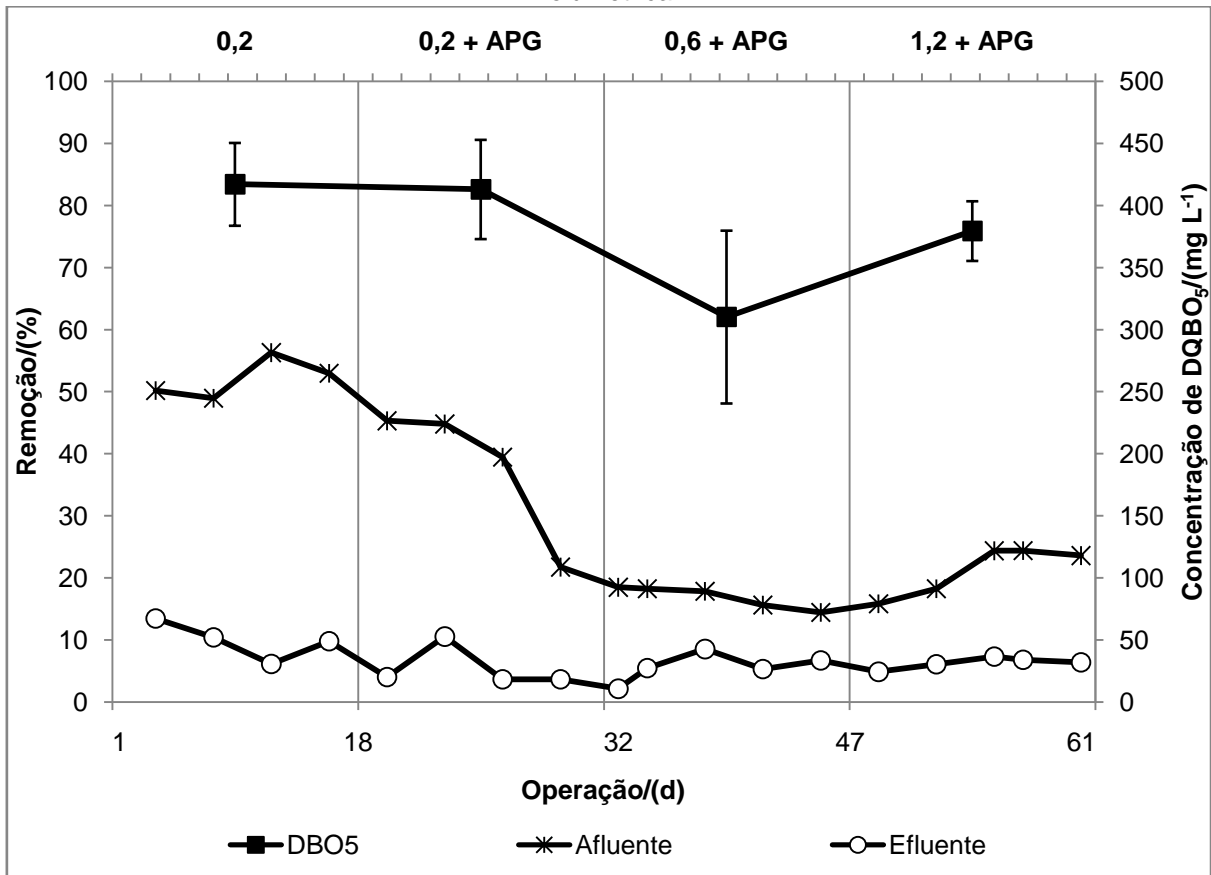
Na Figura 22 verificam-se remoções de DQO superiores as alcançadas nos sistemas estudados anteriormente, nos quais, na COV de $0,2 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, as remoções média variaram entre 8 e 32% de DQO. Nesta carga, com 32 dias de operação e TDH de 1,75 d, as remoções médias variaram de 38 a 43% com ou sem a adição de meio de suporte esponjoso, similar ao observado em Welander et al. (1997) em lagoa aerada em escala piloto tratando efluente de celulose. No entanto, em outro estudos como em Xavier et al. (2011) e Chamorro et al. (2009) as LAs removeram mais de 50% de DQO nas lagoas aeradas tratando efluente de celulose em condições similares de carga orgânica volumétrica e TDH.

Comparando-se as cargas $0,2 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ com e sem a adição de APG, pode-se verificar que a adição dos meios de suporte promoveu a diminuição da remoção média de 42% para 32%. Com o aumento da carga para $0,6 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, 33 a 47 dias de operação e TDH de 0,45 d, a remoção de DQO manteve-se acima de 30%, valor ainda inferior a LA sem APG de Machado (2017), que obteve remoção média de DQO de 47,3% para a mesma carga orgânica volumétrica aplicada.

Na carga aplicada de $1,2 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, houve recuperação no sistema LA – APG quanto à remoção da matéria orgânica do efluente de celulose Kraft, alcançando valores próximos a 50%, superior àquelas observados para reatores de leito móvel tratando o mesmo efluente na mesma COV (VANZETO et al., 2014; PEITZ; XAVIER, 2017). Nesta etapa, com 48 a 61 dias de operação e TDH de 0,65 d, o efluente utilizado apresentava maior recalcitrância (amostra 5), Cor, CFT e derivados de lignina (Tabela 7), o que pode indicar que o melhor desempenho segundo sua capacidade de tratamento está em sistema modificado com leito móvel operando em cargas mais altas e tratando efluentes considerados ricos em matéria orgânica, como é característico em reatores de leito móvel (QIQI et al., 2012).

Na Figura 23 é apresentada a eficiência média de remoção de DBO_5 nas cargas de 0,2 a $1,2 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$.

Figura 23 – Remoção de DBO_5 durante tratamento por LA – APG com variação de carga orgânica volumétrica.



Observou-se que na carga orgânica volumétrica de $0,2 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ com e sem APG houve redução de 80% da DBO_5 , na COV de $0,6 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ a remoção de DBO_5 decaiu para 62%, em média, ainda dentro do esperado para sistema de lagoas aeradas (SWAMY et al., 2011; LEWIS et al., 2018). Para a COV $1,2 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ foi verificada uma recuperação na remoção de DBO_5 , alcançando valores próximos a 80% como na primeira e segunda etapas.

Comparando a LA – APG deste estudo de variação de carga com o anterior de disposição dos meios de suporte, pôde-se constatar que, dentre as cargas aplicadas, a modificação desse sistema de tratamento de efluente tornou-se mais vantajosa aplicando-se menores tempos de detenção hidráulica ($\text{TDH} < 1 \text{ d}$) ainda em amostras pouco biodegradáveis.

Com isso, considerando a legislação estadual vigente, as concentrações, em mg L^{-1} , para DBO_5 , estiveram dentro dos padrões de lançamento, 50 mg L^{-1} , Resolução nº 070/2009, com exceção da primeira etapa, na qual não foram

adicionado meios de suporte esponjoso, como apresentado no Tabela 9 (PARANÁ, 2009).

Tabela 9 – Caracterização de efluente após tratamento por sistema LA – APG com variação de carga orgânica volumétrica.

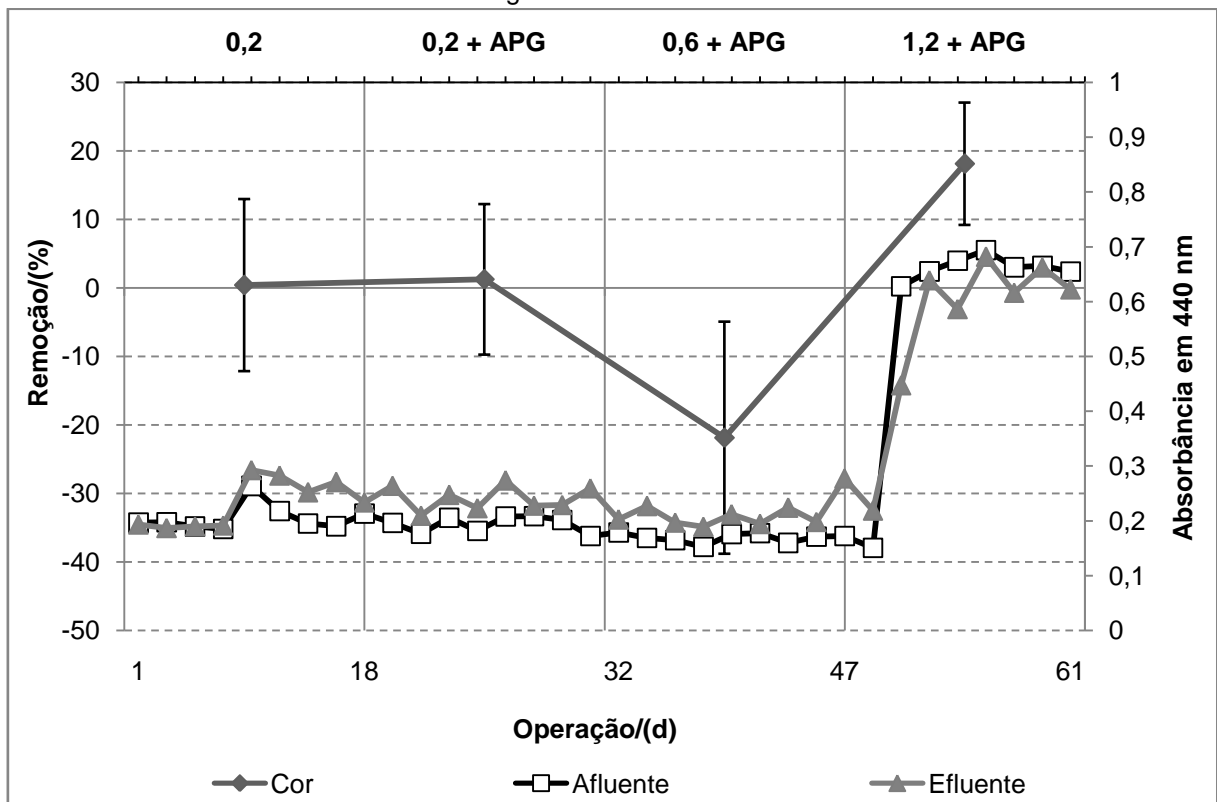
COV teórica ($\text{kg}_{\text{DQO}} \text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$)	0,2	0,2 + APG	0,6 + APG	1,2 + APG
COV real ($\text{kg}_{\text{DQO}} \text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$)	$0,24 \pm 0,03$	$0,21 \pm 0,03$	$0,65 \pm 0,06$	$1,08 \pm 0,03$
DBO ₅ (mg L^{-1})	$48,9 \pm 18,6$	$18,3 \pm 16,3$	$30,0 \pm 8,2$	$32,2 \pm 8,5$

Este perfil de remoção é similar ao verificado em outros sistemas de tratamento como lodos ativados e reatores de leito móvel (VILLAMAR et al., 2009; XAVIER et al., 2011) e também de lagoas aeradas tratando efluente de celulose (CHAMORRO et al., 2005; MACHADO, 2017).

