



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE – UFCG
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL -
PPGECA

MONIQUE DA SILVA ALBUQUERQUE

LAGOAS DE POLIMENTO: INFLUÊNCIA DO REGIME DE OPERAÇÃO, TEMPO DE
PERMANÊNCIA E PROFUNDIDADE

Campina Grande – PB
Março de 2021

MONIQUE DA SILVA ALBUQUERQUE

**LAGOAS DE POLIMENTO: INFLUÊNCIA DO REGIME DE OPERAÇÃO, TEMPO DE
PERMANÊNCIA E PROFUNDIDADE**

Dissertação apresentada ao programa de pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande, como requisito à obtenção do título de mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Área de concentração: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Adrianus Cornelius van Haandel

Coorientadora: Prof. Dra. Silvânia Lucas dos Santos

Campina Grande – PB

Março de 2021

MONIQUE DA SILVA ALBUQUERQUE

**LAGOAS DE POLIMENTO: INFLUÊNCIA DO REGIME DE OPERAÇÃO, TEMPO DE
PERMANÊNCIA E PROFUNDIDADE**

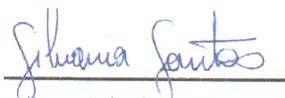
Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande, pertencente à linha de pesquisa de Saneamento Ambiental e área de concentração de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, como requisito para obtenção de Título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Aprovado(a) em:

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Adrianus Cornelius van Haandel – UFCG
Orientador



Prof. Dra. Silvânia Lucas dos Santos – UFRN
Coorientadora



Prof. Dra. Mônica de Amorim Coura – UFCG
Membro Interno



Prof. Dr. José Tavares de Sousa – UEPB
Membro Externo



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
POS-GRADUACAO ENGENHARIA CIVIL AMBIENTAL
Rua Aprígio Veloso, 882, - Bairro Universitário, Campina Grande/PB, CEP 58429-900

REGISTRO DE PRESENÇA E ASSINATURAS

1. **ATA DA DEFESA PARA CONCESSÃO DO GRAU DE MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

2. **ALUNA: MONIQUE DA SILVA ALBUQUERQUE / COMISSÃO EXAMINADORA: DR. ADRIANUS VAN HAANDEL - PPGECA/UFCG (PRESIDENTE) - ORIENTADOR, DR.ª SILVÂNIA LUCAS DOS SANTOS - UFRN - COORIENTADORA, DR.ª MÔNICA DE AMORIM COURA - PPGECA/UFCG - EXAMINADORA INTERNA, DR. JOSÉ TAVARES DE SOUSA - EXAMINADOR EXTERNO (PORTARIA 15/2021). / TITULO DA DISSERTAÇÃO: "LAGOAS DE POLIMENTO: INFLUÊNCIA DO REGIME DE OPERAÇÃO, TEMPO DE PERMANÊNCIA E PROFUNDIDADE" / ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL / HORA DE INICIO: 10:00 HORAS / FORMA DA SESSÃO: POR VÍDEO CONFERÊNCIA.**

3. **EM SESSÃO REALIZADA POR VÍDEO CONFERÊNCIA, APÓS EXPOSIÇÃO DE CERCA DE 40 MINUTOS, A CANDIDATA FOI ARGUIDA ORALMENTE PELOS MEMBROS DA COMISSÃO EXAMINADORA, TENDO DEMONSTRADO SUFICIÊNCIA DE CONHECIMENTO E CAPACIDADE DE SISTEMATIZAÇÃO NO TEMA DE SUA DISSERTAÇÃO, SENDO-LHE ATRIBUÍDA O CONCEITO "EM EXIGÊNCIA", SENDO QUE A POSSIBILIDADE DE APROVAÇÃO ESTÁ CONDICIONADA À AVALIAÇÃO DA NOVA VERSÃO DO TRABALHO FINAL, SEGUINDO PROCEDIMENTOS PREVISTOS NA RESOLUÇÃO DO PROGRAMA. O PRESIDENTE DA COMISSÃO EXAMINADORA, OUVIDOS OS DEMAIS MEMBROS DA COMISSÃO, DEVERÁ FICAR RESPONSÁVEL POR ATESTAR QUE AS CORREÇÕES SOLICITADAS NA LISTA DE EXIGÊNCIAS FORAM ATENDIDAS NA VERSÃO FINAL DO TRABALHO. A COMISSÃO EXAMINADORA CUMPRINDO OS PRAZOS REGIMENTAIS, ESTABELECE UM PRAZO MÁXIMO DE 30 DIAS PARA QUE SEJAM FEITAS AS ALTERAÇÕES EXIGIDAS. APÓS O DEPÓSITO FINAL DO DOCUMENTO DE DISSERTAÇÃO, DEVIDAMENTE REVISADO E MEDIANTE ATESTADO DO ORIENTADOR, ESTE CONCEITO PASSARÁ IMEDIATAMENTE PARA O CONCEITO "APROVADO". NA FORMA REGULAMENTAR, FOI LAVRADA A PRESENTE ATA, QUE É ASSINADA POR MIM, WELLINGTON LAURENTINO DOS SANTOS, SECRETÁRIO, ALUNA E OS MEMBROS DA COMISSÃO EXAMINADORA PRESENTES.**

4. **CAMPINA GRANDE, 26 DE FEVEREIRO DE 2021**

5.

6.

7.

DR. ADRIANUS VAN HAANDEL - ORIENTADOR

8.

9.

25/03/2021

SEI/UFCG - 1303848 - Ata de Defesa

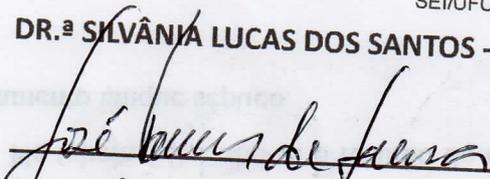
10.

DR.^a SILVÂNIA LUCAS DOS SANTOS - COORIENTADORA

11.

12.

13.


DR. JOSÉ TAVARES DE SOUSA – EXAMINADOR EXTERNO



Documento assinado eletronicamente por **WELLINGTON LAURENTINO DOS SANTOS, SECRETÁRIO (A)**, em 26/02/2021, às 15:19, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **Monique da Silva Albuquerque, Usuário Externo**, em 26/02/2021, às 15:26, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **MONICA DE AMORIM COURA, PROFESSOR(A) DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 26/02/2021, às 20:41, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <https://sei.ufcg.edu.br/autenticidade>, informando o código verificador **1303848** e o código CRC **07D95AE5**.

Referência: Processo nº 23096.006379/2021-88

SEI nº 1303848

A3451

Albuquerque, Monique da Silva.

Lagoas de polimento : influência do regime de operação, tempo de permanência e profundidade / Monique da Silva Albuquerque. - Campina Grande, 2021.

67 f. : il. Color

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2021.

"Orientação: Prof. Dr. Adrianus Cornelius Van Haandel, Profa. Dra. Silvânia Lucas dos Santos".

Referências.

1. Saneamento Ambiental. 2. Fluxo Contínuo de Esgoto. 3. Bateladas Sequenciais. 4. Profundidade de Lagoas. 5. Tempo de Permanência de Esgoto. 6. Comparação das Lagoas. I. Van Haandel, Adrianus Cornelius. II. Santos, Silvânia Lucas dos. III. Título.

CDU 628:502(043)

À toda minha família, por toda paciência e compreensão durante essa jornada, em especial a minha mãe que, com seus conselhos, me auxiliou a chegar onde estou.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ter me concedido sabedoria e paciência para o alcance dos meus objetivos, por sempre ser meu alicerce em todos os momentos. Sempre colocando anjos na minha vida.

Agradeço à minha família que, mesmo diante das dificuldades, sempre se fez presente, incentivando-me, mesmo nos momentos mais desestimulantes. Obrigada por sempre terem esperança em mim. Vocês são as pessoas mais importantes da minha vida!

Minha mãe, mesmo extremamente ocupada a todo o tempo, sempre tinha aquele colo que me acalmava e me lembrava de que era possível superar todos os obstáculos. Meu pai que, mesmo diante de inúmeros impasses, sempre tinha aquele sorriso no rosto e seu bom humor que me lembravam que era possível ultrapassar os obstáculos sempre com alegria. Agradeço às minhas lindas irmãs, Nicole e Lívia, que sempre me divertiram e, do jeitinho delas, sempre me apoiaram em todas as decisões, sempre conversando e aconselhando. Enfim, vocês me ensinaram que família é o bem mais precioso que temos. Amo muito vocês!

Agradeço ao professor Adrianus que sempre me auxiliou em todos os momentos de dúvidas acerca do desenvolvimento deste trabalho. Agradeço por ter dedicado inúmeras horas e esforços para me transmitir todo o conhecimento possível.

Agradeço à professora Silvânia que me orientou no desenvolvimento deste trabalho, passando-me os conhecimentos da melhor forma possível. Obrigada por ter destinado seu tempo em me auxiliar em tal processo.

Agradeço à CNPq por me fornecer os subsídios necessários para a realização desta pesquisa.

Agradeço aos amigos que adquiri durante esta árdua jornada. Sem o apoio de vocês eu não conseguiria chegar nem na metade desta fase. Por mais dificuldades que surgissem, vocês estavam sempre me erguendo e colaborando no que fosse necessário. Foram peça-chave no sucesso dessa empreitada.

“Tudo tem o seu tempo determinado, e todo propósito debaixo do céu tem o seu tempo”.

(Eclesiastes, 3:1)

RESUMO

As Lagoas de Polimento (LP) são unidades de pós-tratamento aplicadas a efluentes previamente tratados anaerobiamente. As LP dependem de alguns fatores para que possam apresentar um bom desempenho, como o regime hidrodinâmico ao qual são submetidas (fluxo contínuo ou bateladas sequenciais), a profundidade e o tempo de permanência. Neste sentido, este trabalho teve como objetivo determinar a influência do regime hidráulico das LP, quanto à remoção de matéria orgânica, coliformes termotolerantes (CTT), amônia e fosfato de efluentes de reatores UASB. Além disso, foi avaliada a interferência dos tempos de permanência e da profundidade no desempenho de sistemas de LP em série. As LP foram aplicadas no pós-tratamento do efluente de um reator UASB, o qual tratava esgoto municipal de Campina Grande. As lagoas foram operadas em bateladas sequenciais (LPBS) e em fluxo contínuo (LPFC). Neste último regime foram utilizadas duas configurações distintas: lagoas unitárias e lagoas em série. Realizou-se análises laboratoriais dos seguintes parâmetros: OD, pH, DQO, SST, amônia, fosfato e temperatura. As LPBS foram monitoradas diariamente, enquanto que as LPFC, três vezes por semana. Para a comparação entre os sistemas de lagoas em série compostas por lagoas de 0,20 e 0,40 metros de profundidade, foi aplicada uma análise estatística, com o auxílio do *software Past* (2020). Os resultados mostraram que, em relação ao regime hidrodinâmico, as LPBS possuem melhor desempenho do que as LPFC, exigindo um menor tempo de permanência. Porém, a aplicação daquele regime de operação exige custos adicionais para a automatização do sistema. Quanto à análise entre uma única LPFC e duas unidades em série, percebeu-se que, para um bom desempenho, foram necessários cerca de 16 dias. A análise estatística demonstrou que não houve diferença significativa entre os resultados obtidos para as profundidades investigadas. Assim, a utilização das lagoas com profundidade de 0,40 metros se torna mais atrativa, pois permite a redução da área da lagoa e apresenta bons resultados em termos de desempenho total do sistema.

Palavras-chave: Fluxo contínuo. Bateladas sequenciais. Profundidade. Tempo de permanência. Comparação.

ABSTRACT

Polishing Lagoons (LP) are post-treatment units treated with effluents previously treated anaerobically. As LP depends on some factors so that it can perform well, such as the hydrodynamic regime to be operated (continuous flow or sequential batches), the depth and the residence time. In this sense, this work had as objective to reach the objective of the LP hydraulic regime, regarding the removal of organic matter, thermotolerant coliforms (CTT), ammonia and phosphate from UASB reactor effluents. In addition, an interference of dwell times and depth in the performance of LP systems in series was evaluated. The LP were applied in the post-treatment of the effluent from a UASB reactor, which treated municipal sewage in Campina Grande. The lagoons were operated in sequential batches (LPBS) and in continuous flow (LPFC). In the latter regime, two distinct configurations were used: unitary lagoons and series lagoons. Laboratory analyzes of the following parameters were performed: OD, pH, COD, SST, ammonia, phosphate and temperature. LPBS were monitored daily, while LPFCs were only monitored three times a week. For a comparison between the series lagoon systems composed of 0.20 and 0.40 meters deep lagoons, a statistical analysis was applied, with the aid of the Past software (2020). The harmful results that, in relation to the hydrodynamic regime, as LPBS have the better performance than LPFC, requiring a shorter residence time. However, the application of that operating regime requires additional costs for the automation of the system. As for the analysis between a single LPFC and two units in series, it is corrected that, for a good performance, about 16 days were estimated. A statistical analysis, that there was no difference between the results obtained for the depths investigated. Thus, the use of ponds with a depth of 0.40 meters becomes lower, as it allows the reduction of the pond area and presents good results in terms of total system performance.

Key words: Polishing ponds. Continuous flow. Sequential batches. Depth. Retention time. Comparison.

SUMÁRIO

RESUMO	9
ABSTRACT	10
1. INTRODUÇÃO	15
2. OBJETIVOS	18
2.1 Objetivo Geral	18
2.2 Objetivos Específicos	18
3. REFERENCIAL TEÓRICO	19
3.1 Sistemas de Lagoas de Estabilização	19
3.2 Reator UASB + Lagoas de Polimento	22
3.2.1 Lagoas de Polimento de Fluxo Contínuo.....	25
3.2.2 Lagoas de Polimento de Bateladas Sequenciais.....	25
3.3 pH em lagoas de polimento	26
3.4 Mecanismos de remoção de nutrientes nas lagoas de polimento	28
4. METODOLOGIA	31
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
5.1. Análise comparativa entre as lagoas operadas em fluxo contínuo e bateladas sequenciais	38
5.2. Influência da profundidade e tempo de permanência sobre o desempenho de lagoas de polimento de fluxo contínuo.....	49
6. CONCLUSÃO	60
7. REFERÊNCIAS	62

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Concentração de espécies de fosfato em função do pH.....	28
Figura 2 – Rotas do nitrogênio em lagoas de estabilização.....	29
Figura 3 - Localização da EXTRABES.....	30
Figura 4 - Representação da vista lateral das lagoas utilizadas no experimento.....	32
Figura 5 - (A) Detalhe da palheta giratória da mistura da lagoa. (B) LPFC2 de 0,40 metros de profundidade.....	32
Figura 6 - Representação esquemática dos sistemas operados na pesquisa.....	34
Figura 7 - Fluxograma de atividades referentes à análise estatística desenvolvida neste trabalho.....	36
Figura 8a - Valores máximo e mínimo da concentração de OD em função do tempo de permanência para as LPFC e LPBS com as profundidades de 0,20 e 0,40 metros.....	38
Figura 8b - Valores médios do pH em função do tempo de permanência para as LPFC e LPBS com as profundidades de 0,20 e 0,40 metros.....	38
Figura 8c - Valores médios da temperatura em função do tempo de permanência no caso das LPFC e LPBS com as profundidades de 0,20 e 0,40 metros.....	39
Figura 8d - Valores médios da DQO em função do tempo de permanência no caso das LPFC e LPBS com as profundidades de 0,20 e 0,40 metros.....	39
Figura 8e - Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal em função do tempo de permanência no caso das LPFC e LPBS com as profundidades de 0,20 e 0,40 metros.....	40
Figura 8f - Eficiência de remoção de fosfato em função do tempo de permanência no caso das LPFC e LPBS com as profundidades de 0,20 e 0,40 metros.....	40
Figura 9 -Valor da concentração residual de CTT em função do grupo adimensional $k_b R_h$	45
Figura 10 - Razão entre LPFC de mistura completa e LPBS em função do número de LPFC em série para decaimento de 99,9 e 99,99 % dos CTT.....	45
Figura 11 – Comportamento do pH para os sistemas LP1 e LP2 para os diferentes tempos de permanência.....	49
Figura 12 – Comportamento do OD para os sistemas LP1 e LP2 para os diferentes tempos de permanência.....	50
Figura 13 – Comportamento da amônia para os sistemas LP1 e LP2 para os diferentes tempos de permanência.....	52
Figura 14 – Comportamento do fosfato para os sistemas LP1 e LP2 para os diferentes tempos de permanência.....	53

Figura 15 – Comportamento da DQO para os sistemas LP1 e LP2 para os diferentes tempos de permanência.....	55
Figura 16 - Comportamento do SST para os sistemas LP1 e LP2 para os diferentes tempos de permanência.....	56
Figura 17 - Representação gráfica do teste de Tukey para as eficiências de (a) Amônia e (b) Fosfato.....	57

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Impactos da remoção do CO ₂ sobre a alcalinidade, acidez e pH.....	26
Tabela 2 - Dimensões das Lagoas de Polimento.....	31
Tabela 3 – Análises físico-químicas realizadas no monitoramento dos sistemas de tratamento, bem como as técnicas empregadas, suas referências e as unidades dimensionais para cada parâmetro.....	35
Tabela 4 - Tempo de remoção de DQO, CTT, nitrogênio amoniacal e fosfato em LPBS, LPFC e LPFC2 com profundidades de 0,20 e 0,40 metros (temperatura = 25 °C).....	46
Tabela 5 – Concentração média dos dados analisados para o efluente UASB e efluente das lagoas, nas cinco fases experimentais.....	48
Tabela 6 - Interações do teste Tukey de duas variáveis para os dados de desempenho de amônia e fósforo.....	58

1. INTRODUÇÃO

Um dos processos de tratamento de esgotos bastante empregados em todo o mundo são as lagoas de estabilização, devido às suas vantagens como fácil operação, manutenção e boa eficiência de remoção de matéria orgânica (VON SPERLING, 2017).

As lagoas de estabilização são sistemas de tratamento de esgotos constituídos por bacias rasas e de grandes dimensões que utilizam processos naturais, com auxílio de algas e bactérias, para a remoção de componentes indesejáveis do efluente. Podem ser aplicadas de forma isolada, como uma única lagoa ou uma série de lagoas, ou em combinação com outros sistemas de tratamento (FALESCHINI; ESTEVES; VALERO, 2011).

Segundo Ho e Goethals (2020), as lagoas de estabilização têm sido desenvolvidas por mais de um século, sendo aplicadas gradualmente em todo o mundo. Atualmente, tais processos são largamente aplicados em pequenas comunidades e países em desenvolvimento, devido a sua simplicidade e baixo custo (BUTLER *et al.*, 2017; PASSOS; FERREIRA; VON SPERLING, 2019). Além disso, por se sobressair em regiões de clima quente, devido a melhoria do seu desempenho com aumento da temperatura e intensidade da luz solar, comunidades urbanas com tais características, podem se beneficiar com a utilização de tal sistema (MARTÍNEZ *et al.*, 2014). Um exemplo claro é a região nordeste do Brasil, em que o processo tem sido utilizado desde meados da década de 70 (SILVA *et al.*, 2011).

O sistema de lagoas de estabilização mais conhecido é o sistema australiano, composto por lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas e lagoas de maturação, em sequência. As lagoas anaeróbias, em tais sistemas, possuem o objetivo de remover carga orgânica do efluente em um ambiente anaeróbio, propiciado pela sua elevada profundidade (entre 3 e 4 metros) e relativo elevado tempo de permanência, o que resulta na remoção de matéria orgânica através dos microrganismos anaeróbios (JORDÃO E PESSÔA, 2005).

Por sua vez, as lagoas facultativas são projetadas para que haja uma zona aeróbia e uma anaeróbia, propiciada por suas profundidades permanecerem entre 1 e 2 metros (LI *et al.*, 2018). Já as lagoas de maturação possuem como objetivo a remoção de organismos patogênicos, provocada por diversos fatores como a elevada incidência solar no esgoto, pH elevado e escassez de alimento (VON SPERLING, 2017).

Por mais que tenham um conceito simples, as lagoas de estabilização são sistemas dinâmicos e vulneráveis a várias condições ambientais e operacionais de interação como

temperatura, incidência solar, profundidade e tempo de permanência do líquido. De acordo com Ho *et al.* (2017), ao reproduzir sistemas naturais, as lagoas propiciam uma alta complexidade com uma rede interligada de reações bioquímicas e processos hidráulicos.

Diante da vulnerabilidade atrelada às lagoas de estabilização surge desvantagens que acabam por inviabilizar seu uso em algumas situações, como: demanda de grande área para instalação, elevado acúmulo de lodo, emissão de gases estufa, perda de água por evaporação, geração de odores, alto custo de rede de esgoto para afastamento do sistema de centros urbanos (CAVALCANTI, 2002; GLAZ *et al.*, 2016; ARAÚJO, 2017; MARA, 2008; MARA e PEARSON, 1987; CAVALCANTI, 2009). Para evitar problemas atrelados à tais desvantagens, pode-se aplicar um reator UASB em substituição às lagoas anaeróbias e facultativas, ocupando uma menor área, tendo uma maior eficiência e ainda evitando a liberação de metano para a atmosfera, haja vista a sua coleta (DIAS *et al.*, 2014; CAVALCANTI, 2001). Esse gás ainda pode ser utilizado, posteriormente, para a geração de energia elétrica. A LP é aplicada como pós-tratamento aeróbio do efluente, a julgar pela predominância da fotossíntese sobre a oxidação. As lagoas de polimento, além de objetivarem a remoção da matéria orgânica residual, são instrumentais para a remoção de nutrientes e atuam como uma unidade de desinfecção do efluente, uma vez que o reator UASB não é capaz de remover nutrientes e patógenos.

As lagoas de polimento aplicadas após o reator UASB podem ser operadas de duas formas distintas: fluxo contínuo e bateladas sequenciais. As lagoas operadas em fluxo contínuo (LPFC) são alimentadas continuamente com uma vazão tal que respeite o tempo de permanência previsto em projeto. As lagoas operadas em bateladas sequenciais (LPBS), por sua vez, são preenchidas em sua totalidade e o líquido ali permanece por um tempo suficiente capaz de remover o material orgânico residual, nutrientes e coliformes.

Segundo estudos realizados por Cavalcanti (2009), as LPBS são mais eficientes que as operadas em fluxo contínuo devido ao número de dispersão ser zero, melhorando a eficiência do sistema quanto à remoção de CTT e nutrientes. Entretanto, para que seja possível a operação em bateladas sequenciais, há a necessidade da aplicação de um aparato robusto de equipamentos e até mesmo a inserção de outras unidades, como lagoa de transbordo, previamente às lagoas de polimento devido à necessidade de transformação do fluxo contínuo advindo do efluente do reator UASB para bateladas sequenciais. As LPFC, embora possam ter efeitos um pouco inferiores às LPBS, ainda podem apresentar resultados promissores quanto à eficiência no tratamento de efluentes. Além disso, possuem fácil

operação e não demandam tantos equipamentos para seu funcionamento.

Outro fator a ser analisado em relação às lagoas de polimento é a sua profundidade. Sabe-se que as LP devem ser rasas de forma a permitir a maior oxigenação e incidência solar em toda a coluna d'água, de forma a propiciar um ambiente favorável capaz de promover os mecanismos necessários para o tratamento adequado do esgoto (CAVALCANTI, 2003). Porém, deve-se avaliar qual a melhor profundidade a ser aplicada em tais lagoas, haja vista que esse fator influencia diretamente na área demandada para instalação do sistema.

Tendo em vista as condições de cada forma de operação das lagoas de polimento, destaca-se a importância de realizar uma comparação adequada dos resultados obtidos de ambos os regimes hidrodinâmicos, de forma a facilitar a escolha da melhor forma de operação para cada situação real. Além disso, destaca-se também a importância de se realizar a comparação entre diferentes profundidades das lagoas no tratamento de esgotos, considerando a sua influência sobre os resultados obtidos.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Estudar a influência do regime hidrodinâmico sobre o desempenho de Lagoas de Polimento aplicadas como unidades de pós-tratamento de reatores UASB, comparando as lagoas operadas em fluxo contínuo (LPFC) com as operadas em bateladas sequenciais (LPBS).

2.2 Objetivos Específicos

- Comparar o comportamento das LPFC e LPBS quanto à remoção de matéria orgânica, (na forma de DQO) remoção de amônia e fósforo do efluente de um reator UASB;
- Investigar a influência do tempo de permanência sobre o tratamento do efluente previamente tratado anaerobiamente, variando o tempo de permanência nas LPFC de 2 a 32 dias;
- Avaliar a influência da profundidade das LPFC sobre o desempenho das lagoas de polimento, realizando uma comparação entre as profundidades de 0,20 e 0,40 metros.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Sistemas de Lagoas de Estabilização

As Lagoas de estabilização são bacias construídas em terra para o tratamento de esgotos, nas quais acontecem processos naturais responsáveis pela degradação da matéria orgânica e higienização do efluente através da remoção de organismos patogênicos (METCALF & EDDY, 2016; MARA e PEARSON, 1987).

A premissa básica que ocorre no sistema de lagoas de estabilização é a redução da concentração de matéria orgânica carbonácea, pela via metabólica dos microrganismos existentes no líquido, e a remoção de patógenos através da incidência solar (VON SPERLING, 2002). O sistema ainda tem capacidade de remover nutrientes do esgoto, através de algumas adaptações na configuração e geometria das lagoas. O mecanismo hidráulico das lagoas funciona, em sua totalidade, como fluxo pistão onde o afluente entra em uma extremidade do sistema e percorre horizontalmente um percurso em determinado tempo, até a saída em um tempo de detenção hidráulica capaz de propiciar a remoção dos constituintes indesejáveis do meio líquido por processos físicos, químicos e biológicos (VON SPERLING, 2017).

O referido sistema apresenta bastante simplicidade quanto à sua operação e possui variações conforme o requisito de área. Segundo Von Sperling (2017), as lagoas mais estudadas são as lagoas anaeróbias, lagoas facultativas, lagoas de maturação e lagoas aeradas, que possuem a classificação com base na atividade metabólica que ocorre, predominantemente, para a degradação da matéria orgânica (FERREIRA *et al.*, 2003).

As lagoas anaeróbias devem ser projetadas para operar em ambiente com ausência de oxigênio na totalidade da coluna do líquido, de forma a favorecer a remoção de cerca de 50% da carga orgânica, constituindo, assim, o tratamento primário dos efluentes. Para se ter um ambiente anaeróbio, as unidades devem ser dimensionadas para receber elevadas cargas orgânicas (CETESB, 1986). Geralmente possuem uma área relativamente pequena e uma profundidade maior que as outras lagoas (entre 3 e 4 metros) (METCALF & EDDY, 2016). Outro fator importante é o tempo de permanência do líquido nessas lagoas, na qual Dias (2012) e Van Haandel *et al.* (2006) recomendam que seja entre 2 e 5 dias, o que resulta numa remoção de cerca de 50 % da DBO, tendo maior eficiência no período de verão, com

temperaturas acima de 15°C, o que propicia uma maior atividade microbológica (VON SPERLING, 2017; METCALF & EDDY, 2016).

As lagoas facultativas, as quais geralmente são dispostas em sequência às lagoas anaeróbias, possuem uma zona aeróbia, na porção superior, uma zona anaeróbia, na porção inferior e, uma zona facultativa, na porção intermediária. Possuem profundidades na faixa de 1 a 2 metros e extensas áreas. A necessidade destas lagoas serem extensas se dá no fato de que, após a entrada do esgoto nela, a matéria orgânica em suspensão tende a sedimentar no decorrer do percurso do líquido, formando o lodo de fundo que sofre tratamento anaeróbio no fundo da lagoa. Tal processo permite uma maior remoção deste constituinte (LI *et al.*, 2018).

A matéria orgânica dissolvida e em suspensão permanecem dispersas na massa líquida, as quais acabam passando por tratamento aeróbio nas zonas superficiais da lagoa. Nesta porção da lagoa há oxigênio dissolvido no líquido, o qual é proveniente da presença de algas no sistema e das trocas gasosas da superfície com a atmosfera. Na zona aeróbia têm-se um equilíbrio entre o consumo e a produção de oxigênio e gás carbônico, haja vista que as bactérias consomem oxigênio e produzem gás carbônico, enquanto que as algas produzem oxigênio e consomem dióxido de carbono em seu metabolismo (VON SPERLING, 2017; TRUPPEL, 2002).

As lagoas anaeróbias podem ser projetadas conjugadas às lagoas facultativas com o objetivo de reduzir a área demandada para a instalação do sistema, haja vista que esta forma reduz cerca de 1/3 da área necessária para a instalação das lagoas facultativas, em consequência da redução da carga orgânica do efluente bruto, proveniente do tratamento primário realizado pelas lagoas anaeróbias (DIAS, 2012).

As lagoas facultativas podem ainda ser aeradas, tendo como objetivo a mistura do efluente o que promove a minimização da existência de curtos-circuitos hidráulicos, redução das zonas estagnadas, transporte das algas para a superfície das lagoas, homogeneização do líquido. Entretanto, a adição de aeradores nas lagoas acarreta elevados custos com energia elétrica, criação de biomassa floculada em suspensão e surgimento de espumas no líquido (PEROTTI, 2020).

Segundo von Sperling (2017), as lagoas de maturação são unidades voltadas ao complemento do tratamento do esgoto, podendo ser aplicado posterior a uma série de lagoas

ou outros sistemas de tratamento como reatores UASB e lodos ativados (ZANOTELLI, 2002). Por realizarem um pós-tratamento do efluente, as lagoas de maturação podem receber o nome de lagoas de polimento.

As lagoas de maturação são predominantemente aeróbias devido à baixa carga orgânica que o efluente possui ao chegar nessa fase do tratamento, reduzindo a disponibilidade de nutrientes para o desenvolvimento dos microrganismos e a utilização do oxigênio dissolvido. Além disso, a baixa profundidade dessas lagoas auxilia nos processos de troca gasosa, permitindo uma maior concentração de OD no líquido (PEROTTI, 2020).

O objetivo das lagoas de maturação é a remoção de organismos patogênicos, através do favorecimento de mecanismos que destroem tais microrganismos, como elevada incidência solar, pH elevado, escassez de alimento e altas concentrações de OD. Segundo Von Sperling (2017), para se garantir a efetivação da remoção de patógenos, deve-se adotar menores profundidades. O autor ainda afirma que a adoção de lagoas de maturação se torna uma alternativa bastante viável para a desinfecção do efluente, de forma a substituir métodos tradicionais como a cloração.

Além da desinfecção, as lagoas de maturação auxiliam na remoção de uma pequena fração de matéria orgânica residual e na remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo através da volatilização, assimilação pelas algas e precipitação (MARA *et al.*, 1992; CASTILHOS JUNIOR *et al.*, 2009).

Ainda se têm as lagoas aeradas de mistura completa que atuam como reatores biológicos aeróbios, onde há oxigenação do líquido de forma mecânica, através de aeradores, que também auxiliam na mistura completa do meio (SABESP, 2009; VON SPERLING, 2017). Embora a aeração mecânica possua suas vantagens como impedir a estratificação do líquido e a volatilização de amônia, possui desvantagens como alto custo com energia elétrica (similarmente às lagoas facultativas aeradas) e complexidade na manutenção (VON SPERLING, 2017). Segundo Castilhos Júnior *et al.* (2009), as lagoas aeradas atuam com microrganismos em suspensão, propiciando a necessidade do efluente passar por uma lagoa de sedimentação.

Segundo Von Sperling (2017) e Castilhos Júnior *et al.* (2009), no Brasil, têm-se utilizado amplamente sistemas de lagoas em série, sendo favorecidas em regiões de clima

tropical devido às suas características e desenvolvimento do metabolismo dos microrganismos responsáveis pelo tratamento do efluente.

Diante do exposto, vislumbra-se o quanto estes sistemas são amplamente utilizados em todo o mundo, devido à facilidade operacional, manutenção e desempenho no tratamento de esgotos, principalmente domésticos (LI *et al.*, 2018; JORDÃO E PESSÔA, 2005). Porém, mesmo com tais vantagens, o uso destes sistemas está diretamente atrelado à inúmeras desvantagens que os deixam menos atrativos, como os listados a seguir (MARA e PEARSON, 1987; VAN HAANDEL *et al.*, 2006; GLAZ *et al.*, 2016; OAKLEY, 2012):

- Elevada área para sua implantação, necessitando de cerca de 3 m² por habitante, o que ocasiona inúmeros impasses para sua instalação em cidades de grande porte, nas quais esta área pode não estar disponível;
- Grandes perdas de água por evaporação, o que propicia um efluente final com maior salinidade, comprometendo a sua qualidade;
- Emissão de elevadas vazões de gases de efeito estufa, principalmente o metano;
- Produção de sulfeto de hidrogênio, proveniente da decomposição de proteínas e redução do sulfato existente no afluente, processos que ocorrem nas lagoas anaeróbias, ocasionando odores nas regiões circunvizinhas ao sistema, o que provoca a queda da especulação imobiliária de tais áreas;
- Elevado custo da rede de esgoto do sistema, uma vez que torna-se necessário o afastamento do sistema da região com aglomeração urbana;
- Elevada produção e acúmulo de lodo nas lagoas, o que ocasiona maiores custos para sua remoção, tratamento, acondicionamento e transporte, os quais geralmente não estão incluídos no orçamento de operação e manutenção dos sistemas.

Com tantas desvantagens, deve-se buscar outras alternativas viáveis para o tratamento e pós-tratamento de esgotos, as quais possam ser inseridas em todos os contextos. Visando isso, têm-se o uso das Lagoas de Polimento, unidade a ser discutida no próximo tópico.

3.2 Reator UASB + Lagoas de Polimento

O reator UASB (*Up-flow Anaerobic Sludge Blanket*), como o próprio nome diz, é um reator anaeróbio de fluxo ascendente que possui uma manta de lodo denso no fundo, devido ao crescimento bacteriano disperso, que expande com o fluxo do esgoto e com a produção de

biogás (METCALF & EDDY, 2016). O objetivo principal do sistema é remover matéria orgânica carbonácea das águas residuárias, mas por ser um sistema anaeróbio deixa uma concentração residual alta que resulta na necessidade de pós tratamento.

A maior interação entre a matéria orgânica do esgoto e os organismos decompositores, provocada pelo fluxo ascendente favorece uma maior eficiência de remoção de DBO, ficando em uma faixa de 60 e 80%, o que permite que o sistema opere com baixos tempos de detenção hidráulica, o que tem como consequência a necessidade de pouca área para instalação e menor custo para implantação (VON SPERLING, 2017; CHERNICHARO, 2007; POLIDO, 2013).

Como todo sistema, o reator UASB também possui algumas limitações e uma das mais importantes está na incapacidade da unidade em remover nutrientes do esgoto (METCALF & EDDY, 2010), o que gera a necessidade de um pós-tratamento dessa água residuária com a finalidade de garantir a qualidade necessária para o efluente final.

As Lagoas de Polimento (LP) são, basicamente, lagoas de maturação aplicadas em sistemas como pós-tratamento de efluentes tratados anaerobiamente em reatores UASB, tendo como objetivo a remoção do material orgânico residual, de nutrientes e organismos patogênicos, (JORDÃO E PESSÔA, 2005; DIAS *et al.*, 2014). Essa configuração é bastante consolidada em regiões com clima tropical e em países em desenvolvimento (SOUSA *et al.*, 2017).

A remoção de nutrientes que ocorre nas lagoas de maturação apenas é possível devido a possibilitarem a formação de um ambiente propício, com elevada concentração de oxigênio dissolvido (OD), elevado pH e ótima incidência de raios UV em toda a coluna de água, o que permite uma eficiência de remoção de coliformes termotolerantes de 99,999% (DIAS *et al.*, 2017; CAVALCANTI *et al.*, 2001; JUNGFER *et al.*, 2007; VON SPERLING, 2008). A qualidade final do efluente tratado nesses sistemas depende do número de lagoas alocadas em série e do tempo de permanência do líquido em cada lagoa (SOUSA *et al.*, 2017).

A configuração de reator UASB seguido de lagoas de polimento consegue unir as vantagens das duas unidades de tratamento, como a facilidade operacional e de manutenção, baixo investimento (se comparado com outros sistemas), isento da necessidade de gastos com energia elétrica no processo de tratamento do esgoto. Além disso, a LP complementa o

tratamento feito pelo reator UASB, no que tange a remoção de nutrientes, processo que não é realizado no reator, permitindo um efluente final com qualidade suficiente para atender as recomendações das normas vigentes, permitindo, o reuso das águas residuárias.

Além dessas vantagens, o sistema demanda uma menor área para implantação do sistema, provocada pelo menor tempo de detenção hidráulica e, por não possuir lagoas anaeróbias, há uma considerável redução na formação de odores provocados pela redução de sulfato para sulfeto (IOPP; MENDES, 2020). Tais fatores permitem sua alocação em uma maior diversidade de locais, sem reduzir a especulação imobiliária das áreas circunvizinhas e sem a necessidade de um grande afastamento da estação de tratamento das áreas urbanas, reduzindo o custo com a rede coletora de esgotos.

Os mecanismos que ocorrem nas lagoas de estabilização para remoção de nitrogênio em geral são a volatilização de amônia, absorção biológica de nitrogênio, sedimentação de biomassa morta, nitrificação, desnitrificação e acúmulo de camada de lodo (SOUSA *et al.*, 2017). Porém, nas lagoas de maturação, evidencia-se a volatilização da amônia devido ao elevado pH provocado devido à taxa de consumo de CO₂ exceder à taxa de produção por oxidação biológica da matéria orgânica. Nesse cenário, para pH acima de 9,0, há a predominância da amônia no estado gasoso, o qual permite a dessorção (CAVALCANTI, 2009) a alta taxa.

Cavalcanti (2009) cita ainda que, também para valores elevados de pH, há a formação de fosfato insolúvel que acaba por precipitar, na forma de apatita e estruvita, permitindo a sua remoção do efluente final do sistema de tratamento. Além do pH, outras condições são necessárias para que haja a precipitação, e posterior remoção do fosfato da fase líquida, como a temperatura, concentrações de fosfato e cálcio do efluente e a duração da precipitação (MADSEN HEL E CHRISTENSSON, 1991).

As lagoas de polimento podem ser operadas com fluxo contínuo, regime hidrodinâmico mais usual, fluxo descontínuo ou descontínuo alimentado (BORZANI, 2001). A forma em que as lagoas são operadas influenciam diretamente na remoção de nutrientes, conforme explicado a seguir.

3.2.1 Lagoas de Polimento de Fluxo Contínuo

As lagoas de polimento operadas em fluxo contínuo (LPFC) funcionam da seguinte maneira: as lagoas são preenchidas com efluente do reator UASB continuamente. O volume deve ter um valor de acordo com o tempo de permanência que se deseja na lagoa. Essa é a forma mais usual de operação das LP, por sua facilidade operacional e por não demandar equipamentos excessivos para o funcionamento do sistema. A aplicação deste regime não necessita de inúmeros equipamentos, além de possuir uma maior facilidade no controle do tempo de permanência previsto em projeto.

Comumente, os sistemas de lagoas de polimento são formados com lagoas em série haja vista o melhor desempenho desta conformação se comparado com o uso de lagoas unitárias, principalmente quanto à remoção de coliformes do efluente. Logo, ao serem confrontados um sistema de lagoas em série e uma lagoa unitária, com o mesmo tempo de permanência total, o primeiro se sobressai com a melhor eficiência de tratamento (MASCARENHAS *et al.*, 2004).