5.2.2.2 Avaliação de Cor

Na Figura 24 é apresentada a variação de Cor ($\text{Vis}_{440\text{nm}}$) ao longo da operação do tratamento biológico por lagoa aerada com meio de suporte APG confinado.

Figura 24 – Remoção da Cor durante tratamento por sistema LA – APG com variação de carga orgânica volumétrica.

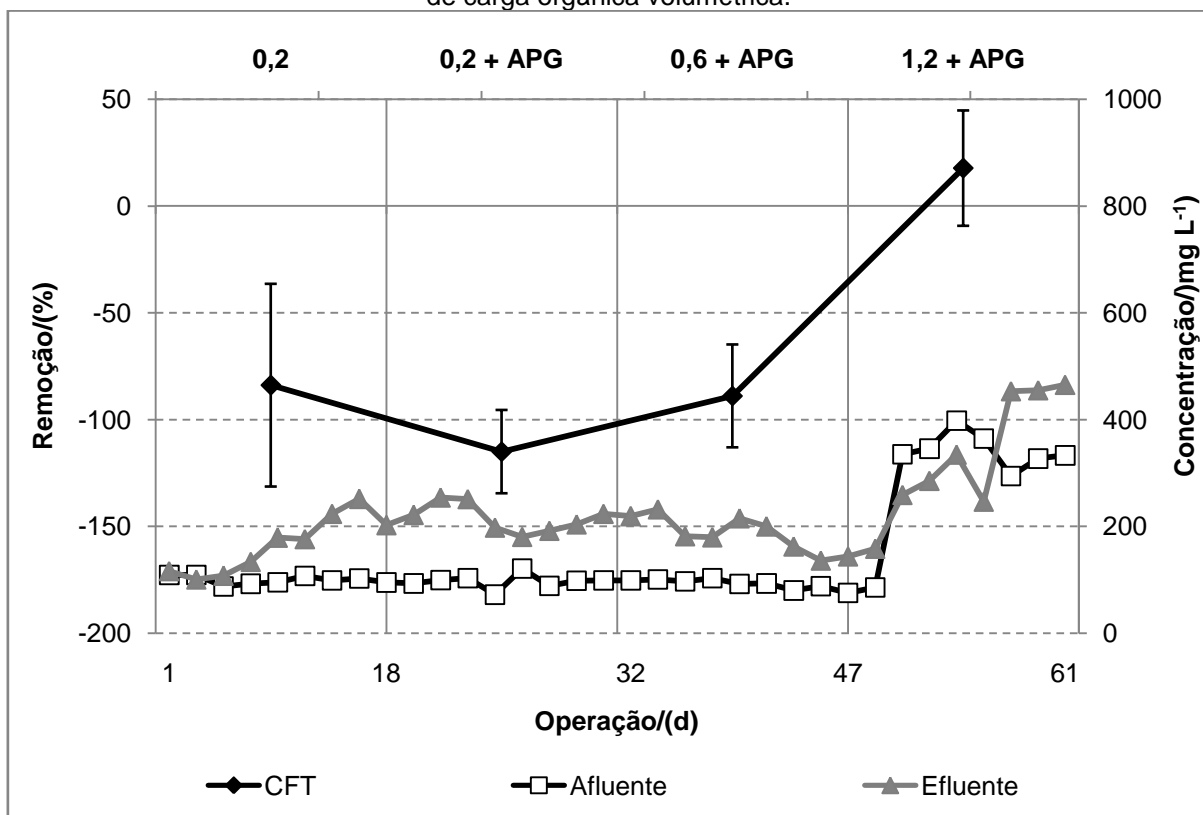


Para as cargas $0,2 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ (com e sem APG) não houve remoção de Cor, similar ao observado em outros autores tratando efluente de celulose Kraft em lagoas aeradas (LEI et al., 2013; XAVIER et al., 2011). Com o aumento da carga, foi verificado incremento de 22%, em média, de Cor, ainda inferior a outros autores como Lewis et al. (2011), com TDH de 28 dias, onde o incremento de Cor foi superior a 100% em lagoa aerada e, inclusive, houve aumento de Cor de 70% em lodos ativados de Assunção et al. (2015). Já para a COV $1,2 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, foi verificado remoção de Cor, próximo a 20%, similar ao verificado em sistemas de tratamento de leite móvel na mesma carga (VANZETTO et al., 2014).

5.2.2.3 Avaliação de compostos fenólicos totais

Na Figura 25, apresenta-se a remoção de CFT ao longo da operação do tratamento biológico por lagoa aerada com meio de suporte APG confinado.

Figura 25 – Remoção de CFT durante tratamento por sistema de Lagoa Aerada – APG com variação de carga orgânica volumétrica.



O tratamento apresentou perfil de incremento de CFT no sistema LA – APG, enquanto a amostra apresentava boa biodegradabilidade ($DBO_5/DQO > 0,3$), chegando a valores próximos ao observado em lodos ativados (ASSUNÇÃO et al., 2015).

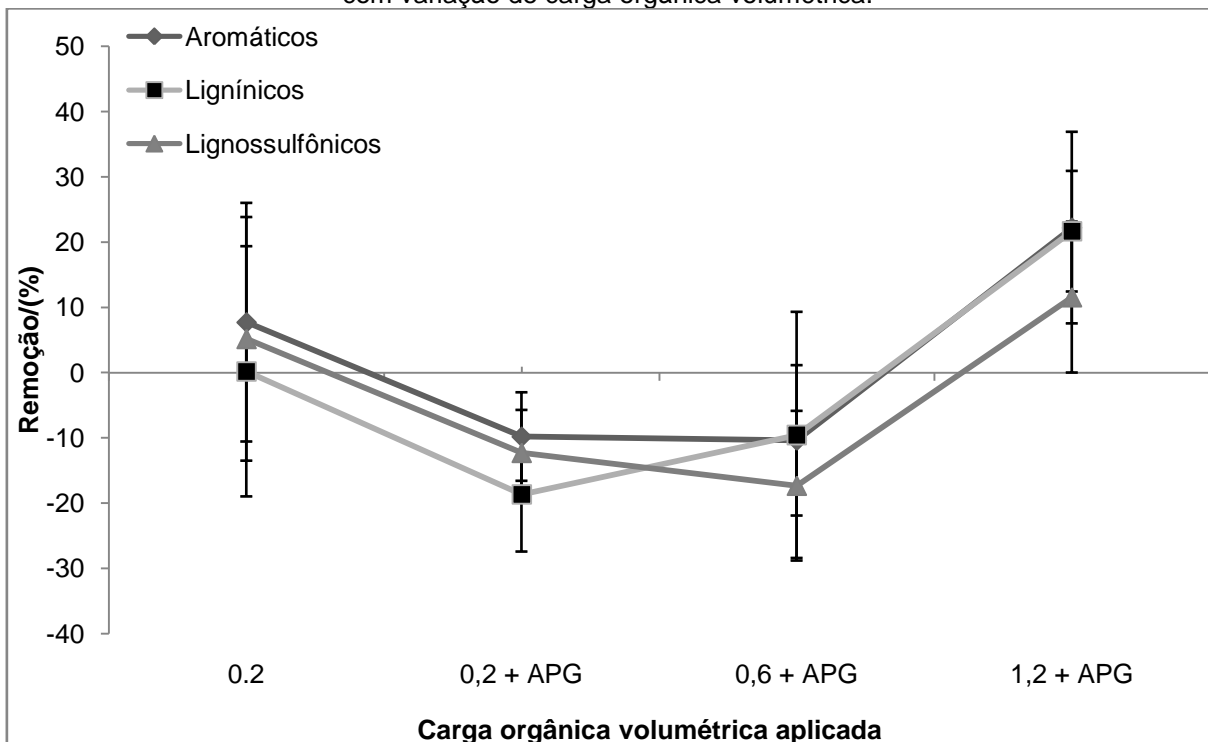
Este comportamento poderia ser explicado devido a biotransformação das macromoléculas de lignina a compostos menores e mais estáveis com natureza aromática como derivados fenólicos devido ao meio oxidante gerado pela aeração contínua ($OD > 4 \text{ mg L}^{-1}$) (WAHYUDIONO et al., 2008).

Com o aumento da carga para $1,2 \text{ kg}_{DQO} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ e redução do TDH, essa biotransformação das moléculas pode não ter ocorrido como função da aeração. Neste caso, foi verificada remoção média de 18%, valor superior ao obtido na lagoa de Machado (2017) e no reator MBBR de Vanzetto et al. (2014), ambos tratando efluente de celulose Kraft na mesma carga.

5.2.2.4 Avaliação de compostos derivados de lignina

Na Figura 26 são apresentadas remoções médias dos compostos derivados de lignina durante o tratamento por lagoa aerada com adição de APG.

Figura 26 – Remoção dos compostos derivados de lignina durante tratamento por sistema LA – APG com variação de carga orgânica volumétrica.

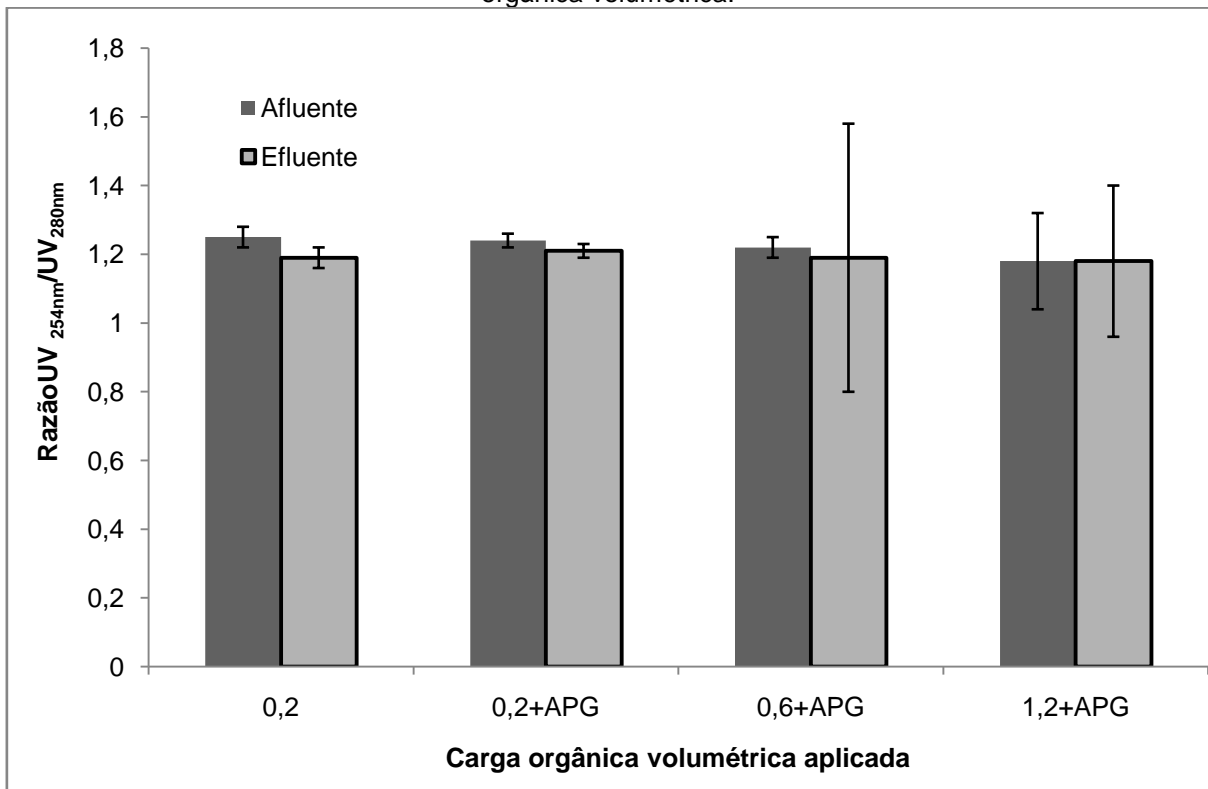


No início do tratamento na COV 0,2 kg_{DQO} m⁻³ d⁻¹ sem APG houve remoções de compostos aromáticos (UV_{254nm}), lignínicos (UV_{280nm}) e lignossulfônicos (UV_{346nm}), contudo, o incremento desses compostos tornou-se frequente, perdurando até a carga 0,6 kg_{DQO} m⁻³ d⁻¹. Na última fase do tratamento, na qual o efluente era menos biodegradável, o sistema apresentou remoções em torno de 20% desses derivados lignínicos, valores superiores a LA de Machado (2017) na qual as remoções foram pouco maiores de 3%.

Também foram observados incrementos dos compostos lignínicos e aromáticos por Chamorro et al. (2009) em um sistema de lagoa aerada tratando efluente de celulose Kraft. Esse incremento de compostos derivados de lignina foi relacionado possivelmente à biotransformação das macromoléculas de lignina, repolimerizando-as e formando novos derivados lignínicos durante o tratamento biológico por lagoas aeradas (MILESTONE et al., 2004).

A razão UV_{254nm}/UV_{280nm} nas amostras do Afluente e Efluente de cada etapa realizada é apresentada na Figura 27.

Figura 27 – Razão UV_{254nm}/UV_{280nm} das amostras dos sistemas LA – APG com variação de carga orgânica volumétrica.



Desde que valores da razão $UV_{254nm}/UV_{280nm} < 1$ representam maior teor de compostos lignínicos em comparação com o teor de compostos aromáticos, se verificou que durante o tratamento os valores desta razão foram superiores a 1 (um), indicando predominância de compostos aromáticos, sobre os compostos lignínicos e isso não teve alteração durante o tratamento.

Tanto para o Afluente como Efluente da lagoa aerada, os valores obtidos estiveram entre 1,15 – 1,32, próximos aos medidos por Çeçen (2003) (1,10 – 1,13) e Chamorro et al. (2009) (1,26 – 1,28). A presença destes compostos no Efluente tratado está de acordo com a recalcitrância do efluente de celulose, sendo estes de difícil degradação por tratamentos biológicos (CHAMORRO et al., 2009; XAVIER et al., 2011).

5.2.2.5 Avaliação da ecotoxicidade aguda em *Daphnia magna*

Com relação à ecotoxicidade aguda não foi verificado efeito agudo tanto no Afluente como Efluente do sistema LA – APG nas cargas orgânicas avaliadas. Foram obtidos FT = 1 para todas as amostras testadas, como mostrado na Tabela 10.

Tabela 10 – Fator de Toxicidade relativo às fases do tratamento por LA – APG com variação de carga orgânica volumétrica.

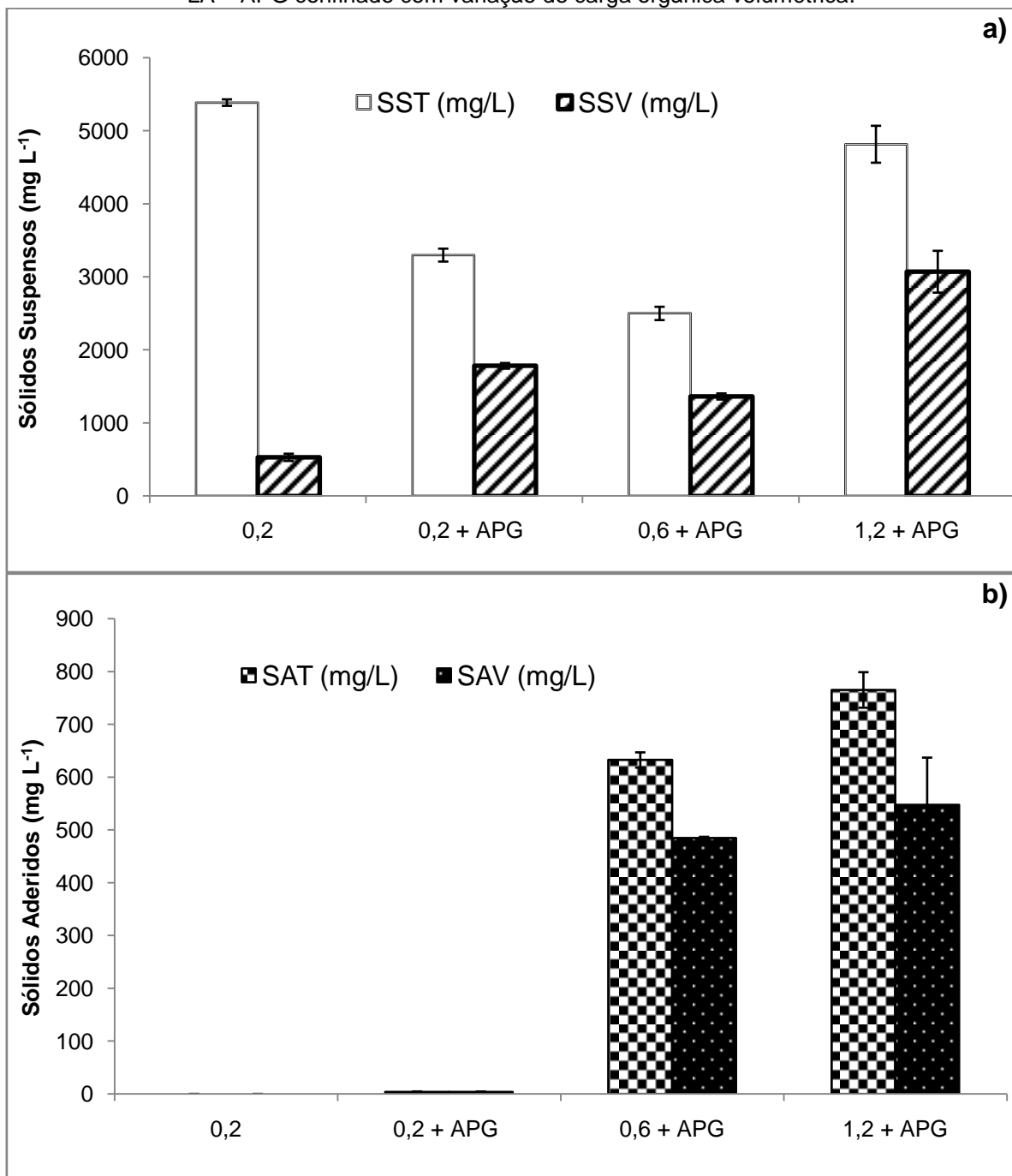
COV/(kg _{DQO} m ⁻³ d ⁻¹)	Afluente	Efluente
	Fator de Toxicidade	
COV 0,2 kg _{DQO} m ⁻³ d ⁻¹ sem APG	1	1
COV 0,2 kg _{DQO} m ⁻³ d ⁻¹ com APG	1	1
COV 0,6 kg _{DQO} m ⁻³ d ⁻¹ com APG	1	1
COV 1,2 kg _{DQO} m ⁻³ d ⁻¹ com APG	1	1