Embora haja tais benefícios, algumas desvantagens estão atreladas a esse regime de operação, como curtos circuitos, formação de zonas mortas e a dispersão do efluente (LI *et al.*, 2018). Além disso, segundo estudos realizados por Cavalcanti (2009), lagoas operadas com fluxo contínuo tendem a não produzir bons resultados quanto à remoção de nutrientes, haja vista que o pH nestas lagoas não aumenta o suficiente para que ocorra a remoção de fósforo por precipitação ou a remoção da amônia por completo. Como consequência, há a produção de um efluente final que não necessariamente atenda aos padrões determinados em normas específicas.

3.2.2 Lagoas de Polimento de Bateladas Sequenciais

As lagoas de polimento operadas em regime de bateladas sequenciais (LPBS) ou fluxo descontínuo são alimentadas até o preenchimento completo da lagoa e o líquido permanece ali até que se atinja o tempo de permanência suficiente para que haja a remoção de todos os constituintes indesejáveis até o nível esperado, sendo um sistema de enchimento e esvaziamento, de forma que o efluente final tenha uma qualidade compatível com as recomendações das legislações vigentes e até para reuso.

Pela natureza do regime em bateladas sequenciais a demanda de oxigênio é máxima no momento inicial da sua operação, uma vez que então a concentração de material orgânico

é máxima e a concentração de algas é mínima. Em lagoas facultativas depois do pré-tratamento em lagoas anaeróbias a operação em regime de bateladas não é possível porque a demanda de oxigênio é tão grande que o ambiente é anaeróbio e permanece assim até que seja removida uma parte do material pela via anaeróbia. Em contraste, Santos e van Haandel (2021) mostraram que em lagoas de polimento, depois de um pré-tratamento anaeróbio eficiente (UASB, por exemplo), a demanda de oxigênio é menor e rapidamente se desenvolve oxigênio dissolvido nas lagoas, embora inicialmente também é anaeróbia.

O regime hidrodinâmico de bateladas sequenciais tem a grande vantagem que possibilita um decaimento exponencial de coliformes termotolerantes, haja vista que este decaimento é um processo de primeira ordem. Cavalcanti (2009), em seus estudos, encontrou uma eficiência de remoção de cerca de 99,99% de coliformes termotolerantes em um tempo de detenção hidráulica entre 4 e 5 dias.

Outra vantagem da operação da lagoa em regime de bateladas é o curto tempo necessário para o estabelecimento de um pH elevado nas lagoas, o que facilita a remoção dos nutrientes, através da precipitação do fosfato e volatilização da amônia. Sendo assim, há uma redução significativa no tempo de detenção hidráulica necessário para o tratamento do esgoto e, conseqüentemente, há uma diminuição na demanda por área para implantação do sistema (CAVALCANTI, 2009).

Porém, o uso das LPBS requer um custo adicional de construção e operação pela transformação do regime hidráulico de fluxo contínuo no reator UASB para bateladas sequenciais nas lagoas. Outro fator a ser avaliado também na escolha desse regime é a necessidade de uma operação rígida do sistema, de forma a garantir o funcionamento adequado e a produção de um efluente com a qualidade esperada.

3.3 pH em lagoas de polimento

Segundo Cavalcanti *et al.* (2003), os principais processos que acontecem nas LP e que afetam o sistema carbônico são: a formação de CO₂ provocada pela estabilização da matéria orgânica, o qual adiciona acidez ao líquido sem influenciar a alcalinidade; remoção de CO₂ devido à fotossíntese e dessorção, o que propicia a redução da acidez sem alterar a alcalinidade; precipitação de CaCO₃, a qual diminui a alcalinidade sem afetar a acidez e; dessorção de NH₃, o que é equivalente à adição um ácido forte, isto é diminui 1 meq de

alcalinidade por mmol de amônia desprendida da fase líquida e se eleva proporcionalmente à acidez.

Cavalcanti (2001) ainda cita que a condição crucial para que haja a elevação do pH em LP é a remoção de CO₂, que pode ocorrer através de duas formas, que ocorrem ao mesmo tempo, sendo um mecanismo biológico e um físico. A Tabela 1 apresenta os impactos da remoção de CO₂ sobre a alcalinidade, acidez e pH das lagoas de polimento.

Tabela 1 - Impactos da remoção de CO₂ sobre a alcalinidade, acidez e pH.

Processos	Alcalinidade (meq.mmol-1)	Acidez (meq.mmol-1)	pH (-)
Remoção de CO₂	0	-2	Aumenta
Dessorção de NH₃	-1	1	Diminui
Precipitação de CaCO₃	-2	0	Diminui

Fonte: Cavalcanti *et al.* (2001).

Segundo van Haandel e van der Lubbe (2019), a remoção física do CO₂ é proveniente da supersaturação deste no esgoto digerido. Já o mecanismo de remoção biológica em LP é proveniente da predominância da fotossíntese sobre a oxidação da matéria orgânica e digestão anaeróbia, se houver. O processo de fotossíntese acaba por consumir o gás carbônico do líquido, enquanto que a oxidação e a digestão anaeróbia produzem o gás. Nesse caso, dependendo da taxa de cada um dos processos, pode haver produção ou consumo biológico de CO₂.

Porém, o efluente previamente tratado no reator UASB e destinado às LP possui apenas matéria orgânica residual, haja vista que já foi removida no reator, o que propicia uma baixa produção de CO₂ para sua degradação. Além disso, devido à baixa profundidade das LP, há um intenso processo de fotossíntese, o que permite que haja um maior consumo do gás carbônico. Esses dois mecanismos atrelados possibilitam a elevação do pH, permitindo assim a remoção de nutrientes (VAN HAANDEL e VAN DER LUBBE, 2019).

3.4 Mecanismos de remoção de nutrientes nas lagoas de polimento

Como já citado, a aplicação das lagoas de polimento como unidades de pós tratamento de reatores UASB possui como objetivo principal a remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto tratado anaerobiamente.

A maior contribuição quanto à remoção dos nutrientes em lagoas de polimento se dá através da elevação do pH, provocada pela baixa produção de gás carbônico, haja vista a baixa carga orgânica do esgoto previamente tratado no UASB, vinculada à elevada taxa fotossintética, provocada pela baixa profundidade das lagoas, a qual consome o CO₂. A associação desses dois mecanismos pode resultar em elevados valores de pH, chegando a valores acima de 9,0 (VAN HAANDEL E LETTINGA, 1994; CAVALCANTI *et al.*, 2003). Tal condição propicia a remoção do nitrogênio e do fósforo do líquido através dos mecanismos de volatilização da amônia e precipitação do fosfato, respectivamente.

A remoção de fósforo em lagoas de polimento se dá por dois processos: precipitação química do fosfato e, de forma limitada, assimilação do nutriente pelas algas (STRANG E WAREHAM, 2006). O primeiro processo se dá pelo contato entre o fósforo e os cátions dissolvidos no esgoto. Para haver precipitação é necessário que o fosfato seja convertido no íon PO₄³⁻ o que só ocorre a um pH elevado. Em lagoas de polimento, como o pH tende a ser elevado, é comum que o fósforo seja fixado por cálcio e magnésio. Esse processo, inclusive, é um mecanismo natural que auxilia no controle da eutrofização (HARTLEY, *et al.*, 1997; REDDY E D'ANGELO, 1994).

Em esgotos, no geral, a forma de fósforo predominante e de maior relevância é o ortofosfato, haja vista que, em efluentes estabilizados, os polifosfatos são transformados em ortofosfatos através da hidrólise. O ortofosfato é identificado no líquido na forma de íons inorgânicos como o PO₄³⁻, o H₂PO₄⁻ e o HPO₄²⁻ e ocorrem de acordo com o pH da água, de acordo com o que é apresentados na Figura 1. Pode-se perceber que, em pH neutro (próximo a 7,0), a forma predominante é HPO₄²⁻.

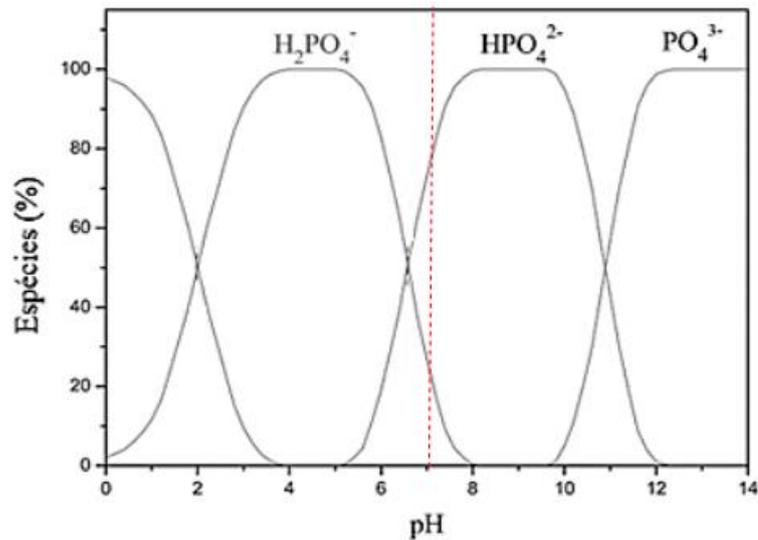


Figura 1 – Concentração de espécies de fosfato em função do pH.
 Fonte: Shen *et al.* (2015).

Resultados experimentais de Santos, Santos, Van Haandel (2021) corroboram com o fato de que a eficiência de remoção de fósforo em lagoas de polimento está atrelada ao valor do pH e da profundidade da lagoa. Este último fator determina que quanto menor a profundidade da LP, mais factível é a precipitação do fosfato, devido ao rápido aumento do pH. Porém, nos mesmos estudos, os autores citam que houve uma elevação na concentração de DQO e SST nas LP, fato esperado haja vista a maior formação de biomassa algal responsável pela atividade fotossintética da lagoa. Nesse caso, é recomendada a inserção de uma etapa de remoção dessa biomassa.

Em relação à amônia, fatores climáticos e a interação que ocorre entre os grupos de microrganismos propiciam transformações do nitrogênio nas lagoas de polimento, conforme pode ser observado na Figura 2.

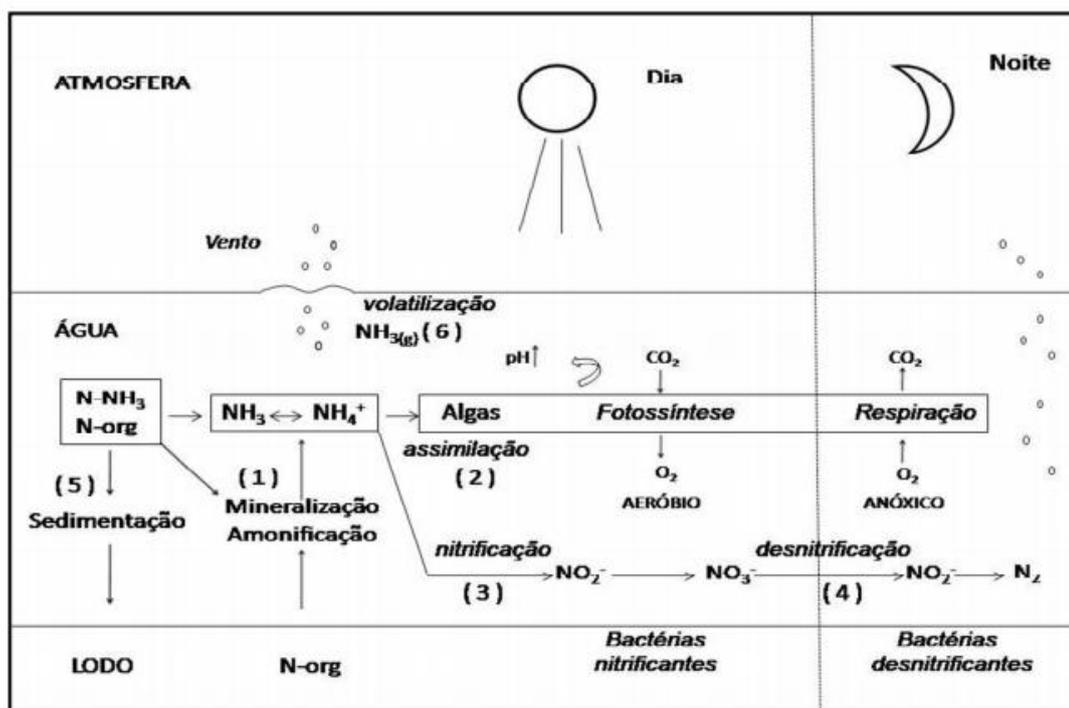


Figura 2 – Rotas do nitrogênio em lagoas de estabilização.
 Fonte: Assunção (2009).

Conforme pode ser observado na Figura 2, o nitrogênio orgânico existente no esgoto sofre sedimentação, persistindo no lodo da lagoa (5). Parte desse nitrogênio passa por hidrólise através das bactérias heterotróficas, transformando-se em $N-NH_3$ (1). Este, por sua vez, e com auxílio de um ambiente aeróbico e das bactérias nitrificantes, pode ser convertido em nitrato (3) e, após isso, com a existência de bactérias desnitrificantes, pode passar pelo processo de desnitrificação (4), produzindo nitrogênio molecular que tende a ir para a atmosfera. O $N-NH_3$ e NO_3^- podem ser assimilados por algas e bactérias durante seu processo metabólico. Além desses processos, o gás amônia pode ser desprendido do líquido para a atmosfera pela volatilização ou dessorção (6) (PATRICK *et al.*, 1997).

Embora existam diversas rotas do nitrogênio dentro das lagoas de polimento, apenas as descritas a seguir promovem, de fato, a remoção deste nutriente da fase líquida das lagoas: volatilização da amônia; a união entre a nitrificação e a desnitrificação; desnitrificação realizada pelas bactérias metanotróficas, assimilação da amônia pela biomassa e sedimentação de forma a compor o lodo de fundo das lagoas e a oxidação anaeróbica (CAMARGO e MARA, 2006; PANO e MIDDLEBROOKS, 1982; FERRARA e AVCI, 1982; CAMARGO *et al.*, 2009; REED, 1985; SENZIA *et al.*, 2002).

4. METODOLOGIA

A pesquisa de campo foi realizada na Estação Experimental de Tratamento de Esgotos – EXTRABES, localizada no município de Campina Grande, na Paraíba. Para a realização da pesquisa, utilizou-se esgoto municipal o qual era coletado do emissário leste encontrado próximo ao local de realização do experimento. A Figura 3 apresenta a localização da EXTRABES.

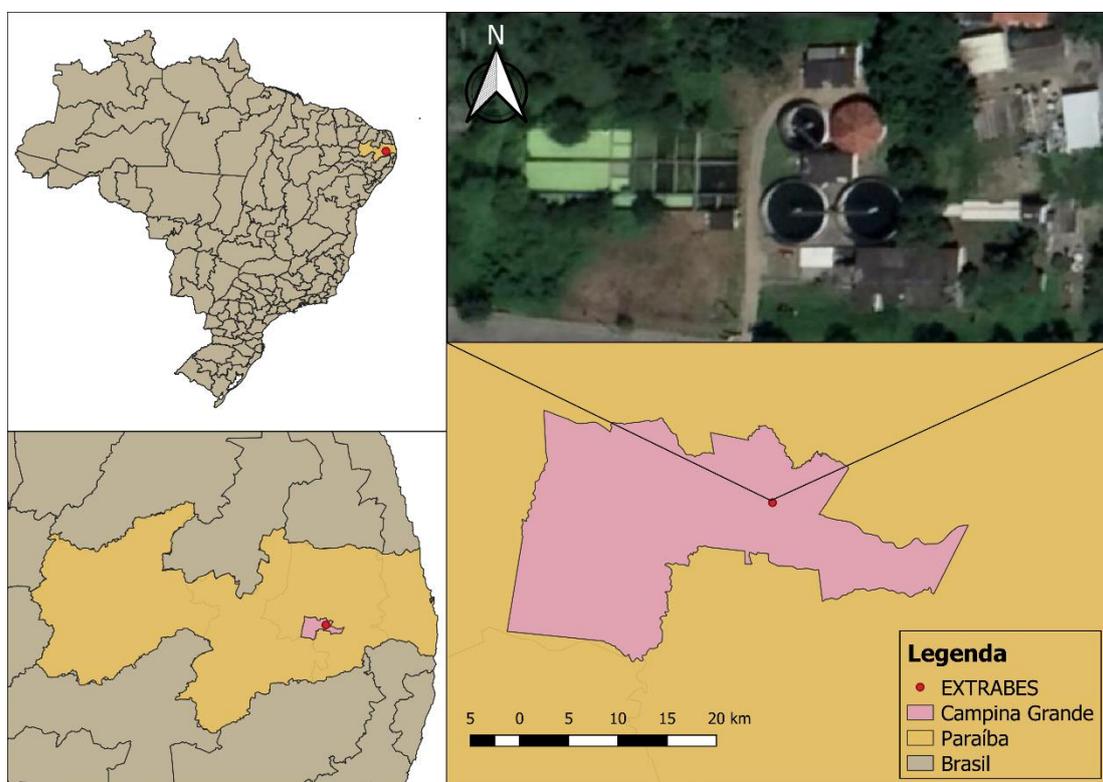


Figura 3 – Localização da EXTRABES.
Fonte: Autor (2020).

O sistema experimental era constituído por 01 reator UASB, 01 tanque de equalização e 06 configurações de lagoas de polimento, conforme apresentado na Figura 4. O esgoto municipal era bombeado do emissário para o reator UASB, cujo efluente era descarregado, posteriormente, no tanque de equalização. Deste último, o esgoto era bombeado para as lagoas de polimento de acordo com o regime de fluxo de cada configuração da lagoa. Todo o sistema foi construído em fibra de vidro.

Reator UASB

O Reator UASB utilizado no experimento, possuía um volume útil de 2,50 m³ e altura de 1,70 metros, projetado para tratar uma vazão de até 10 m³/dia. É importante destacar que o

reator havia sido previamente instalado e estava em operação no local de realização dos experimentos, tratando o esgoto sanitário municipal de Campina Grande.

Tanque de equalização

O tanque de equalização, instalado posteriormente ao reator UASB, dispunha de um volume de 1 m³. A unidade possuía uma palheta giratória acoplada na parte inferior, a qual tinha como função manter o esgoto homogêneo.

Lagoas de Polimento

As lagoas de polimento, adotadas para a realização do experimento, eram constituídas por fibra de vidro e possuíam um diâmetro de 0,50 metros e profundidades de 0,20 e 0,40 metros, totalizando um volume de 40 e 80 litros, respectivamente, conforme mostrado na Tabela 2. Todas as lagoas eram agitadas suavemente por uma palheta superficial central com baixa rotação (6 rpm) para uniformizar a concentração da fase líquida e evitar a flotação de algas.

Tabela 2 - Dimensões das Lagoas de Polimento.

Dimensões	Lagoas de 0,20 metros	Lagoas de 0,40 metros
Diâmetro (metros)	0,50 aproximadamente	0,50 aproximadamente
Altura (metros)	0,20	0,40
Volume (litros)	40	80

Fonte: Autor (2020).

A Figura 4 representa a vista lateral das lagoas utilizadas no experimento, bem como suas dimensões, as quais foram especificadas também na Tabela 2.

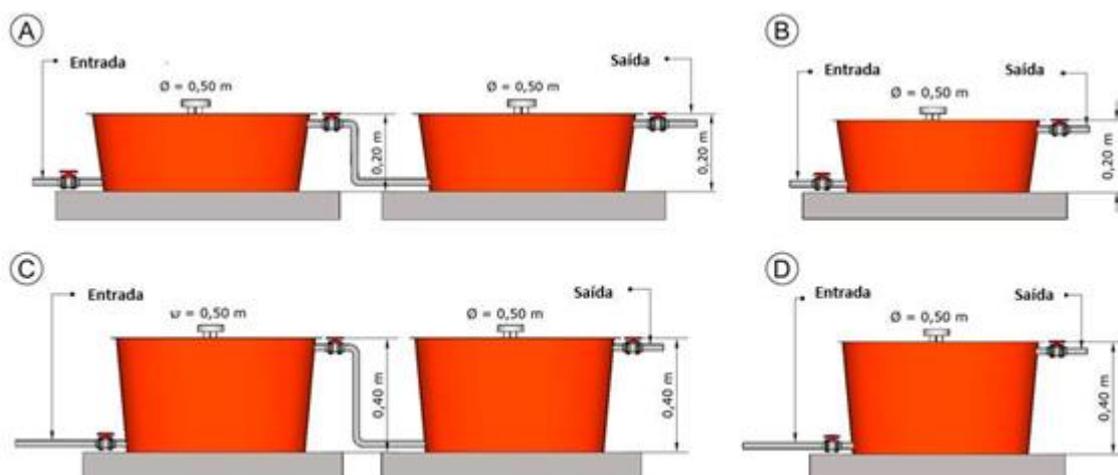


Figura 4 - Representação da vista lateral das lagoas utilizadas no experimento.
Fonte: Autor (2020).

A Figura 5 mostra a foto dos sistemas de lagoas de polimento, com 0,20 e 0,40 metros de profundidade, operadas em fluxo contínuo. No desenho, destaca-se o detalhe da palheta giratória utilizada para homogeneização do líquido na lagoa, os sistemas de LPFC de 0,20 e 0,40 metros de profundidade e as LPBS de 0,40 metros de profundidade.



Figura 5 - (A) Detalhe da palheta giratória da mistura da lagoa. (B) LPFC2 de 0,40 metros de profundidade.
Fonte: Autor (2020).

Foram avaliados os desempenhos de três configurações básicas das lagoas de polimento: (1) lagoas de bateladas sequenciais (LPBS), (2) lagoas unitárias de fluxo contínuo e mistura completa (LPFC) e (3) duas lagoas em série de fluxo contínuo e mistura completa (LPFC2), conforme descrito a seguir.

Lagoas de polimento de bateladas sequenciais (LPBS)

As lagoas de polimento de bateladas sequenciais, utilizadas no experimento, possuíam 0,40 e 0,20 metros de profundidade (itens C e D da Figura 6, respectivamente). As LPBS eram operadas sem inóculo, sendo preenchidas totalmente com efluente do reator UASB e, a partir de então, o líquido permanecia na lagoa e o sistema era monitorado diariamente, até se obter uma concentração de fosfato menor que 1 mg/L, o que caracterizava o final da batelada, haja vista que, o tempo necessário para a remoção de fosfato era maior que para a remoção dos demais constituintes indesejáveis.

Lagoas de polimento de fluxo contínuo em série (LPFC2)

As lagoas de polimento de fluxo contínuo em série tinham profundidades de 0,20 e 0,40 metros (itens E e F da Figura 6, respectivamente). Como o próprio nome sugere, haviam duas lagoas de mesma profundidade acopladas em série para a formação do sistema.

Para a alimentação das lagoas, cada sistema contou com uma bomba dosadora, um temporizador e tubos de alimentação que ligavam o tanque de equalização, com o efluente tratado no reator UASB, aos sistemas de lagoas. As bombas dosadoras possuíam vazões máxima e mínima de 22,8 e 1,02 L/h, respectivamente. Os temporizadores, utilizados somente para controle do período de funcionamento das bombas que alimentavam as LPFC2, eram do tipo industrial, o qual possui 20 programações.

As LPFC2 foram operadas em cinco fases, as quais tiveram tempos de permanência de 2, 4, 8, 16 e 32 dias. As lagoas foram operadas durante duas semanas para cada tempo de permanência e, ao dar início à uma nova fase, foram necessárias duas semanas para estabilização do sistema.

Lagoas de polimento de fluxo contínuo unitárias (LPFC)

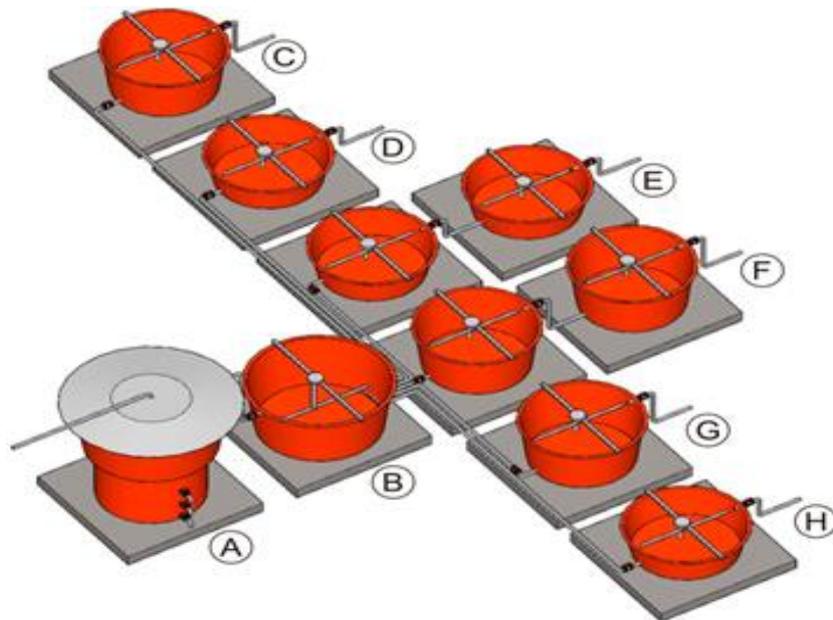
As lagoas de polimento de fluxo contínuo unitárias, utilizadas no experimento, tinham as profundidades de 0,40 e 0,20 metros (itens G e H da Figura 6). Estas, por sua vez, eram preenchidas continuamente, obedecendo a vazão respectiva ao tempo de permanência adotado.

As LPFC eram alimentadas de forma similar ao que ocorria para as LPFC2, utilizando bombas dosadoras com vazões máxima e mínima de 22,8 e 1,02 L/h, temporizadores, com 20

programações, os quais eram aplicados apenas para controle do tempo de funcionamento das bombas, e tubos de alimentação, que conectavam as lagoas ao tanque de equalização.

As LPFC também foram operadas em cinco fases, as quais tiveram tempos de permanência de 1, 2, 4, 8 e 16 dias. Similar ao que ocorreu com as LPFC2, os sistemas referentes às LPFC foram operados durante duas semanas para cada tempo de permanência e, para se iniciar a próxima fase de operação, necessitou-se de duas semanas para a estabilização do sistema.

A Figura 6 apresenta a representação esquemática das configurações das lagoas descritas anteriormente.



Legenda:

- | | |
|------------------------------------|---|
| (A) Reator UASB; | (E) LPFC (2 em série-0,20 m de profundidade); |
| (B) Tanque de equalização; | (F) LPFC (2 em série-0,40 m de profundidade); |
| (C) LPBS (0,40 m de profundidade); | (G) LPFC (Unitária-0,40 m de profundidade); |
| (D) LPBS (0,20 m de profundidade); | (H) LPFC (Unitária-0,20 m de profundidade). |

Figura 6 - Representação esquemática dos sistemas operados na pesquisa.

Fonte: Autor (2020).

Monitoramento das configurações das lagoas de polimento

Quanto ao monitoramento, foram avaliadas as seguintes variáveis: OD (máximo-mínimo), pH (máximo-mínimo), temperatura, DQO, nitrogênio amoniacal e fosfato. Para a medição do OD e temperatura e pH, utilizou-se o multímetro Hanna, enquanto, para os

demais parâmetros, adotou-se as metodologias descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

Realizou-se análises laboratoriais do esgoto tratado no reator UASB e em cada uma das lagoas. As LPFC e LPFC2 eram monitoradas três vezes por semana, com coletas das amostras em torno das 9 horas, haja vista a pequena variação de comportamento dos sistemas ao longo dos dias, enquanto que, as LPBS eram monitoradas diariamente, uma vez que o regime operacional permite uma maior alteração nas variáveis analisadas em um curto período de tempo. As análises laboratoriais se referiam aos mesmos parâmetros avaliados para as LPBS (temperatura, pH, OD, DQO, amônia e fosfato). As coletas sempre ocorriam no período da manhã. A amostragem era realizada através da retirada do sobrenadante de cada lagoa e do efluente do reator UASB.

A Tabela 3 apresenta as análises físico-químicas e microbiológicas necessárias para o monitoramento dos sistemas de tratamento, as técnicas empregadas e suas respectivas referências.

Tabela 3 – Análises físico-químicas realizadas no monitoramento dos sistemas de tratamento, bem como as técnicas empregadas, suas referências e as unidades dimensionais para cada parâmetro.

Parâmetros	Técnica Analítica	Referências	Unidade
pH	Direto, Potenciômetro	APHA (2012) 4500	-
OD	Respirometria	VAN HAANDEL E CATUNDA (2013)	mg O ₂ /L
Amônia	Titulométrico	APHA (2012) 4500NH ₃ -C	mgNH ₃ /L
Fosfato	Ácido ascórbico	APHA (2012) 4500P	MgPO ₄ ⁻³ /L
DQO	Titulométrico por refluxação fechada	APHA (2012) 5220-C	mgO ₂ /L
SST	Gravimétrico	APHA (2012) 2540-D	mg/L

* pH – Potencial Hidrogeniônico; OD – Oxigênio Dissolvido; SST - Sólidos Suspensos Totais; SSV- Sólidos Suspensos Voláteis; DQO – Demanda Química de Oxigênio.

Fonte: Autor (2020).

- *Análise estatística*

Realizou-se uma comparação apenas entre os sistemas de lagoas operando em fluxo contínuo, onde foi analisado dois parâmetros principais: profundidade e tempo de permanência. Utilizou-se sistemas de lagoas de 0,20 e 0,40 metros de profundidade e os tempos de permanência oscilando entre 2 e 32 dias.

Para tanto, foi realizada uma estatística descritiva acerca dos dados obtidos para pH, OD, amônia e fosfato, com foco nas medidas de tendência central e medidas de dispersão. Utilizou-se também os gráficos *Boxplot* para uma melhor visualização dos resultados considerados, os quais foram elaborados através do *software* Past (2020).

Os dados foram submetidos ao *software* Past (2020) para a realização de uma análise de variância (ANOVA) e ao Teste Tukey, considerando um nível de significância de 5%. Tais análises tiveram como objetivo a comparação do desempenho das lagoas quanto à remoção de nutrientes, haja vista sua profundidade e tempo de permanência.

A Figura 7 apresenta um fluxograma que resume as atividades desenvolvidas para a realização da análise estatística.

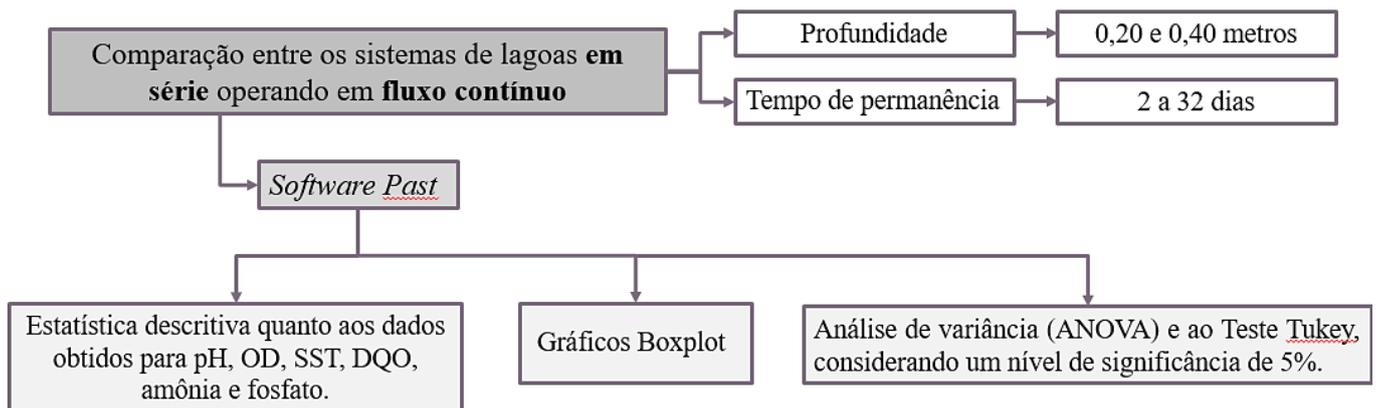


Figura 7 – Fluxograma de atividades referentes à análise estatística desenvolvida neste trabalho.

Fonte: Autor (2020).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Análise comparativa entre as lagoas operadas em fluxo contínuo e bateladas sequenciais

Nas Figuras de 8a a 8f pode-se observar a variação dos parâmetros: OD, pH, temperatura, DQO, nitrogênio amoniacal e fosfato, medidos em função do tempo de permanência para as LPFC e LPBS para lagoas com profundidade de 0,2 m e 0,4 m. Os dados se referem ao período de maior intensidade de radiação solar (setembro de 2019 a janeiro de 2020).

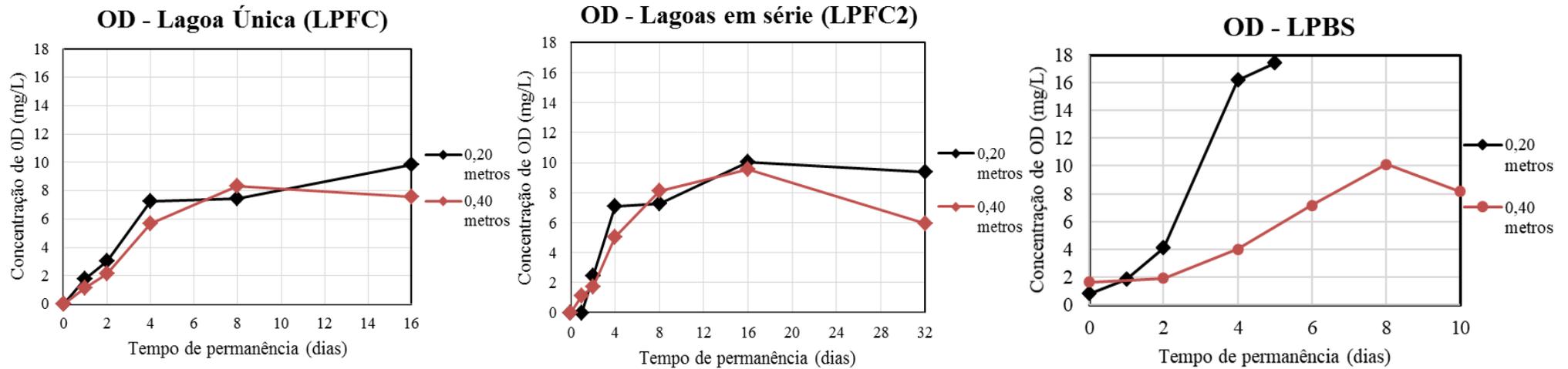


Figura 8a - Valores máximo e mínimo da concentração de OD em função do tempo de permanência para as LPFC e LPBS com as profundidades de 0,20 e 0,40 metros.

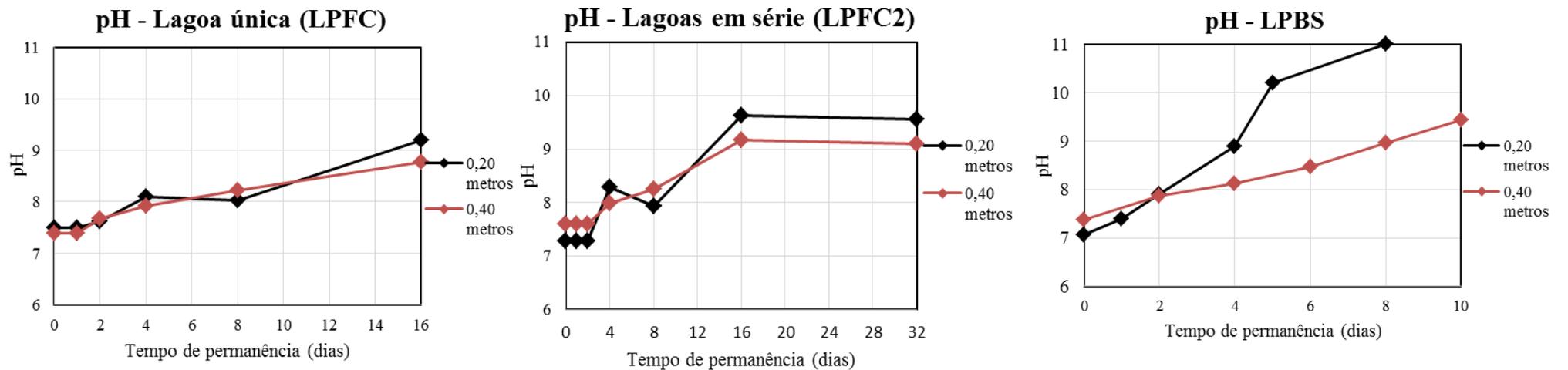
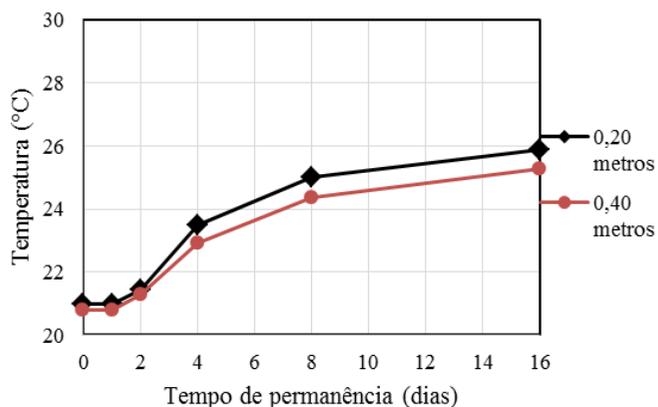
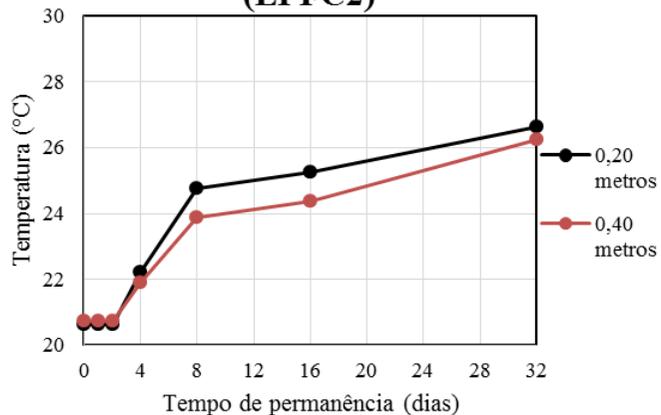


Figura 8b - Valores médios do pH em função do tempo de permanência para as LPFC e LPBS com as profundidades de 0,20 e 0,40 metros.