Esses resultados estão de acordo com os observados por Maria et al. (2014), Machado (2017), Peitz e Xavier (2017) em *D. magna* e também por Furley (2015) em ensaios com *Vibrio fischeri* em efluente de celulose tratado biologicamente. Eles atendem à legislação estadual para lançamento de efluente de celulose em corpos hídricos, quanto à ecotoxicidade aguda em *D. magna*, baseada na resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CEMA) nº 081/10 (PARANÁ, 2010). As biotransformações que poderiam ter ocorrido durante o tratamento na LA – APG não aumentaram a ecotoxicidade dos compostos presentes no meio, logo não houve alteração do FT.

5.2.2.6 Análise dos sólidos aderidos ao meio de suporte e suspensos no licor misto

Na Figura 28 apresentam-se as concentrações de sólidos aderidos aos meios de suporte esponjosos APG e sólidos suspensos nas respectivas cargas orgânicas aplicadas.

Figura 28 – a) Sólidos Suspensos no licor misto e b) Aderidos ao meio de suporte APG no sistema LA – APG confinado com variação de carga orgânica volumétrica.



Sobre os sólidos aderidos voláteis (SAV) ao meio de suporte na carga $0,2 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, este parâmetro teve concentração de 4 mg L^{-1} , valor inferior ao obtido nos sistemas de lagoas modificadas no primeiro estudo de análise da disposição dos meios de suporte, Figura 18, do primeiro momento, provavelmente devido ao tempo de exposição do meio de suporte na mesma carga orgânica. Nos sistemas anteriores a biomassa aderida foi quantificada após 89 dias de operação, a biomassa aderida deste estudo, com variação de carga e na COV de $0,2 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, foi determinada aos 18 dias de operação após adição do APG.

Para as demais cargas, os valores de SAV foram de 485 e 547 mg L^{-1} nas COV's $0,6$ e $1,2 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, respectivamente, valores superiores aos obtidos no estudo preliminar para 89 dias de tratamento em COV inferior.

Com relação à biomassa suspensa (SSV) se obteve 530 mg L^{-1} na primeira etapa, alcançando 1783 mg L^{-1} após a adição dos meios de suporte decaindo para 1363 mg L^{-1} na COV $0,6 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ e na última carga alcançou 3070 mg L^{-1} . Assim como nos sistemas anteriormente discutidos, LA(A) e LA(B), a biomassa suspensa no licor misto foi superior a biomassa aderida diferentemente de outros sistemas com o uso de meio de suporte como em Peitz e Xavier (2018) em reator MBBR com APG e Vanzetto (2012) em reator MBBR com meio de suporte AMB, nos quais os sólidos aderidos ao meio de suporte (SAV) estavam em maior concentração que aqueles suspensos no reator MBBR. Também se pode considerar que nos reatores citados, as cargas operadas foram de $0,6 - 13,0 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ o que pode ter influenciado na maior quantidade de biomassa aderida em comparação aquela suspensa no licor misto.

Com relação à razão SSV/SST para os sólidos suspensos, os valores obtidos partiram de 0,10 na primeira etapa correspondendo a um lodo mais antigo e estabilizado com pouca biomassa ativa. Esta razão aumentou para 0,35 com a adição do APG, alcançando 0,54 na COV $0,6 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ e 0,59 para a carga $1,2 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, mostrando crescimento da biomassa e a importância do tempo de adaptação da biomassa.

Com relação à razão SAV/SAT para os sólidos aderidos, os valores obtidos partiram de 0,86 na COV $0,2 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, para 0,77 na COV $0,6 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ e alcançando 0,71 para a carga $1,2 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, o que está compatível com o crescimento da biomassa e a estabilização do lodo durante o período de operação.

5.2.2.7 Análise microbiológica do biofilme do meio de suporte APG

No Quadro 3 são apresentados os resultados preliminares das análises microbiológicas para identificação de fungos, bactérias e leveduras no meio de suporte APG após 61 dias de operação.

Quadro 3 – Presença ou ausência de microorganismos no biofilme do APG.

LA – APG	Bactéria	Fungo	Levedura
LA – Confinada	+	+	-

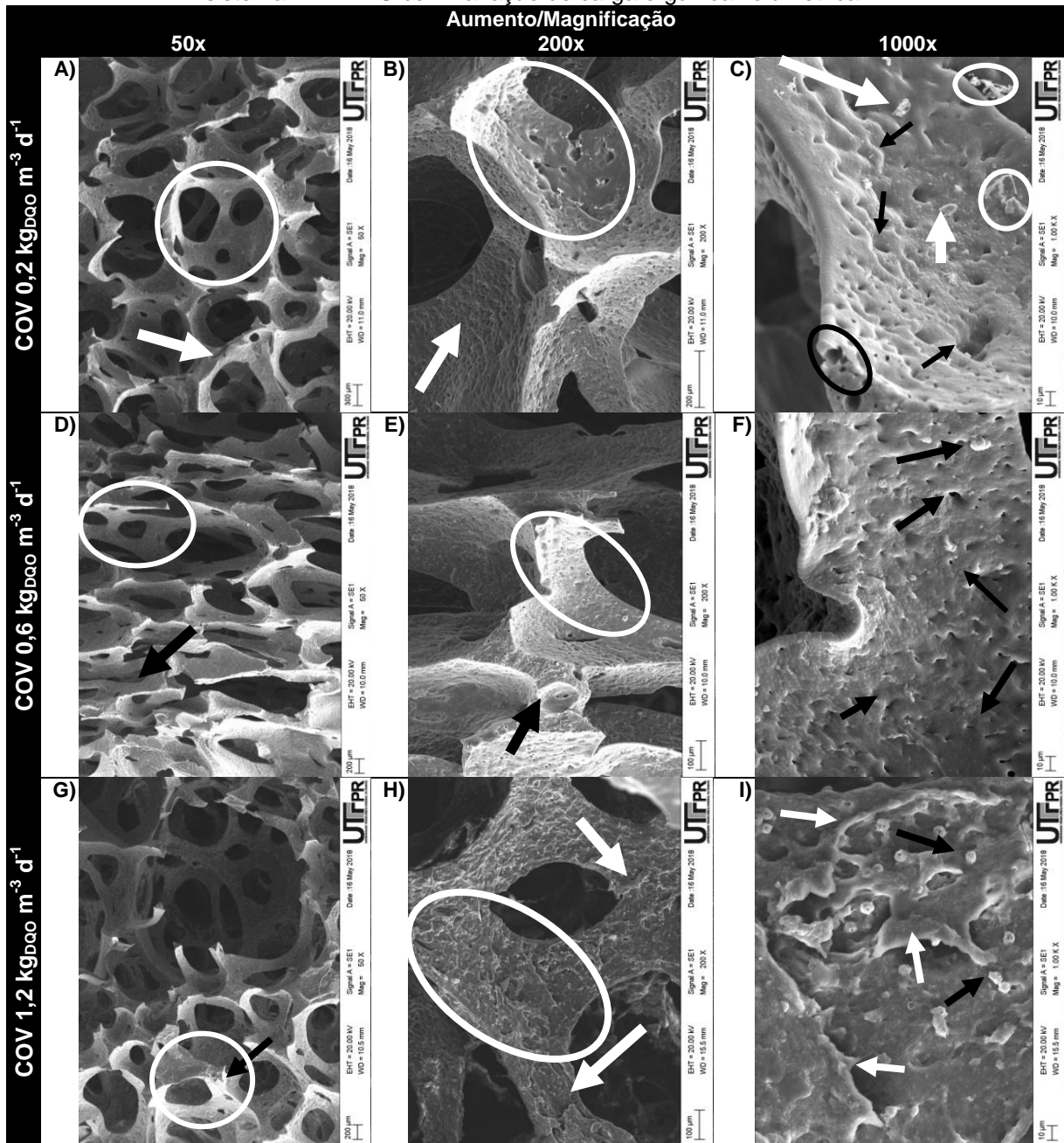
Nota: (+) indica presença; (-) indica ausência.

Os resultados indicaram a presença de fungos e bactérias nos biofilmes do sistema LA – APG confinado, corroborado por Bailón-Salas et al. (2017), avaliando a diversidade de microorganismos em lagoas aeradas tratando efluente de celulose e papel. Não foi verificada presença de leveduras, assim como nos sistemas sem variação de carga (item 5.1.2.7).