Temperatura - Lagoa única (LPFC)



Temperatura - Lagoas em série (LPFC2)



Temperatura - LPBS

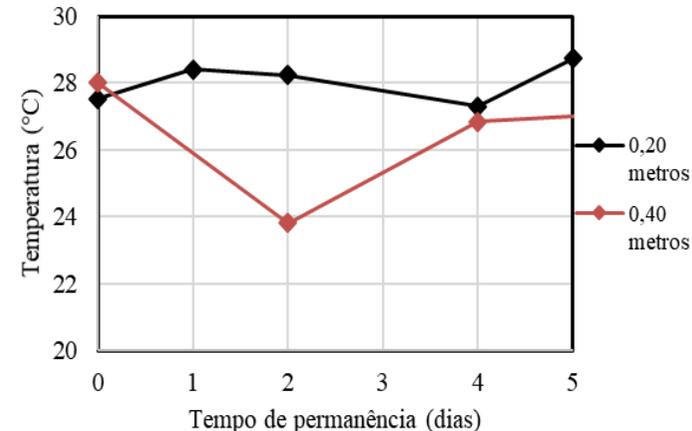
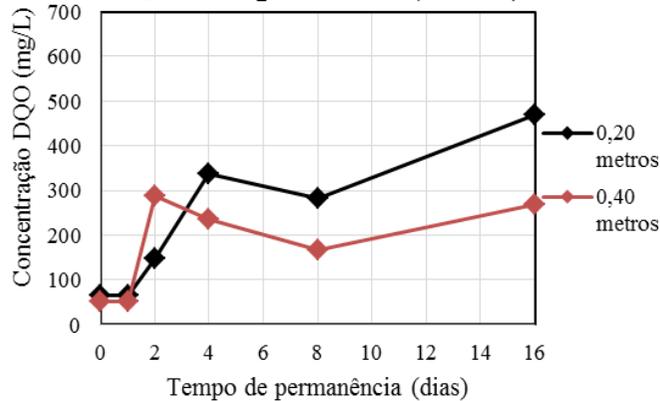
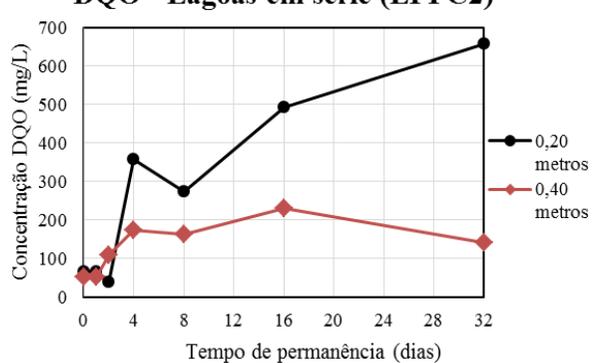


Figura 8c - Valores médios da temperatura em função do tempo de permanência no caso das LPFC e LPBS com as profundidades de 0,20 e 0,40 metros.

DQO - Lagoa única (LPFC)



DQO - Lagoas em série (LPFC2)



DQO - LPBS

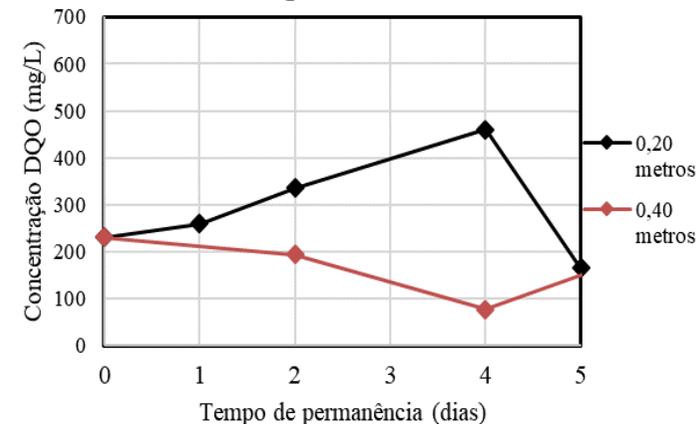


Figura 8d - Valores médios da DQO em função do tempo de permanência no caso das LPFC e LPBS com as profundidades de 0,20 e 0,40 metros.

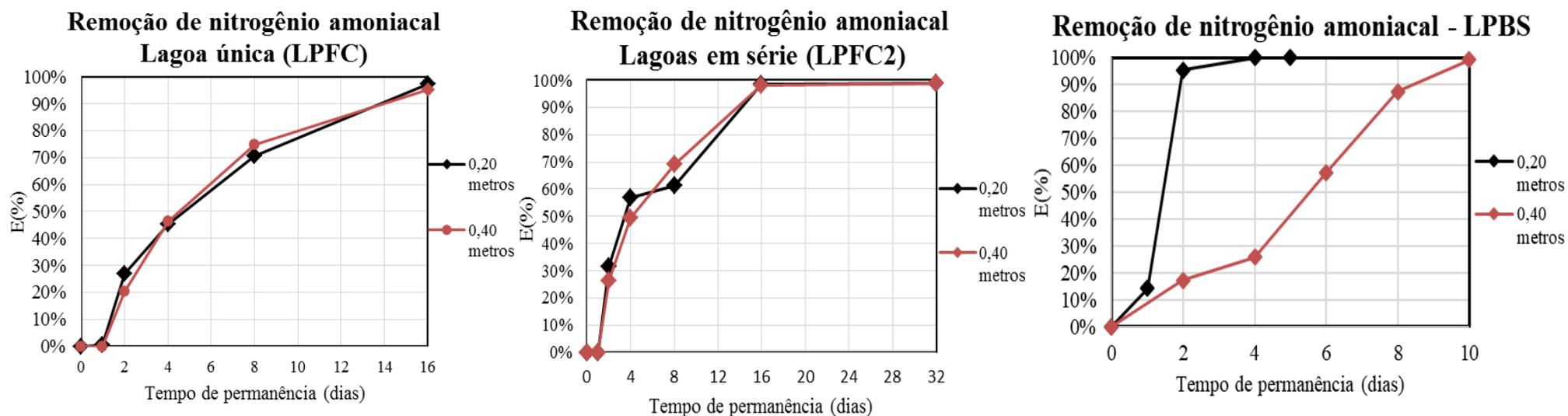


Figura 8e - Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal em função do tempo de permanência no caso das LPFC e LPBS com as profundidades de 0,20 e 0,40 metros.

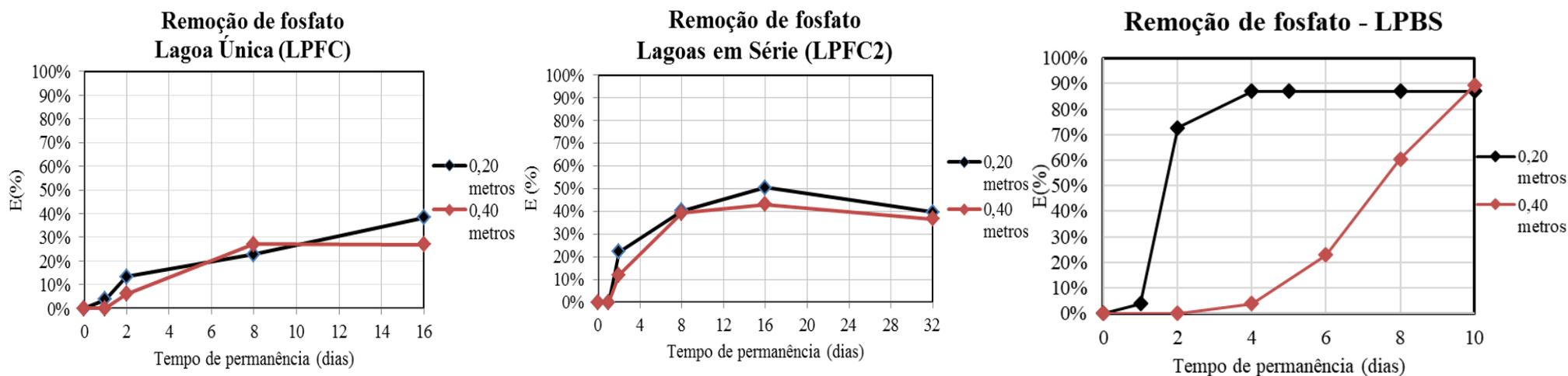


Figura 8f - Eficiência de remoção de fosfato em função do tempo de permanência no caso das LPFC e LPBS com as profundidades de 0,20 e 0,40 metros.

É importante destacar que a pesquisa experimental considerou basicamente dois aspectos: (1) a influência do regime hidrodinâmico sobre o desempenho das lagoas, e (2) a influência da profundidade das lagoas. Em relação ao regime hidrodinâmico sobre a eficiência de tratamento nas lagoas, observa-se que as reações ocorrem mais rapidamente em lagoas operadas em regime de bateladas sequenciais que em regime de fluxo contínuo, como pode ser observado nos gráficos apresentados nas Figuras 8a a 8f. Em seguida cada um dos aspectos analisados será discutido.

(1) Concentração de OD

Nas LPFC e LPBS, percebe-se que, a partir do momento em que o pH atinge valores acima de 10, a capacidade fotossintética das algas é afetada irreversivelmente e a concentração de OD diminui (MOREIRA, 2005). Porém, nos casos analisados, as LPFC atingiram pH em torno de 9,5, permitindo uma concentração de OD relativamente elevada, oscilando entre 6 e 10 mg/L para os últimos tempos de permanência analisados (16 dias para as lagoas unitárias e 32 dias para os sistemas de lagoas em série).

Um terceiro aspecto a ser observado, é que a concentração de OD tende a ser maior em LPBS que em LPFC. Enquanto as LPFC unitárias e em série requereram cerca de 16 dias para atingir uma concentração de 10 mg/L, as LPBS de 0,20 e 0,40 metros de profundidade demandaram apenas 3 e 8 dias, respectivamente, para atingir o mesmo valor que as LPFC. Destaca-se também que a LPBS mais rasa chegou a alcançar um pico máximo de O₂, de aproximadamente 18 mg/L. Isto também se explica pela influência do pH: nas LPFC, o pH inicial é neutro e a capacidade de crescimento das algas é perto da máxima. Em seguida, a produção de oxigênio diminui na medida em que o pH aumenta. Nas LPBS, por serem lagoas de mistura completa, o valor do pH é elevado durante todo o tempo e, por isso, a taxa de fotossíntese é mais baixa que nas LPFC.

(2) pH

Na Figura 8b, o pH aumenta em todas as lagoas com o tempo, provocado pela fotossíntese (consumidora de CO₂), que se sobrepôs sobre a oxidação de material orgânico (gerador de CO₂). Porém, pode-se observar que as LPBS obtiveram pH acima de 9,5 em poucos dias (5 e 10 dias para as lagoas de 0,20 e 0,40 metros de profundidade, respectivamente), enquanto as LPFC unitária e em série demandaram cerca de 16 dias para chegar ao mesmo pH.

Devido à maior velocidade de aumento do pH nas LPBS do que nas LPFC, pode-se concluir que a fotossíntese é mais rápida nas primeiras, o que é corroborado pelo rápido aumento da concentração de OD. A razão da diferença é que, nas LPBS, a taxa de fotossíntese inicialmente é elevada, removendo CO₂ a alta taxa. Nas LPFC o pH desde o início é elevado, o que tende a diminuir a taxa de fotossíntese.

(3) Temperatura

A Figura 8c mostrou que as LPFC unitárias e em série apresentaram variações de temperatura entre 20 e 27°C, enquanto que as LPBS tiveram uma oscilação de 24 e 28°C. Esses valores estão diretamente relacionados ao período em que o experimento foi realizado, sendo na fase de maior intensidade solar na cidade (INMET, 2019).

(4) Material orgânico

Analisando a Figura 8d, percebe-se que a concentração de material orgânico (DQO) nas LPFC se elevou concomitante com o tempo de permanência, chegando a valores acima de 600 mg/L nas lagoas de 0,20 metros de profundidade. Este aumento deve ser atribuído ao crescimento de algas nas lagoas, estimulada pela boa transparência do efluente do reator UASB. As LPBS apresentaram valores da DQO menores que as LPFC. Isto pode ser atribuído a uma floculação e sedimentação mais intensa, possivelmente devido ao aumento do pH mais rápido nas LPBS. Pode se observar ainda que a DQO nas lagoas mais rasas (0,2 m) tende a ser maior que a DQO nas lagoas mais profundas.

(5) Amônia

Avaliando a remoção de amônia nas LPFC e LPBS (Figura 8e), parâmetro relevante para a decisão da destinação do efluente tratado, observa-se que todas as lagoas obtiveram uma remoção quase total do nutriente. A diferença está no tempo de permanência necessário para atingir a remoção completa para os diferentes regimes de operação analisados. As LPBS de 0,20 e 0,40 metros de profundidade necessitaram de apenas 2 e 8 dias, respectivamente, para chegarem a valores acima de 90% de eficiência. Já as LPFC, sejam as lagoas únicas ou em série, de 0,20 e 0,40 metros de profundidade, demandaram cerca de 16 dias para atingirem o mesmo feito.

Em um trabalho posterior (MORAIS *et al*, 2021) será mostrado que a remoção do nitrogênio se deve ao desprendimento de amônia da fase líquida e que este é o único mecanismo responsável da remoção de nitrogênio nas lagoas. Nas LPBS distinguem-se três fases: uma fase inicial, com uma taxa de remoção relativamente baixa porque o pH e a concentração de NH_3 ainda são baixos, uma fase intermediária, com um pH em torno de 8 a 8,5, quando a taxa de dessorção é elevada devido à concentração mais elevada de NH_3 na fase líquida e uma fase final, quando a taxa é baixa novamente devido ao valor baixo de NH_3 ainda que o pH seja elevado, porque a concentração total de amônia existente no líquido, já é baixa.

Como a dessorção de NH_3 é intimamente relacionada com o pH e esse, por sua vez, aumenta mais rapidamente em LPBS, a remoção de amônia se processará em um tempo menor nestas. Esse resultado impacta diretamente a área necessária para implantação do sistema, tendo em vista que, quanto maior é o tempo de permanência necessário para a remoção de amônia, maior a área ocupada pela lagoa.

(6) Fosfato

Os dados indicam que nas LPFC (Figura 8f), a remoção de fosfato é parcial e tende a aumentar com o tempo de permanência. Tal regime de operação só permitiu uma remoção máxima de 50% nos sistemas com lagoas em série com profundidade de 0,20 e 0,40 metros. As LPFC unitárias só atingiram uma eficiência máxima de 38%, com um tempo de permanência de 16 dias. As LPBS conseguiram remover mais de 80% de fosfato, necessitando apenas de 5 e 10 dias para as lagoas de 0,20 e 0,40 metros de profundidade, respectivamente. Embora as eficiências de remoção para as lagoas LPFC e LPFC2 tenham atingido eficiências próximas de 40 e 50%, ainda assim, essas lagoas não atingiram uma concentração de fósforo de 1 mg/L, independente do tempo de permanência aplicado, enquanto nas LPBS foi observada uma baixa concentração de fosfato no efluente tratado.

A remoção parcial do fosfato pelas LPFC não é necessariamente um problema quando se deseja usar a água para reuso na agricultura. Neste caso, torna-se inevitável que se aplique clarificação ou flotação para remover as algas e outros sólidos em suspensão. Como se usa normalmente sais férricos ou de alumínio, a precipitação de fosfato ocorrerá paralelamente e deixará uma concentração residual muito baixa, menos que $0,1 \text{ mgP.L}^{-1}$

(7) Decaimento de Coliformes termotolerantes (CTT)

As bactérias do grupo coliformes são utilizadas como indicadores da quantidade de microrganismos patogênicos presentes em um determinado efluente. Experiência de vários pesquisadores mostra que o decaimento bacteriano se dá como um processo de primeira ordem. Para valores de pH abaixo de 9,5, tem-se em um decaimento exponencial nas LPBS e hiperbólico nas LPFC (MARAIS, 1974), conforme é evidenciado pelas Equações 1, 2 e 3, bem como as Figuras 9 e 10:

$$\text{LPBS: } N_f/N_i = \exp(-k_b R_h) \quad (1)$$

$$\text{LPFC (unitário): } N_f/N_i = 1/(1 + k_b R_h) \quad (2)$$

$$\text{LPFC (2 em série): } N_f/N_i = 1/(1 + k_b R_h/2)^2 \quad (3)$$

Em que:

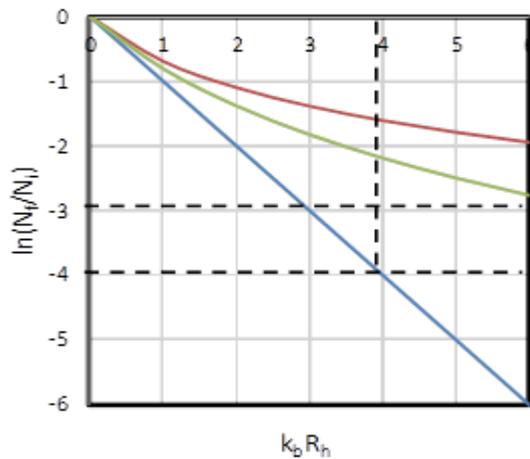
N_f : concentração dos coliformes no efluente final (NMP/100 mL)

N_i : concentração dos coliformes no afluente da LP (NMP/100 mL)

K_b : constante de decaimento dos coliformes

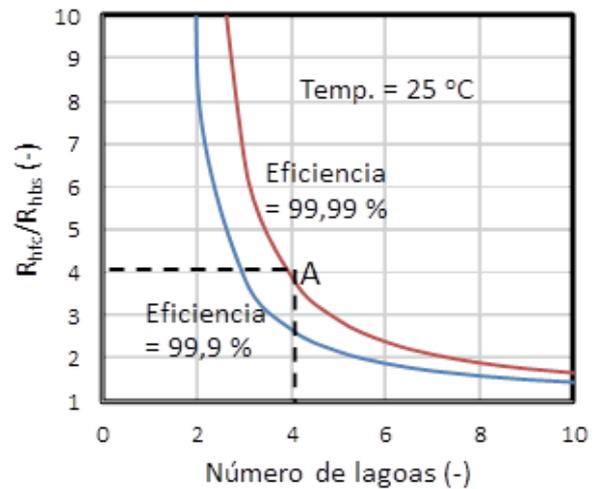
R_h : tempo de permanência ou da batelada (dias)

Na Figura 9, plotou-se a razão $\ln(N_f/N_i)$ em função do grupo adimensional $k_b R_h$. Pode-se observar que o decaimento da LPBS é muito maior que nas LPFC e a diferença se torna maior na medida em que se deseja uma remoção mais eficiente dos coliformes. Na Figura 9, plotou-se a razão entre o tempo de permanência de uma série de LPFC de mistura completa e uma LPBS em função do número de LPFC em série para dois valores da eficiência de decaimento dos coliformes: 99,9 e 99,99 %. Na prática, a eficiência desejada geralmente estará entre estes dois valores. A Figura 10 mostra que o tempo de permanência de LPFC é muito maior que o tempo das LPBS. Por exemplo, no ponto A da Figura 10 vê-se que a razão $R_{hfc}/R_{hbs} = 4$ para 4 LPFC em série, ou seja, nestas condições cada lagoa da série de LPFC tem o mesmo tempo de permanência que a LPBS e, portanto, o tempo de permanência na série de 4 lagoas LPFC seria 4 vezes maior que na LPBS.



Reta azul – LPBS; Reta verde – LPFC2; Reta vermelha – LPFC.

Figura 9 - Valor da concentração residual de CTT em função do grupo adimensional $k_b R_h$.



Reta azul – LPBS; Reta vermelha – LPFC.

Figura 10 - Razão entre LPFC de mistura completa e LPBS em função do número de LPFC em série para decaimento de 99,9 e 99,99 % dos CTT.

A partir do perfil das variáveis com o tempo de permanência, determinou-se o tempo necessário para alcançar uma concentração desejada que indica boa eficiência de remoção dos constituintes indesejáveis do esgoto. Na Tabela 4, pode-se observar os tempos necessários para atingir valores desejados de DQO, CTT, amônia e fosfato em diferentes tipos de lagoas (LPBS e LPFC unitária e duas em série) com diferentes profundidades ($H = 0,2$ a $0,4$ m).

Num artigo separado (MEDEIROS *et al.*, 2020) estabeleceu-se a dependência da constante de decaimento da temperatura e da profundidade da lagoa, levando à seguinte expressão geral:

$$k_b = 1.14/H * 1.07^{(T-20)} \quad (4)$$

De posse do valor da constante de decaimento (Equação 4) pode se calcular o tempo de permanência necessário para uma determinada eficiência de remoção de coliformes termotolerantes com auxílio das Equações 1, 2 e 3. Os valores estão na Tabela 4 para uma eficiência desejada de 99,99 %.