5.2.2.8 Análise de microscopia eletrônica de varredura

Na Figura 29 são apresentadas as imagens relativas à microscopia eletrônica de varredura realizada durante cada carga orgânica aplicada e suas respectivas magnificações.

Figura 29 – Imagens de microscopia eletrônica do meio de suporte APG durante tratamento por sistema LA – APG com variação de carga orgânica volumétrica.



Avaliando-se as imagens MEV do sistema, Figura 29, pôde-se verificar que houve crescimento de biomassa, não cobrindo os poros totalmente, ainda permitindo a passagem do efluente dentro dos meios de suporte. Na Figura 29A e 29B, nos aumentos de 50x e 200x respectivamente, não se verificaram grandes alterações na estrutura, ainda apresentando porosidade e crescimento de biomassa. Na Figura 29C, com aumento de 1000x, se observa que existem materiais de 5 a 30 μm aderidos na superfície e que são distintos dos sólidos inicialmente observados na Figura 19 do meio de suporte APG prévio ao uso.

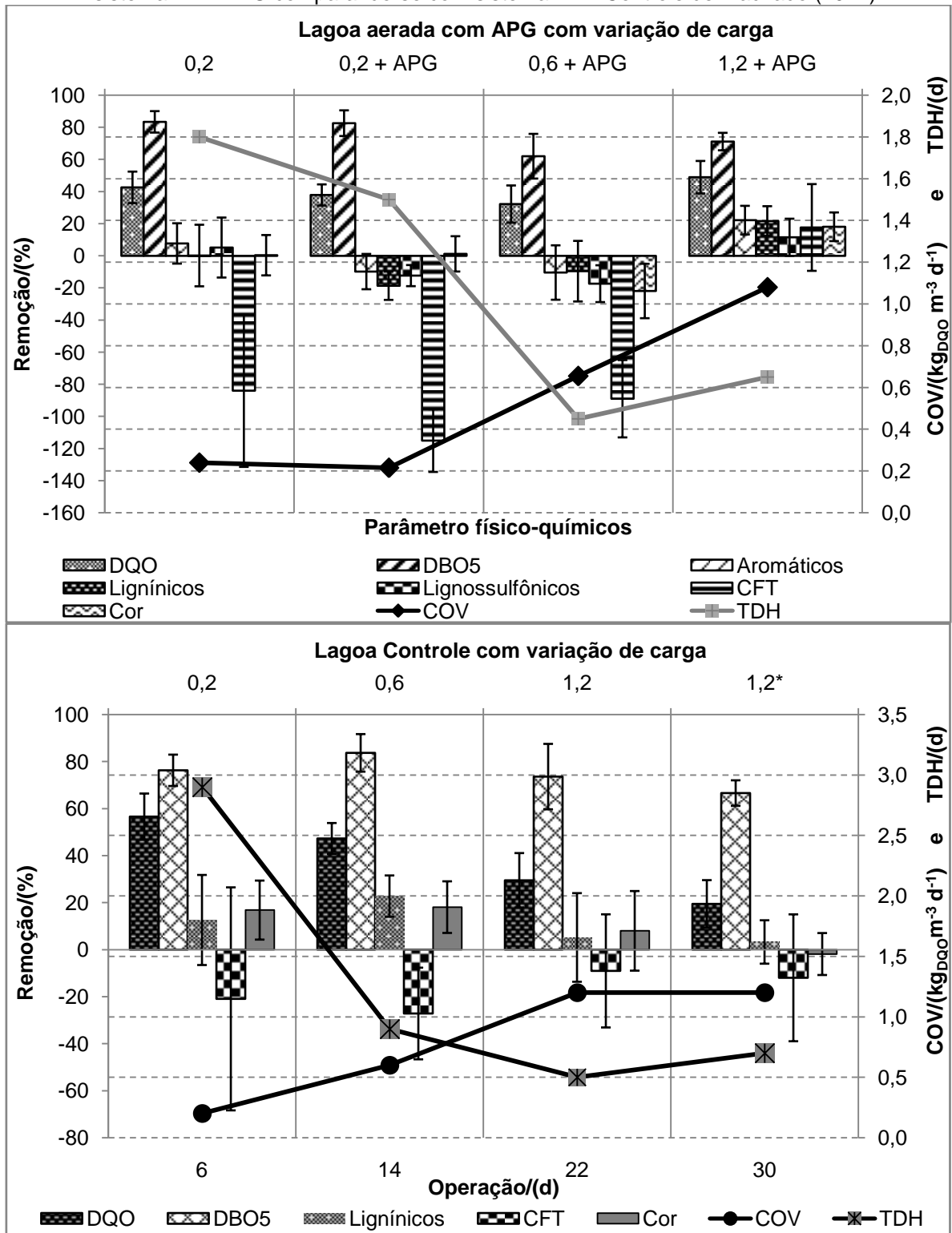
Nas Figuras 29D e 29E, operando na COV de $0,6 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, com aumento de 50x e 200x não se observam diferenças tanto na porosidade do meio de suporte como no crescimento de biomassa, contudo, com aumento de 1000x, Figura 29F, se percebe a recobertura da superfície das paredes internas do APG, indo de encontro com os sólidos aderidos na Figura 28b.

Após a sua aplicação na carga $1,2 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ se observaram fibras na superfície do meio de suporte em aumento de 50x, Figura 29G, sendo evidenciada no aumento de 200x, Figura 29H, na qual, também se observou maior recobertura das paredes do APG sem fechamento dos poros. Estas aparentam ter cobertura maior concentração de biomassa, devido às camadas sobrepostas de biofilme na superfície. No aumento de 1000x, Figura 29I, estas camadas estão mais evidentes e se observa uma estrutura interessante de forma esférica com uma aparente cavidade do centro. Essas características vão de encontro com o observado nas concentrações de sólidos aderidos da Figura 28b.

5.2.2.9 Sistema LA – APG *versus* LA – Controle

Na Figura 30 são apresentadas remoções médias do tratamento do efluente Kraft em lagoa aerada com APG confinado após 61 dias de operação nas distintas COV's e também as remoções médias da lagoa aerada controle de Machado (2018) tratando efluente de celulose Kraft após 30 dias.

Figura 30 – Remoções médias dos parâmetros físico-químicos avaliados durante o tratamento por sistema LA – APG comparando-se com sistema LA – Controle de Machado (2017).



*Amostra com baixa biodegradabilidade ($DBO_5/DQO = 0,19$) tratada pela LA – Controle na COV $1,2 \text{ kg}_{DQO} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$.

No geral se observou que a LA – APG foi estável, removeu mais DBO_5 , porém produziu muito mais CFT que a lagoa controle de Machado (2017), em termos de

porcentagem. Na COV $1,2 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, no entanto, o desempenho da LA – APG foi superior a de LA – Controle para remoção de matéria orgânica e compostos específicos.

Com os dados apresentados na Figura 30, foram avaliadas as médias do sistema LA – APG com variação de carga com o intuito de verificar diferenças entre as cargas orgânicas volumétricas aplicadas e desempenho do sistema LA – APG na remoção dos parâmetros físico-químicos. Para isso foi aplicado teste ANOVA – Tukey, após verificação da normalidade dos dados e seus resultados estão presentes na Tabela 11.

Tabela 11 – Comparação ANOVA – Tukey* do sistema LA – APG.

COV ($\text{kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$)	DQO	DBO	Cor	CFT	Aromático	CL**	Lignossulfônicos
0,2	42,6ab	83,4a	0,4b	- 84b	0,4b	0,2b	5,2b
0,2+APG	37,9ab	82,6a	1,2bc	- 115c	1,2bc	- 18,6b	- 12,3,b
0,6+APG	32,2b	62,4b	- 21,9c	- 89bc	- 21,9c	-9,5b	- 17,3b
1,2+APG	49,5a	75,9a	18,1a	17,7a	18,1a	21,7a	11,6a

*Letras iguais, amostras do mesmo grupo sem diferença entre as médias, letras diferentes, grupos com médias diferentes. **CL = Compostos Lignínicos ($\text{UV}_{280\text{nm}}$).

Pôde-se constatar que apenas nas médias de CFT foram verificadas diferenças entre as cargas $0,2 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ na ausência e presença do meio de suporte. Também se pôde verificar que a COV $1,2 \text{ kg}_{\text{DQO}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ foi a que apresentou diferença significativa das demais cargas em todos os parâmetros físico-químicos, sendo esta a melhor condição para o tratamento do efluente de celulose Kraft estudado.

6 CONCLUSÕES

Nesta pesquisa foram avaliados os efeitos das disposições de APG modificando lagoas aeradas e o desempenho destes sistemas LA – APG em diferentes COV aplicadas tratando efluente de celulose Kraft. Os sistemas de LA – APG nas modalidades livre e confinado apresentaram remoções acima de 50% e 30% para DBO₅ e DQO, respectivamente. Contudo, houve incremento de compostos fenólicos totais e derivados lignínicos. As remoções dos distintos parâmetros nas lagoas operando na COV 0,2 kg_{DQO} m⁻³ d⁻¹ com meios de suporte livre e confinado não apresentaram diferenças significativas e portanto se optou por avaliar a variação de carga usando LA – APG confinado pela facilidade de manutenção para situações de aplicação em escala piloto e plena.

O melhor desempenho da LA – APG foi observado para a COV 1,2 kg_{DQO} m⁻³ d⁻¹. As remoções de demanda química de oxigênio foram, em média, de 50% e acima de 75% para DBO₅. Além disso, foi verificado remoção de compostos derivados de lignina e compostos fenólicos totais, corroborando com o observado em outros tratamentos biológicos de leito móvel em cargas orgânicas volumétricas similares.

Sobre a ecotoxicidade aguda em *Daphnia magna*, esta foi removida em todas as amostras tratadas por LA – APG. Com isso pode-se constatar que essa modificação proposta para lagoas aeradas é indicada para plantas ou unidades de tratamento já implantados porém que tenham aumento de demanda para tratar efluente de celulose em menores tempos de detenção hidráulico. Nestas condições não são produzidos incremento da ecotoxicidade do efluente o qual cumpre com os critérios de lançamento deste parâmetro segundo os critérios do estado do Paraná.

A biomassa apresentou desenvolvimento e estabilização nos meios de suporte à relação SAV/SAT no tempo de operação. O que foi corroborado com as imagens de microscopia eletrônica de varredura, nas quais se observou formação do biofilme no APG conforme aumento da carga orgânica volumétrica.

Comparando os sistemas de lagoas aeradas com e sem a adição de APG, se sugere a aplicação dos meios de suporte esponjosos em cargas orgânicas da ordem 1,2 kg_{DQO} m⁻³ d⁻¹, as quais são maiores que as tipicamente usadas em lagoas aeradas, mas que cumpririam com os critérios de lançamento de matéria orgânica (DBO₅) e ainda promovem remoção de Cor, CFT e derivados de lignina.

REFERÊNCIAS

ALI, M.; SREEKRISHNAN, T. R. Aquatic toxicity from pulp and paper mill effluents: a review. **Advances in Environmental Research**. Volume 5, p. 175 – 196, 2001.

ALMAGUER, M. A. **Degradação de corantes de azo por processo enzimático (peroxidase de *Brassica rapa*) e biofiltro anaeróbio-aeróbio**. Dissertação de mestrado. UFRJ/COPPE – Programa de Engenharia Química. 101p. 2018.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22^o ed.. Washington: American Public Health Association, 2012.

ARENZON, A.; PEREIRA NETO, T. J.; GERBER, W. **Manual sobre toxicidade de efluentes industriais**. Porto Alegre: CEP SENAI de artes gráficas Henrique d'Ávila Bertaso, 2008.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT - NBR 12.713: Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com *Daphnia spp.* (Cladocera, Crustacea). Rio de Janeiro, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT – NBR 9898: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, 1987.

ASSUNÇÃO, A.; VANZETTO, S. C.; XAVIER, C. R. Lodos ativados vs MBBR no tratamento de efluente de indústria de celulose Kraft. **28^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária**. Rio de Janeiro. 2015.

AYGUN, A.; NAS, B.; BERKTAY, A. Influence of high organic loading rates on COD removal and sludge production in moving bed biofilm reactor. **Environmental Engineering Science**. Volume 25(9), p. 1311-1316, 2008.

BACHMANN, D. L. Benchmarking ambiental na indústria de celulose e papel. **Revista O Papel**, Volume 70(6), p. 57-61, 2009.

BAILÓN-SALAS, A; ORDAZ-DIAZ, L. A.; VALLE-CERVANTES, S.; LOPES-MIRANDA, J.; URTIZ-ESTRADA, N.; PAEZ-LERMA, J. B.; de LEON-MATA, G. D.; ROJAS-CONTREROS, J. A. Bacterial diversity in two aerated lagoons of a pulp and paper effluent and their interection with a comercial inoculum using Pcr-Dgge. **BioResources**. Volume 12(3), p. 5487-5501. 2017.

BELMONTE, M., XAVIER, C., DECAP, J., MARTÍNEZ, M., SIERRA-ÁLVAREZ, R., VIDAL, G. Improved aerobic biodegradation of abietic acid in ECF bleached kraft mill effluent due to biomass adaptation. **Journal of Hazardous Materials**. Volume 135, p. 256 – 263, 2006.

BOTROUS, A. E. F.; DAHAB, M. F.; MIHÁLTZ, P. Nitrification of highstrength ammonium wastewater by a fluidized-bed reactor. **Water Science and Technology**. Volume 49(5-6), p. 65 – 71, 2004.

BUYUKKAMACI, N.; KOKEN, E. Economic evaluation of alternative wastewater treatment plant options for pulp and paper industry. **Science of the Total Environment**. Volume 408(24), p. 6070–6078, 2010.

BUZZINI, A. P.; PIRES, E. C. Evaluation of an up flow anaerobic sludge blanket reactor with partial recirculation of effluent used to treat wastewaters from pulp and paper plants. **Bioresource Technology**. Volume 98(9), p. 1838-1848, 2007.

CABRERA, M. N. **Pulp Mill Wastewater: Characteristics and Treatment, Biological Wastewater Treatment and Resource Recovery**. IntechOpen, 2017. DOI: 10.5772/67537. Available from: <https://www.intechopen.com/books/biological-wastewater-treatment-and-resource-recovery/pulp-mill-wastewater-characteristics-and-treatment>

CALVO, L.; GILARRANZ, M. A.; CASAS, J. A.; MOHEDANO, A. F.; RODRÍGUEZ, J. J. Detoxification of Kraft pulp ECF bleaching effluents by catalytic hydrotreatment. **Water Research**. Volume 41(4), p. 915-923, 2007.

ÇEÇEN, F. The use of UV-VIS measurements in the determination of biological treatability of pulp bleaching effluents. In Conference Proceedings – **7th International Water Association Symposium on Forest Industry Wastewaters**, Seattle - Washington, USA. 2003.

CHAMORRO, S.; POZO, G.; JARPA, M.; HERNADEZ, V.; BECERRA, J.; VIDAL, G. Monitoring endocrine activity in Kraft Mill effluent treated by aerobic moving bed bioreactor system. **Water Science and Technology**. Volume 62(1), p. 154 – 161, 2010.

CHAMORRO S.; XAVIER C. R.; HERNÁNDEZ V.; BECERRA J.; VIDAL, G. Aerobic removal of stigmasterol contained in kraft mill effluents. **Electronic Journal of Biotechnology**. Volume 12(2), p. 1-7, 2009.

CHAMORRO, S.; XAVIER, C. R.; VIDAL, G. Behavior of aromatic compounds contained in kraft Mill effluents treated by na aerated lagoon. **Biotechnology Process**. Volume 21(5), p. 1567-1571, 2005.

CHANDRA, R.; ABHISHEK, A.; SANKHWAR, M. Bacterial decolorization and detoxification of black liquor from rayon grade pulp manufacturing paper industry and detection of their metabolic products. **Bioresource Technology**. Volume 102(11), p. 6429-6436, 2011.

CHANDRA, R.; SINGH, R. Decolourisation and detoxification of rayon grade pulp paper mill effluent by mixed bacterial culture isolated from pulp paper mill effluent polluted site. **Biochemical Engineering Journal**. Volume 61(15), p. 49-58, 2012.

CHENG, K. C.; DEMIRCI, A.; CATCHMARK, J. M. Advances in biofilm reactors for production of value-added products. **Applied Microbiology and Biotechnology**. Volume 87, p. 445-456, 2010.

CHOUDHARY, A. K.; KUMAR, S.; SHARMA, C. Removal of chlorophenolics from pulp and paper mill wastewater through constructed wetland. **Water Environment Research**. Volume 85(1), p. 54-62(9), 2013.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução nº 357/2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. CONAMA, 2005.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução nº 430/2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. CONAMA, 2011.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, Volume 31(7), p. 1820-1830, 2008.

DI BIASE, A. **Industrial Wastewater treatment with anaerobic moving bed biofilm reactor**. Thesis (Master of Science). Faculty of graduate studies of the University of Manitoba. Canada. Department of Civil Engineering. 117p. 2016.

DIEZ, M. C.; CASTILLO, G.; AGUILAR, L.; VIDAL, G.; MORA, M. L. Operational factors and nutrient effects on activated sludge treatment of *Pinus radiata* Kraft mill wastewater. **Bioresource Technology**. Volume 83, p. 131 – 138, 2002.

DUARTE, J. C.; PEITZ, P.; XAVIER, C. R. **Avaliação do tratamento de efluente kraft com meio de suporte esponjoso em reator sequencial em batelada (RSB)**. XIV Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais XIV Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental - SIBESA. 2018.

DYKSTRA, C. M.; GILESA, H. D.; BANERJEEB, S.; PAVLOSTATHIS, S. G. Fate and biotransformation of phytosterols during treatment of pulp and paper wastewater in a simulated aerated stabilization basin. **Water Research**. Volume 68-1, p. 589–600, 2015.

EL-TALIAWY, H.; CASAS, M. E.; BESTER, K. Removal of ozonation products of pharmaceuticals in laboratory moving bed biofilme reactors (MBBRs). **Journal of Hazardous Materials**. Volume 347, p. 288 – 298, 2018.

FARIAS, F. A.; FERREIRA, R. L. Avaliação da eficiência de diferentes agentes coagulantes na remoção de cor e turbidez em efluente de fábrica de celulose não branqueada. **Caderno Meio Ambiente e Sustentabilidade**. Volume 5(3), p. 86 – 104, 2014.

FEOFILOVA, E. P.; MYSYAKINA, I. S. Lignin: Chemical Structure, Biodegradation, and Practical Application (a Review). **Applied Biochemistry and Microbiology**. Volume 52(6), p. 573–581, 2016.

FREITAS, A. C.; FERREIRA, F.; COSTA, A. M.; PEREIRA, R.; ANTUNES, S. C.; GONÇALVES, F.; ROCHA-SANTOS, T. A. P.; DINIZ, M. S.; CASTRO, L.; PERES, I.; DUARTE, A. C. Biological treatment of the effluent from a bleached kraft pulp mill using basidiomycete and zygomycete fungi. **Science of The Total Environment**. Volume 407(10), p. 3282-3289, 2009.