Tabela 4 - Tempo de remoção de DQO, CTT, nitrogênio amoniacal e fosfato em LPBS, LPFC e LPFC2 com profundidades de 0,20 e 0,40 metros (temperatura = 25 °C).

Constituinte	Valor desejado	LPBS (dias)		LPFC (dias)		LPFC2 (dias)	
		H= 0,2 m	H= 0,4 m	H= 0,2 m	H= 0,4 m	H= 0,2 m	H= 0,4 m
CTT	10 ³ /100 ml	1,1	2,3	1250	2501	6,2	12,4
DQO	< 200 mg/L	5	3	2	8	4	8
N amoniacal	<1 mg/L	2	9	16	16	14	14
P fosfato	<1 mg/L	5	10	-	-	-	-

Fonte: Autor (2020).

Na Tabela 4 reuniu-se os valores do tempo de permanência necessário em diferentes tipos de lagoas (LPBS, LPFC e LPFC2) para remover os constituintes indesejáveis no efluente de um reator UASB (Coluna 1) para deixar uma determinada concentração residual baixa (Coluna 2) de modo que o efluente final tem uma qualidade compatível com as exigências a resolução 357/2005 do CONAMA. A partir dos números da Tabela 4 pode-se afirmar o seguinte:

(1) Qualidade higiênica

Há uma diferença gigantesca entre o tempo de permanência na LPBS e as LPFC. Como a qualidade higiênica invariavelmente é um parâmetro importante a vantagem de se ter uma LPBS sempre será enorme. Naturalmente pode se aplicar outros métodos para melhorar a qualidade higiênica das LPFC, como por exemplo, cloração, mas este procedimento trará outros problemas (produção de organoclorados) além dos custos operacionais.

(2) Concentração residual de material orgânico.

A concentração de material orgânico (DQO) é de menor importância, porque a maior parte será composto de algas. A diferença entre as LPBS e as LPFC é relativamente pequena e todos tem um tempo de permanência curta.

(3) Nitrogênio amoniacal

O tempo de permanência para remoção eficiente de nitrogênio amoniacal em LPBS é muito menor que em LPFC ou LPFC2, o que representa uma clara vantagem quando a remoção de nutrientes é importante.

(4) Fosfato

A remoção eficiente de fosfato (residual < 1 mgP/L) só é possível em LPBS; nas LPFC a remoção de fósforo é parcial e insuficiente para obter uma boa qualidade do efluente de acordo com a resolução 357/2005 do CONAMA. Portanto as LPFC não podem produzir a qualidade necessária para descarga do efluente final em águas de superfície e a rigor não podiam ser usados para tal fim.

Os valores na Tabela 4 mostram bem claramente a enorme vantagem de se operar lagoas de polimento em regime de bateladas sequenciais. Lagoas em regime de fluxo contínuo requerem mais tempo para efetuar o decaimento de CTT e remoção de nitrogênio, e são incapazes de remover eficientemente o fosfato.

5.2. Influência da profundidade e tempo de permanência sobre o desempenho de lagoas de polimento de fluxo contínuo

Desempenho dos sistemas de Lagoas de Polimento em série operadas em fluxo contínuo

Na Tabela 5 se observam os valores médios de concentrações dos parâmetros analisados para os efluentes do reator UASB e dos sistemas de lagoas de polimento, LP1 e LP2, as quais são de 0,20 e 0,40 metros de profundidade, respectivamente.

Tabela 5 – Concentração média dos dados analisados para o efluente UASB e efluente das lagoas, nas cinco fases experimentais.

Parâmetros	2 dias			4 dias			8 dias			16 dias			32 dias		
	UASB	LP1	LP2	UASB	LP1	LP2	UASB	LP1	LP2	UASB	LP1	LP2	UASB	LP1	LP2
DQO (mg/L)	76,00	39,00	76,00	292,00	287,00	174,00	285,00	275,00	164,00	578,00	469,00	232,00	176,00	471,00	142,00
OD (mg/L)	-	2,46	1,73	-	7,11	5,03	-	7,29	8,10	-	10,02	9,55	-	9,40	5,92
pH	7,09	7,28	7,59	7,37	8,29	7,98	7,11	7,93	8,25	6,94	9,63	9,16	6,96	9,56	9,10
SST (mg/L)	164,33	113,33	119,67	141,00	276,67	192,67	178,67	181,33	171,33	133,67	163,60	119,33	140,00	266,33	114,67
Amônia (mg/L)	26,89	24,85	26,69	36,18	20,68	24,34	47,92	15,72	12,45	40,44	1,03	1,22	62,62	0,75	0,83
Fosfato (mg/L)	3,24	3,02	3,42	3,89	3,32	3,02	7,55	5,43	5,91	13,44	8,36	9,61	13,96	7,13	8,44

DQO – Demanda Química de Oxigênio; OD – Oxigênio Dissolvido; SST – Sólidos Suspensos Totais.

Em relação ao pH, como é de se esperar, observa-se valores médios para o efluente advindo do reator UASB, haja vista que é uma característica da unidade (METCALF & EDDY, 2016). Porém, pode-se verificar uma elevação no pH, para ambos os sistemas de lagoas de polimento, concomitante à elevação do tempo de permanência, chegando a valores médios acima de 9,0 com 16 dias de permanência. Esse resultado se manteve semelhante durante a última fase, quando se adotou 32 dias como tempo de permanência.

Sabendo que, a elevação do pH é fator imprescindível para a garantia da remoção de nutrientes das lagoas de polimento (VAN HAANDEL E LETTINGA, 1994; CAVALCANTI *et al.*, 2001), pode-se considerar que a partir do tempo de permanência de 4 dias, em que se encontra valores de pH próximo à 8,0 é que se dá início à remoção efetiva de tais nutrientes, principalmente a remoção de amônia (CAVALCANTI *et al.*, 2001), como será discutido adiante.

A Figura 11 apresenta o Boxplot referente ao comportamento dos sistemas LP1 e LP2 para os diferentes tempos de permanência em análise. Destaca-se que o sistema LP1 é referente às lagoas em série de 0,20 metros e, o sistema LP2 é composto pelas lagoas em série de 0,40 metros de profundidade.

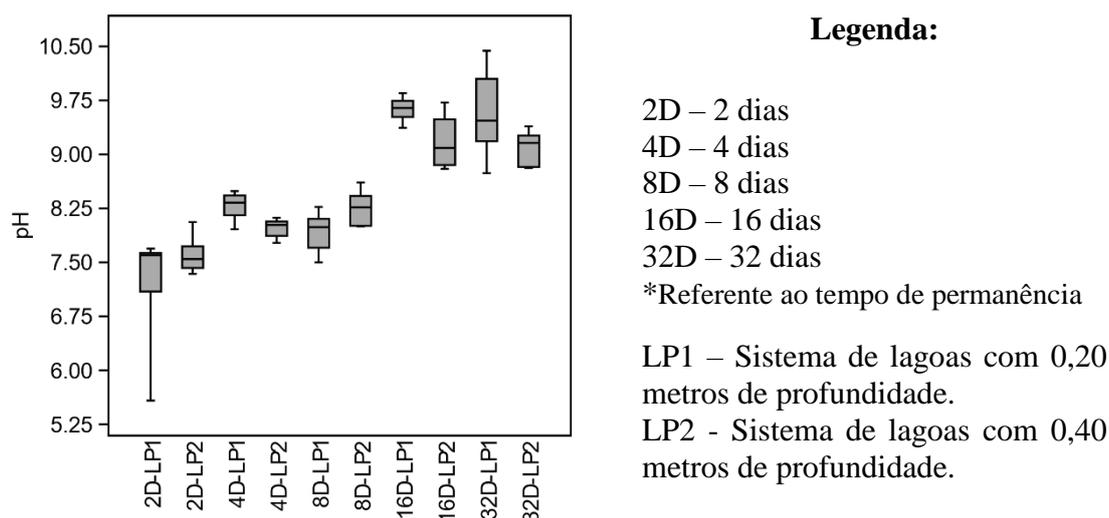


Figura 11 – Comportamento do pH para os sistemas LP1 e LP2 para os diferentes tempos de permanência.

Fonte: Autor (2020).

Conforme demonstrado pela Figura 11, os valores referentes a LP1, para o tempo de permanência de 2 dias, apresentaram a maior dispersão. Os demais grupos de dados apresentaram menores dispersões. Corroborando com o exposto na Tabela 5, os valores de pH tenderam a se elevar de acordo com o aumento do tempo de permanência. Além disso,

pode-se constatar que, para o pH, não há diferença em se aplicar os sistemas de lagoas com profundidades de 0,20 ou 0,40 metros de profundidade, haja vista a similaridade dos dados observados.

No que tange ao comportamento das lagoas quanto ao OD, observa-se um crescimento na concentração de oxigênio no líquido também com o aumento do tempo de permanência, conforme pode ser visto na Figura 12. Com apenas 2 dias, o OD se mantém com concentrações médias abaixo de 2,5 mg/L. A partir daí, há uma elevação para ambos os sistemas de lagoas, até que cheguem a valores próximos de 10 mg/L.

Em estudos desenvolvidos por Santos *et al.* (2019), foram observadas concentrações médias de OD de 8,5 e 8,0 mg/L nas lagoas de polimento, atuando no pós-tratamento de esgoto municipal tratado anaerobiamente, corroborando com os resultados encontrados nesta pesquisa.

A análise deste parâmetro é de grande relevância, principalmente ao se vincular com o comportamento da lagoa quanto ao pH. A elevação do pH, proveniente da baixa produção de CO₂, associada à elevada taxa fotossintética permite a remoção dos nutrientes existentes no esgoto, contribuindo com que o objetivo principal da configuração reator UASB + Lagoas de Polimento seja alcançado (VAN HAANDEL E LETTINGA, 1994; CAVALCANTI *et al.*, 2001).

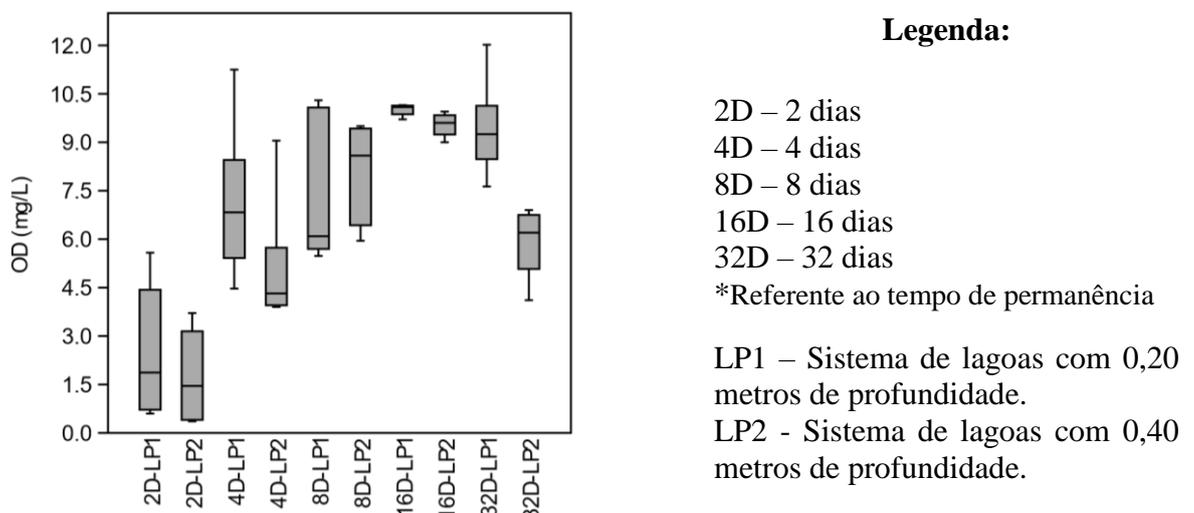


Figura 12 – Comportamento do OD para os sistemas LP1 e LP2 para os diferentes tempos de permanência.

Fonte: Autor (2020).

Corroborando com o exposto na Tabela 5, a Figura 12 apresenta o aumento da concentração de OD nos sistemas no decorrer do tempo de permanência. Isso se deve ao fato do maior desenvolvimento das algas que, ao realizar fotossíntese, auxiliam na maior oxigenação do líquido. É válido lembrar ainda que não houve esvaziamento das lagoas desde a primeira até a última fase do experimento, o que pode ter favorecido o aperfeiçoamento da microbiota ao longo do período de monitoramento.

Uma das principais vantagens constatadas foi a remoção de amônia nas lagoas de polimento, onde se pode verificar bom desempenho a partir de um tempo de permanência de 4 dias. Para este parâmetro, a LP1 apresentou as seguintes eficiências médias: 7,59%, 42,85%, 67,20%, 97,44% e 98,80% para os tempos de permanência de 2, 4, 8, 16 e 32 dias, respectivamente. Já a LP2 demonstrou eficiências de 0,73%, 32,73%, 74,03%, 96,98% e 98,68% para os tempos de permanência de 2, 4, 8, 16 e 32 dias, em sequência. Tais resultados são provenientes do comportamento da lagoa quanto à elevação do pH e concentração de OD ao longo do aumento do tempo de permanência, haja vista que, segundo Mascarenhas *et al.* (2004), em lagoas com elevados valores de pH, há a ocorrência da remoção de amônia através do mecanismo de volatilização.

Outro aspecto importante a ser discutido é a respeito do papel da profundidade das lagoas na volatilização da amônia. De acordo com Mayo e Matumba (2005), a transferência do gás de amônia do líquido para a atmosfera depende da temperatura e da profundidade da coluna d'água. Corroborando com isso, Von Sperling (2017) evidencia ainda que, a remoção de nutrientes é maior em lagoas com baixas profundidades. Nesse sentido, ao terem sido utilizadas lagoas com baixa profundidade e, pelo experimento ter sido realizado em uma região com elevadas temperaturas, houve uma maior facilidade da ocorrência do desprendimento do gás da fase líquida.

As eficiências médias expostas mostram que, de forma descritiva, o sistema LP1, que possui menor profundidade, apresentou valores de eficiência um pouco superiores que o sistema LP2. Apenas para os tempos de permanência de 8 e 32 dias, a LP2 se sobressaiu. Porém, com diferenças mínimas.

A Figura 13 apresenta o Boxplot referente às concentrações de amônia do efluente do UASB e dos sistemas LP1 e LP2 para os variados tempos de permanência analisados.

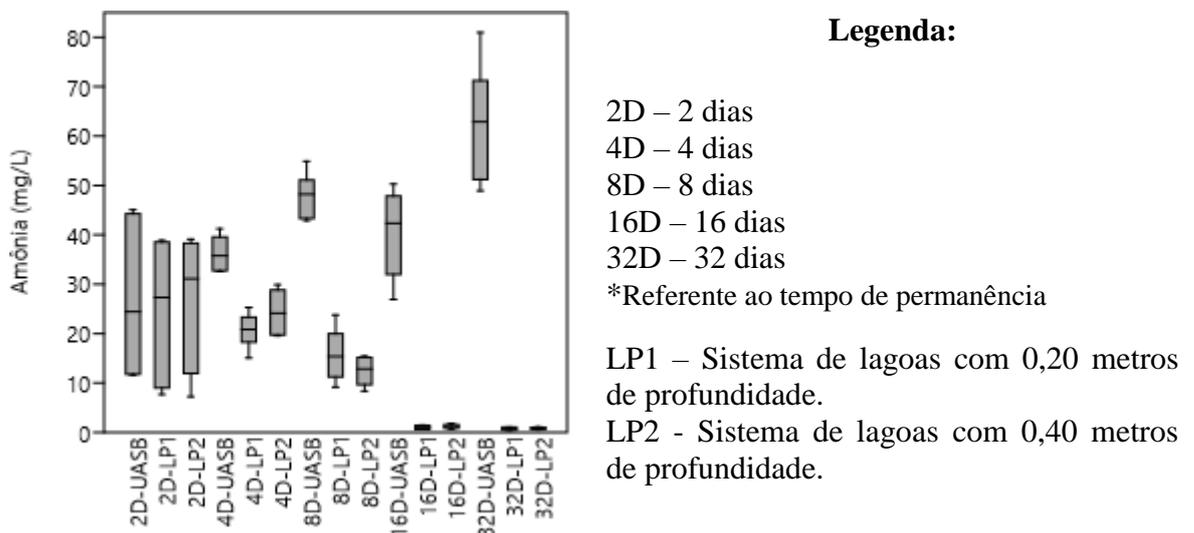


Figura 13 – Comportamento da amônia para os sistemas LP1 e LP2 para os diferentes tempos de permanência.

Fonte: Autor (2020).

Reafirmando o que foi mostrado na Tabela 5, a partir da segunda fase do experimento (4 dias), as concentrações de amônia na saída dos sistemas foram bem menores que as concentrações existentes no efluente do reator UASB (afluente dos sistemas de lagoas). A partir do tempo de permanência de 16 dias, observa-se quase que uma remoção completa do nutriente da fase líquida, demonstrando a vantagem em se utilizar a configuração Reator UASB + Lagoas de Polimento com tal objetivo.

Similarmente ao considerado para o pH, observa-se que há poucas diferenças em se aplicar as lagoas de 0,20 ou 0,40 metros de profundidade pretendendo a remoção de amônia. Nesse caso, torna-se mais viável a aplicação das lagoas com maior profundidade, haja vista a necessidade de uma menor área demandada para sua implantação.

Em relação à remoção de fosfato, verifica-se um comportamento semelhante ao que ocorre para a amônia. Para o sistema LP1, foi observada as seguintes eficiências, para os respectivos tempos de permanência de 2, 4, 8, 16 e 32 dias: 6,79%, 14,65%, 28,07%, 37,79% e 48,9%. O sistema LP2 apresentou as seguintes eficiências de remoção de fosfato: 22,36%, 21,7%, 28,49% e 39,50% para os tempos de permanência de 4, 8, 16 e 32 dias. Não houve remoção para o tempo de permanência de 2 dias.

De acordo com Cavalcanti *et al.* (2001), para que haja a precipitação significativa do fósforo, o líquido deve atingir um pH mínimo de 9. No caso deste experimento, só foi observado pH próximo a esse valor para os tempos de permanência de 16 e 32 dias. Ainda

assim, o ambiente não favoreceu a remoção efetiva deste nutriente, possivelmente havendo a precipitação do fósforo por complexação com íons metálicos em solução (PIRES *et al.*, 2013).

Observa-se menores valores de eficiência para a primeira fase do experimento, o que pode ser justificado pelo fato que as lagoas poderiam não ter algas suficientes capazes de absorver o fósforo existente no efluente do UASB (POWELL *et al.*, 2009). Como as lagoas não foram esvaziadas entre as fases do experimento, foi possível um maior desenvolvimento de algas capazes de remover tal nutriente, o que tem como resultado a elevação da eficiência de remoção deste com o passar das fases.

Além disso, ao se elevar o tempo de permanência, foi possível observar uma consequente elevação do pH e do OD nas lagoas, o que tornou factível a precipitação do fosfato. Tais resultados são corroborados por estudos realizados por Santos, Santos, Van Haandel (2021), nos quais foi constatado que a remoção de fósforo em lagoas de polimento está vinculada à taxa fotossintética e aumento do pH. Porém, acredita-se que algumas variações ao longo das etapas do experimento ocasionaram a ressuspensão do fósforo precipitado, o que pode ter ocasionado resultados não tão satisfatórios nas últimas fases.

A Figura 14 mostra o Boxplot referente ao desempenho das lagoas quanto à remoção do fosfato.

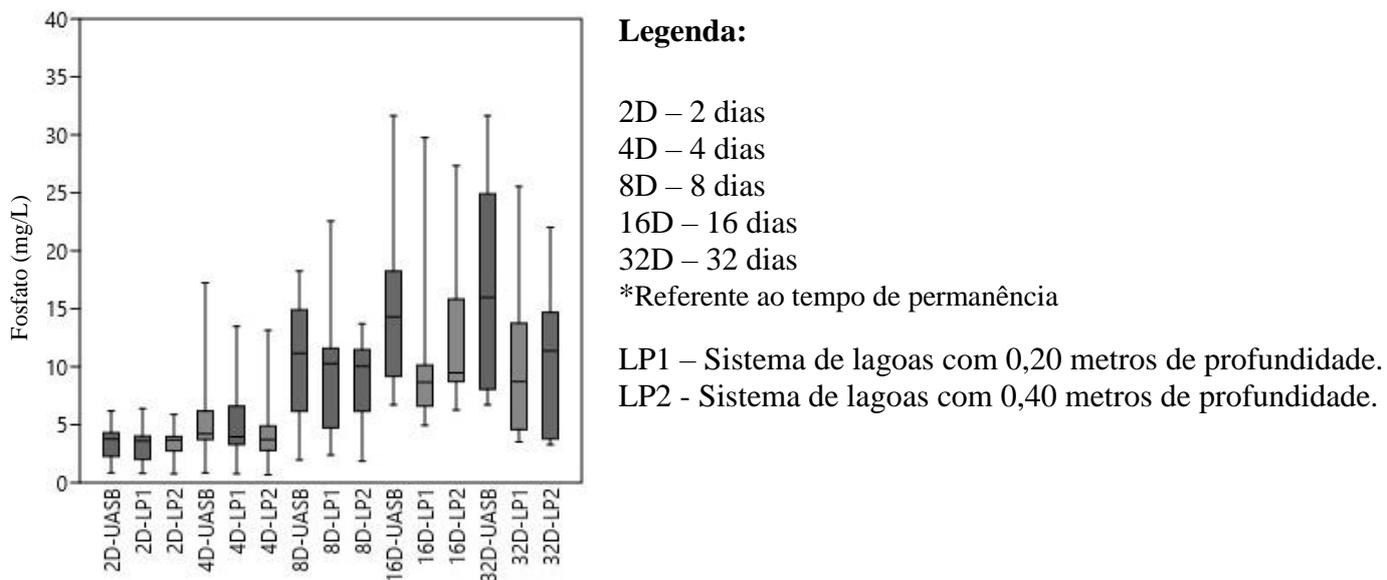


Figura 14 – Comportamento do fosfato para os sistemas LP1 e LP2 para os diferentes tempos de permanência.

Fonte: Autor (2020).

Na Figura 14, observa-se que os valores de entrada nos sistemas de lagoas são bem menores nas primeiras fases do experimento que os valores das últimas fases. Isso ocorreu devido ao período de monitoramento das primeiras fases ocorrerem em período chuvoso, o que provocou uma diluição do esgoto bruto e, conseqüentemente, menores concentrações de fosfato no efluente final. Não obstante, embora as últimas fases tenham apresentado melhores eficiências, o efluente final destas apontam maiores concentrações do nutriente se comparado com o efluente final para os tempos de permanência de 2 e 4 dias.

Ao se analisar o comportamento das lagoas quanto à DQO, percebe-se que houve oscilações em sua concentração. Para o tempo de permanência de 2 dias, houve uma remoção de cerca de 48,29% da DQO no sistema LP1. Algo semelhante ocorre para os tempos de permanência de 4, 8 e 16 dias. Já para o tempo de permanência de 32 dias, houve uma considerável elevação da DQO no sistema. Neste caso, devido ao aumento da concentração de OD nas lagoas, há um acréscimo na concentração de DQO da lagoa, que teoricamente deveria ser equivalente. Tal fato não ocorre devido à sedimentação de parte das algas que ficam no fundo da lagoa e não são lançadas juntamente com o efluente da lagoa.

Porém, o sistema LP2 apresentou um comportamento um pouco mais constante se comparado com o primeiro sistema. Nesse caso, houve remoção de matéria orgânica para as fases referentes a todos os tempos de permanência analisados.

As lagoas de polimento, por possuírem baixas profundidades (0,20 e 0,40 metros), tendem a propiciar o desenvolvimento de algas, as quais são extremamente necessárias para as reações de remoção de nutrientes. Neste caso, como foi realizado o monitoramento da DQO bruta, as algas foram consideradas nos resultados do efluente final das lagoas. Logo, não necessariamente estes resultados são referentes à matéria orgânica residual do efluente do UASB e sim, do desenvolvimento da microbiota na lagoa (DIAS *et al.*, 2014). Por este motivo, o efluente final das lagoas pode ter concentrações de DQO superiores às encontradas no efluente do reator.

A Figura 15 expõe o Boxplot do comportamento da DQO para o reator UASB e para os sistemas de lagoas de 0,20 e 0,40 metros de profundidade. Conforme exposto nela, os dados de DQO tiveram bastante oscilação, principalmente os referentes aos valores de entrada nos sistemas de lagoas para os tempos de permanência de 4 e 8 dias.

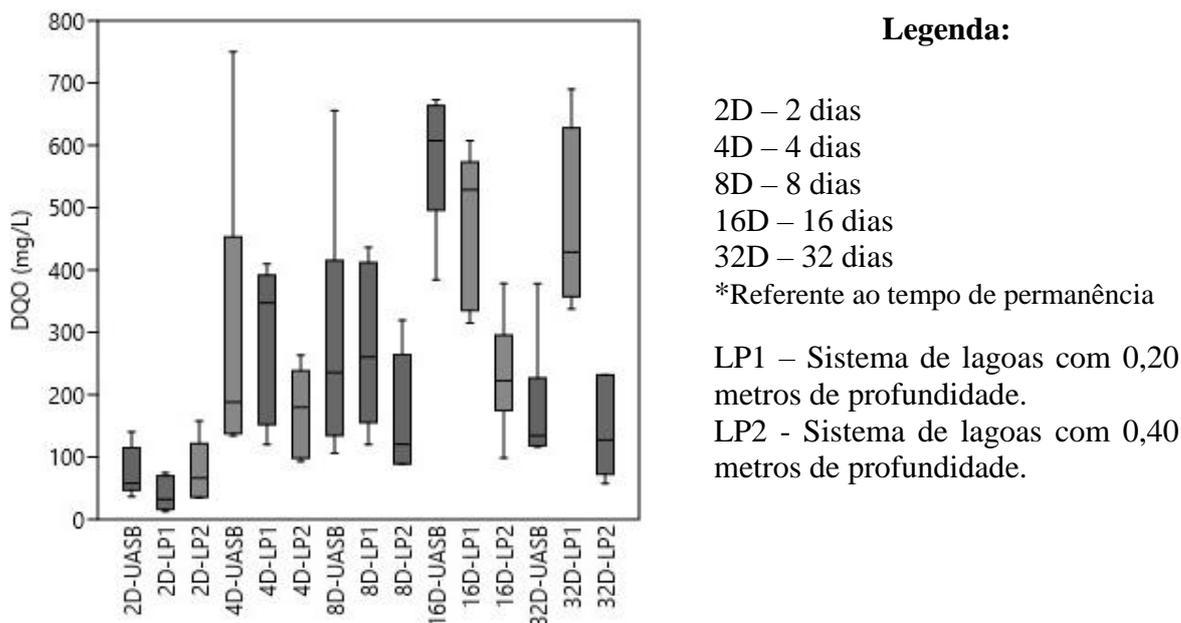


Figura 15 – Comportamento da DQO para os sistemas LP1 e LP2 para os diferentes tempos de permanência.

Fonte: Autor (2020).

Assim como o que acontece para a DQO, as lagoas apresentaram variações quanto aos SST. Na Tabela 5, observa-se um aumento na concentração de SST a partir do tempo de permanência de 4 dias, para o sistema LP1. Em relação ao LP2, pode-se verificar que, para os tempos de permanência que houve alguma remoção, nota-se pouca diferença entre a concentração de entrada e saída das lagoas, demonstrando a baixa eficiência em relação a este parâmetro.

No entanto, analogamente ao que ocorre com a DQO, nota-se que as algas desenvolvidas no ambiente das lagoas são contabilizadas como sólidos nas análises. Por este motivo, tende-se a uma elevação nos valores de sólidos do efluente (CAVALCANTI *et al.*, 2003). DIAS *et al.* (2014) e SANTOS *et al.* (2019) também reportaram um acréscimo da concentração de SST no efluente final das lagoas, se comparado com o efluente do reator UASB. Tal acréscimo também advindo da existência de algas no líquido.

Considerando tais fatores, é importante que o efluente final dos sistemas passe por uma etapa de sedimentação e eliminação das algas para que possa ser destinado ao reuso ou lançamento em corpos hídricos, respeitando as normativas em vigor.

A Figura 16 expõe o Boxplot do comportamento dos SST para o reator UASB e para os sistemas de lagoas de 0,20 e 0,40 metros de profundidade. Nele, é possível observar melhor o comportamento dos SST já discutidos anteriormente.

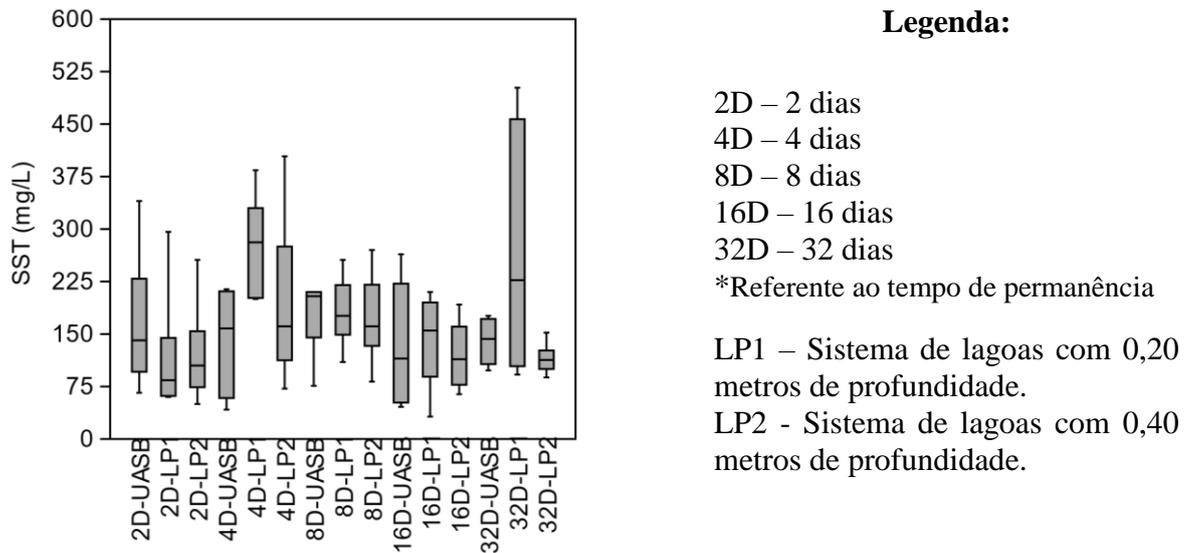


Figura 16 - Comportamento do SST para os sistemas LP1 e LP2 para os diferentes tempos de permanência.

Fonte: Autor (2020).

Análise estatística

O teste de variância (ANOVA) e Tukey para os dados de desempenho da amônia e de fósforo não apresentaram diferença significativa em relação à profundidade de LP1 (0,20 m) e LP2 (0,40 m), como pode ser observado na Figura 17, uma vez que o teste apresentou um valor de p maior que 0,05 (5%), 0,2026 e 0,7702, respectivamente, para a amônia e fósforo. Rejeitando, portanto, a hipótese nula de que a remoção de amônia e fósforo é influenciada pela diferença de profundidade entre LP₁ e LP₂.

Porém, em relação aos diferentes tempos de permanência, o teste de variação (ANOVA) apresentou diferenças significativas, com valor p de $2,28E^{-32}$ e $2,76 E^{-2}$ ($p < 0,05$), respectivamente, para amônia e fosfato. Desse modo, aceitando a hipótese nula de que a remoção de amônia e fosfato é influenciada pelo tempo de permanência. O teste Tukey demonstrou, como apresentado nas interações da Tabela 6 que, para remoção de amônia não houve diferença significativa ($p > 0,05$) apenas entre o TDH de 16 e 32 dias, na Figura 17a isso pode ser observado graficamente. Ao passo que, para as interações dos dados de fósforo, também apresentados na Tabela 6, foi demonstrado que houve diferença significativa apenas

entre o tempo de permanência de 2 e 32 dias para a LP₁, entre os TDH de 2 e 8 dias e 2 e 32 dias para a LP₂.

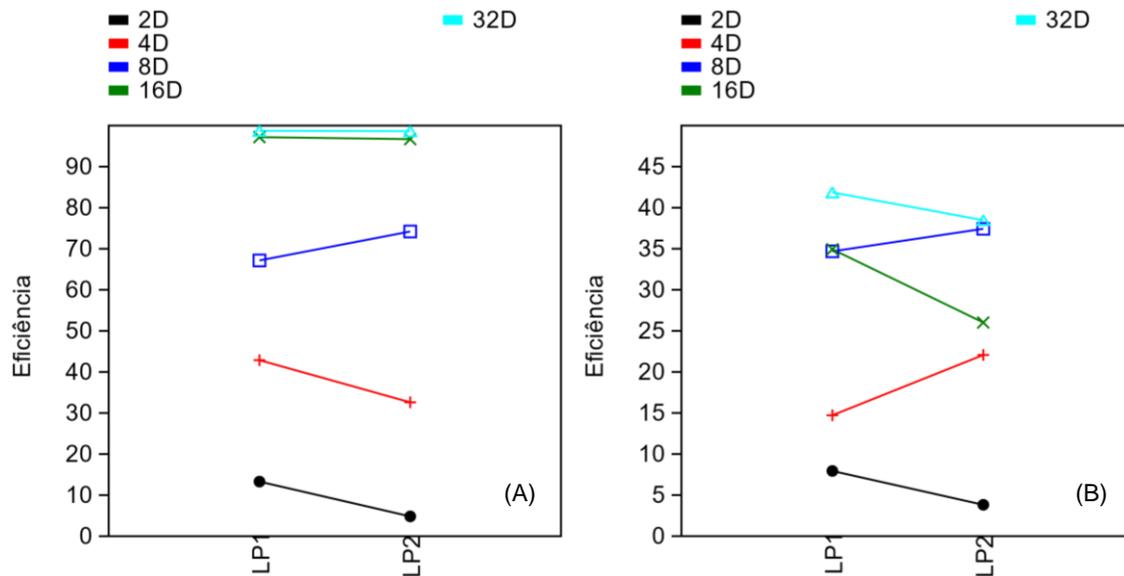


Figura 17 - Representação gráfica do teste de Tukey para as eficiências de (a) Amônia e (b) Fosfato

Fonte: Autor (2020).

Dessa forma, na escolha de uma lagoa de polimento no que diz respeito ao desempenho de amônia e fósforo observa-se que a lagoa de 0,20 metros é estatisticamente igual a de 0,40 metros, assim não se justificando a utilização de uma lagoa mais rasa. Possivelmente profundidades maiores, tais como 0,8 e 1,0 metro, devem apresentar maiores influências, uma vez que segundo Mayo e Matumba (2005), a profundidade é um fator essencial para que haja a transferência da amônia do líquido para a atmosfera. Contudo, para esse estudo, fica provado que diferenças pequenas como da LP1 e LP2 não foram suficientes para aceitar a hipótese nula.

Em relação aos diferentes tempos de permanência, constatou-se que houve uma grande influência para o desempenho da amônia, contudo a partir de 16 dias não foi mais notado diferença, isso ocorre porque 16 dias foi o tempo suficiente e necessário para remoção de toda amônia presente no efluente. Já na remoção de fósforo houve uma maior influência do pH, isso porque sua remoção é essencialmente física.

Tabela 6 - Interações do teste Tukey de duas variáveis para os dados de desempenho de amônia e fósforo.

Interações		Fósforo			
		Q	P	Q	P
2D-LP1	2D-LP2	2,816	0,4979	0,6045	0,9999
2D-LP1	4D-LP1	9,829	1,96E-04	0,9946	0,9965
2D-LP1	8D-LP1	17,9	0	3,923	0,125
2D-LP1	16D-LP1	27,88	0	3,96	0,1181
2D-LP1	32D-LP1	28,39	0	4,977	0,01943
2D-LP2	4D-LP2	9,232	8.88E-04	2,677	0,5621
2D-LP2	8D-LP2	23,06	0	4,931	0,02126
2D-LP2	16D-LP2	30,53	0	3,257	0,3126
2D-LP2	32D-LP2	31,18	0	5,085	0,01571
4D-LP1	4D-LP2	3,413	0,2576	1,078	0,9943
4D-LP1	8D-LP1	8,073	1.64E-02	2,929	0,447
4D-LP1	16D-LP1	18,05	0	2,965	0,4309
4D-LP1	32D-LP1	18,56	0	3,983	0,1139
4D-LP2	8D-LP2	13,83	5.06E-09	2,254	0,7516
4D-LP2	16D-LP2	21,3	0	0,5796	0,9999
4D-LP2	32D-LP2	21,95	0	2,408	0,6856
8D-LP1	8D-LP2	2,341	0,7149	0,4031	1
8D-LP1	16D-LP1	9,978	1,34E-07	0,03667	1
8D-LP1	32D-LP1	10,49	3.65E-05	1,054	0,995
8D-LP2	16D-LP2	7,474	7.15E-02	1,674	0,9328
8D-LP2	32D-LP2	8,119	1.46E-02	0,1536	1
16D-LP1	16D-LP2	0,1629	1	1,308	0,9821
16D-LP1	32D-LP1	0,5136	1	1,017	0,996
16D-LP2	32D-LP2	0,6444	0,9998	1,828	0,8973
32D-LP1	32D-LP2	0,03214	1	0,4971	1

P- Nível de significância; Q- Valor crítico calculado.

Fonte: Autor (2020).

6. CONCLUSÃO

Considerando os aspectos analisados, pode-se concluir que as lagoas de polimento possuem grande potencial para serem aplicadas como pós-tratamento de esgotos tratados anaerobiamente, trazendo benefícios quanto à remoção de material orgânico residual, nutrientes e patógenos. As LPBS tornam-se mais atrativas que as LPFC devido à velocidade de remoção dos constituintes indesejáveis do esgoto, o que permite a aplicação de um menor tempo de permanência do líquido no sistema e, conseqüentemente, uma redução na área ocupada. Em contrapartida, o uso das LPBS requer um custo adicional de construção e operação pela transformação do regime hidráulico de fluxo contínuo no reator UASB para bateladas sequenciais nas lagoas.

Em relação à remoção de amônia, observa-se que as LPBS demandaram cerca da metade do tempo de permanência demandado pelas LPFC para atingir uma eficiência de remoção de amônia próxima de 90%. Quanto à remoção de fosfato, percebe-se que as LPFC não são tão efetivas, haja vista que só conseguiram remover cerca de 50% do nutriente do esgoto tratado.

Realizando uma comparação entre as LPFC unitária e em série, pode-se observar uma melhoria na qualidade do efluente ao se acrescentar uma lagoa no sistema, principalmente no que tange a remoção de coliformes termotolerantes. As LPFC se tornam progressivamente mais eficientes na medida em que se aumenta o número de lagoas em série, porém este número na prática é limitado pelo custo de construção.

Em relação à análise apenas dos sistemas de lagoas em série, operando em fluxo contínuo, pode-se concluir que, de acordo com os resultados obtidos, a elevação do pH e da concentração de OD nas lagoas se dá concomitante ao aumento do tempo de permanência em que o sistema é operado.

Conseqüentemente, a remoção de nutrientes também segue um comportamento semelhante, considerando-se que é necessário que haja pH acima de 8,0 para que se dê início à remoção efetiva destes. Sendo assim, foi obtido uma remoção máxima de amônia acima de 98% para os sistemas LP1 e LP2, advindo basicamente do mecanismo de volatilização, propiciado pela elevação do pH e OD do líquido, bem como as baixas profundidades das lagoas em análise, o que favoreceu a transferência do gás amônia do líquido para a atmosfera.