FUJII, F. Y. **Análise comparativa entre o processo de lodo ativado e o reator de biofilme de leito móvel na remoção de nitrogênio de esgoto sanitário**. Dissertação de Mestrado em Engenharia – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo – São Paulo – SP, 109p, 2011.

FUJII, F. Y.; PIVELI, R. P.; CAMPOS, F.; BUENO, R. F.; SOBRINHO, P. A. Desempenho de reator integrado de lodo ativado com biofilme em leito móvel. Artigo técnico. **Engenharia Sanitária Ambiental**. Volume 18(4), p. 349-358, 2013.

FURLEY, T. H. Identificação da causa da toxicidade de efluentes de fábricas de celulose e papel da América Latina. Artigo Técnico. **Revista O Papel**, p. 34 - 42, 2009.

FURLEY, T. H.; LOMBARDI, J. B.; GOMES, A. S. de S. Principais fontes de Impactos da ecotoxicidade de efluentes de celulose e papel. **Revista O Papel**. Volume 76(3), p. 52, 2015.

FURLEY, T. H.; MELLO, F. A. De; SIQUEIRA, J. B. Lombardi. Principais questões ambientais causadas pelos efluentes de fábricas da américa latina. **Revista o papel**. Volume 79(4), p. 70 – 77, 2018.

GAUTO, M; ROSA, G. **Química Industrial**. Porto Alegre: Editora Bookman, 283pp, 2013.

GÖNDER, Z. B.; ARAYICI, S.; BARLAS, H. Treatment of pulp and paper mill wastewater using ultrafiltration process: Optimization of the fouling and rejections. **Industrial Engineering Chemistry Research**. Volume 51(17), p. 6184 – 6195, 2012.

GRÖTZNER, M. B. **Tratamentos de efluente de processo de polpa quimiotermomecânica CTMP**. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, UTFPR – Curitiba - PR, 94p, 2014.

HEROSO, L. F. **Medidor digital de ORP e pH para auxílio no tratamento de efluentes**. Trabalho de Conclusão de Curso do Programa de Graduação em Engenharia de Computação - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 71 f, 2016.

HUANG, C.; SHI, Y.; GAMAL EL-DIN, M.; LIU, Y. Treatment of oil sands process-affected water (OSPW) using ozonation combined with integrated fixed-film activated sludge (IFAS). **Water Research**. Volume 85, p. 167–176, 2015.

HUBBE, M. A.; METTS, J. R.; HERMOSILLA, D.; BLANCO, M. A.; YERUSHALMI, L.; HAGHIGHAT, F.; LINDHOLM-LEHTO, P.; KHODAPARAST, K.; KAMALI, M.; ELLIOTT, A. Wastewater Treatment and Reclamation: A Review of Pulp and Paper Industry Practices and Opportunities. **Bioresources**. Volume 11(3), p. 7953-8091, 2016.

IBÁ – Indústria Brasileira de Árvores – CENÁRIOS. Disponível em: <http://iba.org/images/shared/Cenarios/44_PDF_cenarios.pdf> Acesso em 10 de fevereiro de 2018.

IBÁ – Relatório Anual 2017. <<https://goo.gl/PNUfxg>> Acessado em 10 de fevereiro de 2018.

INTEGRATED POLLUTION PREVENTION AND CONTROL – IPPC. Best Available Techniques (BAT) Reference I for the production of pulp, paper and board. Industrial Emissions Directive. **Joint Research Centre: Institute for Prospective Technological Studies, Sustainable Production and Consumption**. Unit European Commission Bureau.Bruxelas. Final Draft July 2015.

JAHREN, S. J.; RINTALA, J. A.; ODEGAARD, H. Aerobic moving bed biofilm reactor treating thermomechanical pulping whitewater under thermophilic conditions. **Water Research**. Volume 36, p. 1067 – 1075, 2002.

KAMALI, M.; KHODAPARAST, Z. Review on recent developments on pulp and paper mill wastewater treatment. **Ecotoxicology Environmental Safe**. Volume 114, p. 326 – 342, 2015.

KARADAG, D.; KÖROĞLU, O. E.; OZKAYA, B.; CAKMAKCI, M. A review on anaerobic biofilm reactors for the treatment of dairy industry wastewater. **Process Biochemistry**. Volume 50(2), p. 262 – 271, 2015.

KNIE, J. L. W.; LOPES, E. W. B. **Testes Ecotoxicológicos** – Métodos, Técnicas e Aplicações. Florianópolis: FATMA/ GTZ, p. 289, 2004.

KREETACHAT, T.; DAMRONGSRI, M.; PUNSUWON, V.; VAITHANOMSAT, P.; CHIEMCHAI SRI, C.; CHOMSURIN, C. Effects of ozonation process on lignin-derived compounds in pulp and paper mill effluents. **Journal of Hazardous Materials**. Volume 142(1–2), p. 250 – 257, 2007.

LARREA, L.; FORSTER, C. F.; MELÉ, D. Changes in lignin during diffused air activated sludge treatment of kraft effluents. **Water Research**. Volume 9, p. 1073 – 1080, 1989.

LEI, L.; CHEN, S.; LI, Y. Effect of biological treatment on characteristics of soluble organic compounds in hardwood KP bleaching effluents. **Bioresources**. Volume 8(3), p. 4349 – 4358, 2013.

LEWIS, R.; COHEN, J.; AWAD, J.; BURGER, H.; MARZOUK, J.; BURCH, G.; LEWIS, D. M.; VAN LEEUWEN, J. A. Study of the impacts of process changes of a pulp and paper mill on aerated stabilization basin (ASB) performance. **Chemosphere**. Volume 211, p. 767 – 774, 2018.

LEWIS R.; VAN LEEUWEN, J. A.; CHOW, C. W. K.; EVERSON, A.; LEWIS, D. M. Assessment of coagulated and non-coagulated ASB performance used to treat *Pinus radiata* sulfite pulp and paper mill effluent by resin fractionation and HPSEC techniques. **Chemical Engineering Journal**. Volume 213, p. 109 – 117, 2012.

LEWIS R.; VAN LEEUWEN, J. A.; SMERNIK, R. J.; CHOW, C. W. K.; EVERSON, A.; NOLHROP, S. C.; BEECHAM, S. Changes in the organic character of post-coagulated pinis radiate sulfite pulp mill wastewater under aerated stabilization basin treatment – A laboratory scale study. **Chemical Engineering Journal**. Volume 175, p. 161 – 168, 2011.

LEYVA-DÍAZ, J. C.; MARTÍN-PASCUAL, J.; POYATOS, J. M. Moving bed biofilm reactor to treat wastewater. **International Journal of Environmental Science and Technology** . Volume 14(4), p. 881 – 910, 2017.

MACHADO, E. P. **Tratabilidade de efluente kraft por processo biológico facultativo assistido com enzimas lignolíticas**. Dissertação de mestrado. Programa de pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. 113p, 2017.

MACHADO, E. P.; XAVIER, C. R.; COUTO, G. H. Tratamento de efluente Kraft em lagoa aerada facultativa empregando enzimas lignolíticas. **Interciencia**. Volume 43(8), p. 590 – 596. 2018.

MARIA, M. A.; LANGE, L. C.; AMARAL, M. Avaliação da toxicidade de efluentes de branqueamento de pasta celulósica pré e pós-degradação biológica. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**. Volume 19(4), p. 417 – 422, 2014.

MENDONÇA, E.; PICADO, A.; PAIXAO, S. M.; SILVA, L.; CUNHA M. A.; LEITÃO, S.; MOURA, I.; CORTEZ, C.; BRITO, F. Ecotoxicity tests in the environmental analysis of wastewater Treatment plants: Case study in Portugal. **Journal of Hazardous Materials**. Volume 163(2-3), p. 665 – 670, 2009.

MILESTONE, C. B.; FULTHORPE, R. P.; STUTHRIDGE, T. R. The formation of colour during biological treatment of pulp and paper wastewater. **Water Science & Technology**. Volume 50(3), p. 87 – 94, 2004.

MILESTONE, C. B.; STUTHRIDGE, T. R.; FULTHORPE, R. R. Role of high molecular mass organics in colour formation during biological treatment of pulp and paper wastewater. **Water Science & Technology**. Volume 55(6), p. 191 – 198, 2007.

MINEGATTI, D. V. O De. Caracterização dos parâmetros de controle e avaliação de desempenho de um reator biológico com leito móvel (MBBR). **XII, COPPE/UFRJ, MSc.**, Engenharia Civil, p. 91, 2008.

MINEGATTI, D. V. DE O.; OLIVEIRA, A. C. DE FILHO; RABELO, M. D.; NARIYOSH, Y. N. Avaliação de uma planta piloto de mbbf (moving bed biofilm reactor - reator biológico com leito móvel) para tratamento de efluente de uma fábrica de celulose e papel. **Revista O Papel**. Volume 73(10), p. 75 – 80, 2012.

MINEGATTI, D. V. DE O.; RABELO, M. D.; NARIYOSH, Y. N. Evaluation of MBBR (moving bed biofilm reactor) pilot plant for treatment of pulp and paper mill wastewater. **International Journal of Environmental Monitoring and Analysis**. Volume 2(4), p. 220 – 225, 2014.

NAKHLI, S. A. A., AHMADIZADEH, K., FERESHTEHNEJAD, M., ROSTAMI, M. H., SAFARI, M., BORGHEI, S. M.. Biological removal of phenol from saline wastewater using a moving bed biofilm reactor containing acclimated mixed consortia. **Springerplus**, Volume 3. p. 1-10, 2014.

NASRAUI, P. Dimensionamento de lagoas aeradas seguidas de lagoas de sedimentação. **Hydro**. Ano – XI, nº 119. 2016.

NISSHINBO CHEMICAL INC. AQUAPOROUSGEL. <<https://www.nisshinbo-chem.co.jp/english/products/apqbcn/apq.html>> Acesso em 25 de Novembro de 2018.

ORDAZ-DÍAZ, L. A.; VALLE-CERVANTES, S.; ROJAS-CONTRERAS, J. A.; RODRIGUEZ-FLORES, F. J.; BAILÓN-SALAS, A. M. Optimization of a microbial formulation acclimated for pilot scale biodegradation of paper mill effluent. **Bioresources**. Volume 11(1), p. 1071 – 1079, 2016.

PARANÁ, conselho estadual do Meio Ambiente – CEMA. RESOLUÇÃO Nº. 070/2009. Licenciamento Industrial no Paraná. Dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece condições e critérios para o licenciamento em empreendimentos industriais. CEMA, 2009.

PARANÁ, Conselho Estadual do Meio Ambiente. Resolução 081/2010 – CEMA. Dispõe sobre Critérios e Padrões de ecotoxicidade para o Controle de Efluentes Líquidos lançados em águas superficiais no Estado do Paraná. Curitiba, 2010.

PEITZ, C.; XAVIER, C. R. Tratamento de efluente kraft contendo fitoesteróis por reator de leito móvel MBBR. **Interciencia**. Volume 42(8). p. 536-541. 2017.

PEITZ, C.; XAVIER, C. R. **Tratamento de efluente de celulose kraft por reator de leito móvel com meio de suporte esponjoso**. XIV Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais XIV Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental - SIBESA. 2018.

PETRINI, O. **Fungal endophytes of tree leaves**. In: ANDREWS, J. H.; HIRANO, S. S. (Eds.). *Microbial Ecology of Leaves*. New York: Springer-Verlag. p. 179-197, 1991.

POKHREL, D.; VIRARAGHAVAN, T. Treatment of pulp and paper mill wastewater – A review. **The Science of the Total Environment**. Volume 333(1-3), p. 37 – 58, 2004.

QIQI, Y.; QIANG, H.; IBRAIM, H. T. Review on moving bed biofilm processes. **Pakistan Journal of Nutrition**. Volume 11(9), p. 706 – 713, 2012.

RABELO, M. D. **Avaliação da aplicação combinada dos processos foto-fenton e biológico no tratamento de efluentes de indústria de celulose kraft branqueada**. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Agroquímica da Universidade Federal de Viçosa- UFV. Viçosa – MG, 2005.

REIS, G. G. **Influência da carga orgânica no desempenho de reatores de leito móvel com biofilme (MBBR)**. Dissertação de mestrado. Departamento de Engenharia Química – Universidade Federal do Rio de Janeiro. 134p, 2007.

RODGERS, M.; ZHAN, X. Moving-medium biofilm reactors. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**. Volume 2, p. 213 – 224, 2003.

SAIDI, A.; MASMOUDI, K.; NOLDE, E.; EL AMRANI, B.; AMRAOUI, F. Organic matter degradation in a greywater recycling system using a multistage moving bed biofilm reactor (MBBR). **Water Science & Technology**. Volume 76(11-12), p. 3328 – 3339, 2017.

SANTIAGO, E. P. **Tratamento combinado de lixiviado e esgoto sanitário em sistemas de biomassa em suspensão e biomassa aderida**. Dissertação de mestrado. UFRJ/COPPE – Programa de Engenharia Civil. 119p. 2018.

SAKUMA, H. Paper mill wastewater treatment by moving bed biofilm reactor using sponge media. **Japan Tappi Journal**. Volume 58(10), p. 1361 – 1365, 2004.

SHAILESH, P. R.; VYAS, D. S.; PAMNANI, A. N. Study the efficiency of moving bed bio-film reactor (MBBR) for dairy wastewater treatment. **International Journal of Advance Research and Innovative Ideas in Education**. Volume 2(3), p. 899 – 905, 2016.

SHELI, C.; MOLETTA, R. Anaerobic treatment of vinasses by a sequentially mixed moving bed biofilm reactor. **Water Science & Technology**. Volume 56(2), p. 1 – 7, 2007.

SHOKOOHI, R.; TORKSHAVAND, Z.; ZOLGHADNASAB, H.; ALIKHANI, M. Y.; HEMMAT, M. S. Study of the efficiency of moving bed biofilm reactor (MBBR) in LAS anionic detergent removal from hospital wastewater: determination of removing model according to response surface methodology (RSM). **Water Science & Technology**. Volume 1(1), p. 1 – 7, 2018.

SPERLING, M von. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte, MG: UFMG, 2014. 470 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Volume 1. ISBN 9788542300536, 2014.

SUBASHINI, A. M. Review on Biological Treatment processes of Pulp and Paper Industry Waste Water. **International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology**. Volume 4(5), p. 3721 – 3725, 2015.

SWAMY, N. K.; SINGH, P.; SARETHY, I. P. Aerobic and anaerobic treatment of paper industry wastewater. **Research in Environment Life and Science**. Volume 4(4), p. 141 – 148, 2011.

TIKU, D. K.; KUMAR, A.; CHATURVEDI, R.; MAKHIJANI, S. D.; MANOHARAN, A.; KUMAR, R. Holistic bioremediation of pulp mill effluents using autochthonous bacteria. **International Biodeterioration & Biodegradation**. Volume 64(3), p. 173 – 183, 2010.

TOCZYŁOWSKA-MAMIŃSKA, R. Limits and perspectives of pulp and paper industry wastewater treatment - A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. Volume 78, p. 764 – 772, 2017.

TUOMELA, M.; VIKMAN, M.; HATAKKA, A.; ITÄVAARA, M. Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. **Bioresource Technology**. Volume 72(2), p. 169 – 183, 2000.

UFSCar –Teste Tukey. Ciências Agrárias. Acessado em 8 de Outubro de 2018: <<https://www.cca.ufscar.br/pt-br/servicos/teste-de-tukey>

UNITED STATES ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY. *Methods for Measuring the Acute Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater and Marine Organisms* – 821-R-02-012. 5th. Washington, DC, 2002.

VAN RAANDEL, A.; VAN DER LUBBE, J. Handbook of biological wastewater treatment: design and optimization of activated sludge systems. 2th. Londres: **IWA Publishing**, 2012.

VANZETTO, S. C.. **Estudos de viabilidade de tratamento de efluente de indústria de celulose kraft por reator biológico com leito móvel (MBBR)**. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, UTFPR – Curitiba - PR, 53p, 2012.

VANZETTO, S. C.; KLENK, M.; ROSA, S. M. C.; XAVIER, C. R. Tratamento de efluente de indústria de papel e celulose por reator mbr. **Hydro**. Ano VIII(89), p. 42-45, 2014.

VENDRAMEL, S. M. R. **Nitrificação de efluente industrial em reator de leito móvel com biofilme: efeito da salinidade**. Tese de D.Sc., PEQ/COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 214p, 2009.

VEPSÄLÄINEN, M.; KIVISAARI, H.; PULLIAINEN, M.; OIKARI, A.; SILLANPÄÄ, M. Removal of toxic pollutants from pulp mill effluents by electrocoagulation. **Separation and Purification Technology**. Volume 81(2), p. 141 – 150, 2011.

VICENTE, V. A.; ANGELIIS D. A.; QUEIRÓZ-TELLES F. F.; PIZZIRANI-KLEINER, A. A. Isolation of Herpotrichiellaceous fungi from the environment. **Brazilian Journal of Microbiology**, Volume 32(1), p.47-51, 2001.

VILLAMAR C. A., JARPA M.; DECAP J., VIDAL G. Aerobic moving bed bioreactor performance: a comparative study of removal efficiencies of kraft mill effluents from *Pinus radiata* and *Eucalyptus globulus* as raw material. **Water Science & Technology**. Volume 59(3), p. 507 – 514, 2009.

WAHYUDIONO, M. S.; SASAKI, M.; GOTO, M. Recovery of phenolic compounds through the decomposition of lignin in near and supercritical water. **Chemical Engineering and Processing: Process Intensification**. Volume 47(9–10), p. 1609 – 1619, 2008.

WANG, W.; WU, YANQING; ZHANG, C. High-density natural luffa sponge asanaerobic microorganisms carrier for degrading 1,1,1-TCA in groundwater. **Bioprocess and Biosystems Engineering**. Volume 40(3), pp 383 – 393, 2017.

WELANDER, T.; LOFQVIST, A.; SELMER, A. Upgrading aerated lagoons at pulp and paper mills. **Water Science and Technology**. Volume 35(2-3), pp. 117 – 122, 1997.

XAVIER, C. R.; MOSQUERA-CORRAL, A.; BECERRA, J.; HERNÁNDEZ, V.; VIDAL, G. Activated sludge versus aerated lagoon treatment of kraftmill effluents containing β -sitosterol and stigmasterol. **Journal of Environmental Science and Health Part A**. Volume 44, p. 327 – 335, 2009.

XAVIER, C. R.; OÑATE, E.; MONDACA, A. M.; CAMPOS, L. J., VIDAL, G. Genotoxic effects of kraft pulp mill effluents treated by biological aerobic systems. **Interciencia**, Volume 36(6), p. 412 – 416, 2011.

ZILLI, R. P. **Influência do tempo de retenção hidráulica e da velocidade superficial do ar no desempenho de um reator de leito móvel com biofilme (MBBR)**. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química – UFSC – Florianópolis – SC, 125p, 2013.