Quanto ao fosfato, não se observou resultados tão promissores quanto para a remoção de amônia, observando-se uma remoção máxima de apenas 50% deste nutriente do esgoto tratado. Tal resultado é advindo de o pH das lagoas não ter se elevado a tal ponto que permitisse uma maior remoção do fosfato, haja vista que para que ocorra uma precipitação significativa do fósforo, o líquido deve atingir um pH mínimo de 9. Além disso, os resultados não tão satisfatórios obtidos nas últimas fases do experimento podem ter sido oriundos de ressuspensão do fósforo precipitado.

Estatisticamente verifica-se que, não há diferença em se aplicar os sistemas de lagoas com profundidades de 0,20 ou 0,40 metros de profundidade quanto à remoção de nitrogênio e fósforo, tendo em vista a similaridade dos dados observados. Sendo assim, torna-se mais viável a aplicação de lagoas com 0,40 metros profundidade, se comparada com as de 0,20 metros, tendo em consideração a redução significativa da área necessária para sua aplicação.

7. REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22. ed. Washington D C. 2012.

BACHAUER, K. A comparison of two simple titration procedures to determinate volatile fatty acids in influents to wastewater and sludge treatment process. **Water SA**, v.24, n.1, p. 49-56. 1998.

BORZANI, Walter. Variation of the ethanol yield during oscillatory concentrations changes in undisturbed continuous ethanol fermentation of sugar-cane blackstrap molasses. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 17, n. 3, p. 253-258, 2001.

BRASIL. Constituição (2011). **Resolução nº 430, de 13 de maio de 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.

BRASIL. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico 2010**. 2010. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/93/cd_2010_caracteristicas_populacao_domicilios.pdf>. Acesso em: 20 fev. 2020.

BUTLER, E. *et al.* Oxidation pond for municipal wastewater treatment. Springer Science and Business Media LLC - **Applied Water Science**, South Korea, v. 7, n. 1, p. 31-51, 2017.

CAMARGO, M. A.V.; MARA, D. D. **Sedimentation of organic nitrogen via biological uptake in maturation ponds**. In: IWA SPECIALIST CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS, 8, Belo Horizonte, 2009. Proceedings. Belo Horizonte: International Water Association, 2009.

CAPRI M. G. and MARAIS G. v. R. (1974). **Anaerobic Filter Treatment of Wine Distillery Waste**, Research Report W1, Department of Civil Engineering, University of Cape Town, South Africa.

CASTILHOS JUNIOR, A.B. *et al.* **Tratamento de Lixiviados de Aterro em Sistema de Lagoas**. In: GOMES, L.P. Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. PROSAB 5 - Tema 3, v. 5, Rio de Janeiro: ABES, 2009, p. 140-171.

CAVALCANTI P. F. F. **Integrated Application of the UASB Reactor and Ponds for Domestic Sewage Treatment in Tropical Regions**. PhD thesis, University of Wageningen, The Netherlands, 2003.

CAVALCANTI, P. F. F. **Aplicação de Reatores UASB e Lagoas de Polimento no Tratamento de Esgoto Doméstico**. João Pessoa: Gráfica Santa Marta, 1ª Ed, p. 172, 2009.

CAVALCANTI, P. F. F., VAN HAANDEL, A., KATO, M. T., VON SPERLING, M., LUDUVICE, M. L. & MONTEGGIA, L. O. 2001. **Post-treatment of anaerobic effluent by**

polishing ponds. In: Post-treatment of Anaerobic Effluent by Polishing Ponds (Chernicharo, C. A. L., (Org.) ed.). Belo, PROSAB, p. 35–103.

CAVALCANTI, P.; VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. Sludge accumulation in polishing ponds treating anaerobically digested wastewater. **Water Science and Technology**, v. 45, n. 1, p. 75–81, 2002.

CAVALCANTI, P.F.F.; VAN HAANDEL, A.C.; KATO, M.T. *et al.*, **Pós-tratamento de efluentes anaeróbios em lagoas de polimento.** In: CHERNICHARO, C.A.L. (Coordenador). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Coletânea de Trabalhos Técnicos. Belo Horizonte: PROSAB, 2001, vol.2, 105-170p

CETESB. **Operação e Manutenção de Lagoas Anaeróbias e Facultativas:** manual técnico. São Paulo, 1986.p. 128.

CHERNICHARO, C.A.L. (2007). **Reatores anaeróbios.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, Belo Horizonte, MG, Brasil, 246p.

DIAS, A. L. S. **Análise de desempenho de lagoas de estabilização empregadas para tratamento de lixiviados de aterros sanitários.** 2012. 169 f. Tese (Doutorado) - Curso de Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos., Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

DIAS, D. F. C.; MATOS, M. P. de; PASSOS, R. G.; RODRIGUES, V. A. J.; VON SPERLING, M.. Upgrading and evaluation of a simple pond system for small communities with simple interventions to reduce land requirements and increase performance. **Water Practice And Technology**, [s.l.], v. 12, n. 1, p. 1-11, 1 mar. 2017. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wpt.2017.004>.

DIAS, D. F. C.; PASSOS, R. G.; RODRIGUES, V. A. J.; DE MATOS, M. P.; SANTOS, C. R. S.; VON SPERLING, M. Performance evaluation of a natural treatment system for small communities, composed of a UASB reactor, maturation ponds (baffled and unbaffled) and a granular rock filter in series. **Environmental Technology**, 39:4, 490-502. 2018.

DIAS, D. F.C.; POSSMOSER-NASCIMENTO, T. E.; RODRIGUES, Valéria A.J.; *et al.* Overall performance evaluation of shallow maturation ponds in series treating UASB reactor effluent: Ten years of intensive monitoring of a system in Brazil. **Ecological Engineering**, v. 71, p. 206–214, 2014.

DUDA, Rose M.; OLIVEIRA, Roberto A. de. Reatores anaeróbios operados em batelada sequencial seguidos de lagoas de polimento para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. Parte II: remoção de nutrientes e coliformes. **Engenharia Agrícola**, [S.L.], v. 29, n. 1, p. 135-147, mar. 2009. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-69162009000100014>.

FALESCHINI, M.; ESTEVES, J. L.; VALERO, M. A. Camargo. The Effects of Hydraulic and Organic Loadings on the Performance of a Full-Scale Facultative Pond in a Temperate Climate Region (Argentine Patagonia). Springer Science and Business Media LLC - Water, Air & Soil Pollution, Germany, v. 223, n. 5, p. 2483-2493, 27 dez. 2011.

- FERRARA, R. A.; AVCI, C. B. **Nitrogen dynamics in waste stabilization ponds**. Journal of the Water Pollution Control Federation, v. 4, n. 54, p. 361-369, 1982.
- FERREIRA, E. B.; CAVALCANTI, P. P.; NOGUEIRA, D. A. ExpDes.pt: Experimental Designs package (Portuguese). R package version 1.1.2, 2013.
- GLAZ, P. *et al.* Greenhouse gas emissions from waste stabilisation ponds in Western Australia and Quebec (Canada). **Water Research**, v. 101, p. 64–74, 2016.
- GONÇALVES, Ana L.; PIRES, José C.M.; SIMÕES, Manuel. A review on the use of microalgal consortia for wastewater treatment. **Algal Research**, [s.l.], v. 24, n. 1, p.403-415, jun. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.algal.2016.11.008>.
- HARTLEY A.M., HOUSE W.A., CALLOW M.E. AND LEADBEATER B.S.C. Coprecipitation of phosphate with calcite in the presence of photosynthesizing green algae, HE, SHENGBING; XUE, GANG. Algal-based immobilization process to treat the effluent from a secondary wastewater treatment plant (WWTP). **Journal of hazardous materials**, v. 178, n. 1-3, p. 895-899, 2010.
- HO, L. T.; ALVARADO, A.; LARRIVA, J.; *et al.* An integrated mechanistic modeling of a facultative pond: Parameter estimation and uncertainty analysis. **Water Research**, v. 151, p. 170–182, 2019.
- HO, L. T.; VAN ECHELPOEL, W.; GOETHALS, P. L. M. Design of waste stabilization pond systems: a review. Elsevier BV - **Water Research**, Netherlands, v. 123, p. 236-248, out. 2017.
- INMET. INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Dados meteorológicos: Campina Grande. 2019. Disponível em: inmet.gov.br. Acesso em: 07 mar. 2020.
- IOPP, Patrick Lucas; MENDES, Alesi Teixeira. Análise de sistemas de tratamento de efluentes de abatedouros bovinos por lagoas de estabilização e por reator UASB seguido de lagoa de polimento. **Revista Aidis de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, Desarrollo y Práctica**, [S.L.], v. 13, n. 2, p. 640-654, 6 ago. 2020. Universidad Nacional Autonoma de Mexico. <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2020.13.2.68142>.
- JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 4. ed. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2005. 932 p.
- JUNGER, Pedro Ciarlini; *et al.* Effects of seasonality, trophic state and landscape properties on CO₂ saturation in low-latitude lakes and reservoirs. **Science of The Total Environment**, [s.l.], v. 664, n. 1, p.283-295, maio 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.273>.
- JUNGFER, C., SCHWARTZ, T. & OBST, U. UV-induced dark repair mechanisms in bacteria associated with drinking water. **Water Research**. 41, p. 188–196. 2007.
- LARSDOTTER, K. **Wastewater treatment with microalgae-a literature review**. Vatten, 62(1), 31, 2006.

LEVENSPIEL, O. **Chemical Reaction Engineering**, 4th edn. Wiley, New York, USA, 2003.

LI, M. *et al.* On the hydrodynamics and treatment efficiency of waste stabilisation ponds: From a literature review to a strategic evaluation framework. **Journal of Cleaner Production**, 2018.

MADSEN HEL, CHRISTENSSON F., Precipita-fosfato de cálcio a 40 ° C a partir de solução neutra, J. Cryst. Crescimento 114 (1991).

MARA, D. D.; PEARSON, H. W. Waste Stabilization Ponds. Design Manual for Mediterranean Europe. The Hague: Regional Office for Europe Copenhagen, p. 1 - 59 1987.

MARA, Duncan. Waste Stabilization Ponds: A Highly Appropriate Wastewater Treatment Technology for Mediterranean Countries. In: BAZ, Ismail Al; OTTERPOHL, Ralf; WENDLAND, Claudia (Orgs.). **Efficient Management of Wastewater**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2008, p. 113–123. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/978-3-540-74492-4_10>. Acesso em: 13 out. 2019.

MARA; D.D. *et al.* **Waste stabilization ponds: a design manual for eastern Africa**. England: Lagoon Technology International Ltda., 1992.

MARAIS, G. V. R. Fecal Bacterial Kinetics in Stabilization Ponds. **Journal of The Environmental Engineering Division**, South Africa, v. 100, n. 1, p.119-139, 1974.

MARAIS, GvR; SHAW, V.A. A rational theory for the design of sewage stabilization ponds in Central and South Africa. **Civil Engineering: Siviele Ingenieurswese**, Africa do Sul, v. 3, n. 11, p.205-227, nov. 1961.

MARTÍNEZ, F. C. *et al.* Mathematical Analysis for the Optimization of a Design in a Facultative Pond: Indicator Organism and Organic Matter. Hindawi Limited - **Mathematical Problems in Engineering**, London, v. 2014, p. 1-12, 2014.

MASCARENHAS, L. C. A.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. Avaliação do desempenho de lagoas de polimento rasa, em série, para o pós-tratamento de efluentes de reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 1, 2004.

MASCARENHAS, Luciana Curi Araújo *et al.* AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE LAGOAS DE POLIMENTO RASAS, EM SÉRIE, PARA O PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATOR UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Minas Gerais, v. 9, n. 1, p. 45-54, jan. 2004. Disponível em: <http://www.abes-dn.org.br/publicacoes/engenharia/resaonline/v9n1/v9n1a04.pdf>. Acesso em: 03 set. 2020.

MAYO, A. W.; MUTAMBA, J. Modelling nitrogen removal in a coupled HRP and unplanted horizontal flow subsurface gravel bed constructed wetland. **Physics and Chemistry of the Earth**, Parts A/B/C, 30(11- 16), 673–679. 2005.

METCALF & EDDY, **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. Tradução: Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa. - 5. ed. - Porto Alegre: AMGH, 2016. xxvii, 1980 p. il.; 27,7 cm.

- MOREIRA, Eudes Alves. **Quantificação dos mecanismos que afetam o pH em lagoas de polimento**. 2005. 94 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2005.
- NURDOGAN, Y., & OSWALD, W. J. Enhanced nutrient removal in high-rate.
- OAKLEY, S. M.; MENDONÇA, L. C.; MENDONÇA, S. R. Sludge removal from primary wastewater stabilization ponds with excessive accumulation: a sustainable method for developing regions. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, v. 2, n. 2, p. 68–78, 2012.
- PANO, A., MIDDLEBROOKS, E. J. **Ammonia nitrogen removal in facultative waste water stabilization ponds**. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 4, n. 54, p. 344-351, 1982.
- PARKER, C. D., JONES, H. L. e TAYLOR, W. S. **Purification of Sewage in Lagoons**. *Sewage and Industrial Wastes*, 22: 760-775, 1950.
- PASSOS, R. G.; FERREIRA, V. V. M.; VON SPERLING, M. A dynamic and unified model of hydrodynamics in waste stabilization ponds. **Elsevier BV - Chemical Engineering Research and Design**, Netherlands, v. 144, p. 434-443, abr. 2019.
- PATRICK, C.C.L., PAUL, K.S.L.; AVCI, C. B. **Major pathways for nitrogen removal in wastewater stabilization ponds**. *Water, Air, and Soil Pollution*, 94, p. 125–136, 1997.
- PEROTTI, Nathalia. **Estudo da atenuação da concentração de poluentes em lagoas de estabilização tratando lixiviado de aterro sanitário**. 2020. 130 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Santa Maria, Frederico Westphalen, 2020. Disponível em: http://tede.unioeste.br/bitstream/tede/3953/5/Patrici_Kostaneski_2018.pdf. Acesso em: 15 jan. 2021.
- PIRES, J. C. M.; ALVIM-FERRAZ, M. C. M.; MARTINS, F. G.; SIMÕES, M. Wastewater treatment to enhance the economic viability of microalgae culture. **Environmental Science and Pollution Research**, 20, 5096–5105. (2013).
- POLIDO, L. H. **Proposta de projeto e estimativa de custos de uma estação de tratamento de esgoto para o campus Ecoville da UTFPR**. 2013. 88 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia de Produção Civil, Departamento Acadêmico de Construção Civil, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2013.
- POWELL, N., SHILTON, A., CHISTI, Y., & PRATT, S. Towards a luxury uptake process via microalgae—defining the polyphosphate dynamics. **Water Research**, 43(17), p. 4207-4213., 2009.
- PUIG, Sebastià *et al.* Effect of pH on nutrient dynamics and electricity production using microbial fuel cells. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 101, n. 24, p.9594-9599, dez. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.07.082>.
- REDDY, K. R., & D'ANGELO, E. M. **Soil processes regulating water quality in wetlands**. *Global wetlands: Old world and new*, p. 309-324, 1994.

REED, S. C. **Nitrogen removal in wastewater stabilization ponds.** Journal of the water Pollution Control Federation. v. 57, n° 1 p. 39 - 45, 1985.

SANTOS, I.V.; SANTOS, S.L.; VAN HAANDEL, A. Remoção de fósforo em lagoas de polimento operadas em regime de bateladas sequenciais. **Revista DAE:** Edição especial, São Paulo, n. 229, março 2021 (Artigo aceito para publicação).

SANTOS, S. L.; MORAIS C. E. P.; SANTOS, I. V.; FRUTUOSO, F. K. A. **Análise comparativa entre o sistema convencional de lagoas de estabilização com reator UASB seguido de lagoas de polimento.** Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, p. 1-9, jun. 2019.

SANTOS, S. L.; SIMÕES, J. P. O; PAIVA, F. V.; VAN HAANDEL, A. Design optimization of a simple single family anaerobic sewage treatment system. **Water Practice and Technology**, 2016 (Aceito para publicação).

SÃO PAULO. SABESP. **Projeto de lagoas de estabilização e seu tratamento complementar para esgoto sanitário.** São Paulo, 2009.p. 30.

SENZIA, M. A., MAYO, A. W., MBWETTE, T. S. A., KATIMA, J. H. Y., JORGENSEN, S. E. **Modelling nitrogen transformation and removal in primary facultative ponds.** Ecological Modelling, 154, pp 207-215, 2002.

SHEN, H., WANG, Z., ZHOU, A., CHEN, J., HU, M., DONG, X., & XIA, Q. (2015). **Adsorption of phosphate onto amine functionalized nano-sized magnetic polymer adsorbents: mechanism and magnetic effects.** RSC Advances, 5(28), 22080-22090.

SILVA, F. J. A. *et al.* **Prospectus of waste stabilization ponds in Ceará,** Northeast Brazil. IWA Publishing - Water Science and Technology, Austria, v. 63, n. 6, p. 1265-1270, 1 mar. 2011.

SNIFFEN, K.D.; SALES, C.M.; OLSON, M. S. The fate of nitrogen through algal treatment of landfill leachate. **Algal Res.**, 30, 50-58. 2018.

SOUSA, Tales Abreu Tavares de *et al.* Post-treatment of municipal sewer in shallow polishing ponds. **African Journal Of Biotechnology**, [s.l.], v. 16, n. 11, p. 508-516, 15 mar. 2017. Academic Journals. <http://dx.doi.org/10.5897/ajb2016.15779>.

STRANG, T. J.; WAREHAM, D. G. Phosphorus removal in a waste-stabilization pond containing limestone rock filters. **Journal of Environmental Engineering and Science**, v. 5, n. 6, p. 447-457, 2006.

STUMM W., MORGAN J. J. **Aquatic Chemistry – An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters.** Wiley, New York, USA, 1981.

SUKACOVA, K., TRTÍLEK, M., AND RATAJ, T. (2015). Phosphorus removal using a microalgal biofilm in a new biofilm photobioreactor for tertiary wastewater treatment. **Water Research**. v. 71, p. 55–63. 2015. doi: 10.1016/j.watres.2014.12.049.

TRUPPEL, A. **Redução de Odores de uma Lagoa de Estabilização de Esgoto Sanitário e Avaliação de Qualidade de seu Efluente.** Dissertação (Mestrado em Engenharia

Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

VAN HAANDEL, A. C. & CATUNDA, S.Y.C., 2013. **Respirometria aplicada ao sistema de lodo ativado: teoria e aplicações**. 1 ed. Campina Grande: epgraf.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande, Epgraf, 1994, 220 p.

VAN HAANDEL, A. C; KATO, M. T.; CAVALCANTI, P. F. F.; *et al.* Anaerobic Reactor Design Concepts for the Treatment of Domestic Wastewater. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, n. 1, p. 21–38, 2006.

VAN HAANDEL, ADRIANUS C. ; LETTINGA, Gatzel; **Anaerobic sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate**. Wiley & Sons, 1994.

VAN HAANDEL, Adrianus; VAN DER LUBBE, Jeroen. **Anaerobic Sewage Treatment: Optimization of Process and Physical Design of Anaerobic and Complementary Processes**. IWA Publishing, 2019.

VON SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização**: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. 2a Ed. Belo Horizonte: UFMG, 196 p., 2002.

VON SPERLING, M. **Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal**. London: 1st. ed. International Water Association, p. 304., 2008.

VON SPERLING, M.. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2017. 243 p.

ZANOTELLI, C. T. **Modelagem matemática de nitrogênio e fósforo em lagoas facultativas e de aguapés para tratamento de dejetos de suínos**. 2002. 170 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.