Recirculação de biomassa algal em lagoa de alta taxa como pós-tratamento de reatores UASB: avaliação de qualidade do efluente com foco na redução de *E. coli* e colífagos para uso agrícola

Recirculation of algal biomass in a high-rate algal pond as post-treatment for UASB reactors: evaluation of effluent quality focused on E. coli and coliphage removal for reuse in irrigation

Data de entrada: 29/10/2023
Data de aprovação: 06/11/2025

Raquel Flavia Pires Bento[1]* | Cesar Rossas Mota Filho[1] | Andressa Ramos[1] | Larissa Teixeira Rodrigues[1]

DOI: https://doi.org/10.36659/dae.2026.124

Bento RFP https://orcid.org/0000-0003-0684-9462
Mota Filho CR https://orcid.org/0000-0002-3538-8856
Ramos A https://orcid.org/0009-0007-4410-1312
Rodrigues LT https://orcid.org/0009-0003-8017-2581

Resumo

A pesquisa avaliou dois sistemas de tratamento de esgoto pós-reator UASB, compostos por lagoa de alta taxa seguida de decantador, sendo um com recirculação de biomassa para a própria lagoa. Entre novembro/22 e julho/23, foram analisadas remoções de parâmetros físico-químicos e microbiológicos (*E. coli,* colífagos somáticos e F-específicos) para fins de uso agrícola do efluente. O sistema com recirculação teve melhor desempenho, com reduções de 2,28 log de *E. coli*, 0,44 log de colífagos somáticos e 1,06 log de colífagos F-específicos, maior remoção de SST, nitrogênio amoniacal e clorofila-a, além de favorecer a retenção de biomassa no sistema e a clarificação do efluente. Embora o sistema sem recirculação tenha apresentado remoções inferiores (1,54 log de *E. coli,* 0,35 e 0,76 log de colífagos somáticos e F-específicos, respectivamente), ambos atenderam satisfatoriamente à legislação para lançamento, mas não para irrigação de culturas alimentares, o que exigiria otimização de parâmetros operacionais.

Palavras-chave: Patógenos. Qualidade microbiológica. Tratamento de esgoto. Microalgas.

Abstract

This research evaluated two wastewater treatment systems post-UASB reactor, consisting of a high-rate algal pond followed by a settler—one with algal biomass recirculation to the pond. From November/22 to July/23, removals of physicochemical and microbiological parameters (E. coli, somatic and F-specific coliphages) were analyzed for agricultural reuse of the effluent. The recirculated system showed superior performance, with reductions of 2.28 log of E. coli, 0.44 log of somatic coliphages and 1.06 log of F-specific coliphages, greater removal of TSS, ammoniacal nitrogen and chlorophyll-a while contributing to biomass retention in the system and effluent clarification. Although the non-recirculated system showed lower

[1] Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) – Campus Pampulha – Belo Horizonte – Minas Gerais – Brasil
* **Autor correspondente:** raquel.fpbento@gmail.com

removals (1.54 log of E. coli, 0.35 log of somatic and 0.76 log of F-specific coliphages), both satisfactorily met the legislation for discharge, but not for irrigation of food crops, which would require optimization of their operational parameters.

Keywords: *Pathogens. Microbiological quality. Sewage treatment. Microalgae.*

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, a maioria das Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) opera apenas com tratamento primário e secundário, promovendo remoção parcial de matéria orgânica e patógenos (von Sperling, 2014). Ademais, estima-se que apenas 7% da vazão coletada e tratada passa por processo de desinfecção (Lima *et al.*, 2021).

Em relação aos tipos de sistema de tratamentos, os reatores anaeróbios de fluxo ascendente (*upflow anaerobic sludge blanket* – UASB) são amplamente utilizados, presentes em cerca de 40% das estações de tratamento das regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil (Chernicharo *et al.*, 2018). Com remoção de 65 a 75% da demanda química de oxigênio (DQO) e com baixo consumo energético, os reatores UASB são comumente empregados como pré-tratamento. Seu efluente, porém, necessita de processos complementares para atender aos padrões de lançamento, pois removem poucos nutrientes (N e P) e patógenos (aproximadamente 1 log de coliformes e 60-90% de ovos de helmintos) (Chernicharo, 2019; von Sperling, 2021).

Nesse contexto, as lagoas de alta taxa (LAT) representam uma tecnologia apropriada como pós-tratamento, pois demonstram alta eficiência na remoção de amônia (Young; Taylor; Fallowfield, 2017) e de microrganismos patogênicos (Espinosa *et al.*, 2021; Vassalle *et al.*, 2020). Trata-se de lagoas rasas de fluxo contínuo (*raceway*), agitadas por pás giratórias (velocidade superficial de 0,15 a 0,30 m s ¹) que promovem mistura vertical e expõem intermitentemente as células de algas à luz solar (Rosa-Machado *et al.*, 2022). Entre suas principais características operacionais, destacam-se a carga orgânica aplicada, que varia na faixa de 100 a 150 kg DBO_5 ha^{-1}, a profundidade entre 0,2 e 0,6m e o tempo de detenção hidráulica (TDH), que pode variar de 3 a 9 dias a depender do clima (Alemu; Gemechu, Gebrehiwot, 2018; Craggs *et al.*, 2014). Em geral, as lagoas de alta taxa apresentam remoção de nitrogênio amoniacal superior à das lagoas de estabilização convencionais, devido à intensa produtividade de algas, que eleva o pH, favorecendo tanto a volatilização quanto a assimilação de nitrogênio pelas microalgas (Buchanan *et al.*, 2018; Craggs *et al.*, 2014). A intensa atividade fotossintética das algas causa supersaturação de oxigênio dissolvido durante o dia, com concentrações acima de 20 g m^{-3}, o que potencializa a oxidação bacteriana da matéria orgânica, tanto dissolvida quanto particulada (Craggs *et al.*, 2004) e a inativação de microrganismos pelos processos foto-oxidativos. Em relação à qualidade microbiológica, estima-se que 75% da inativação de *Escherichia coli* nas lagoas de alta taxa sejam atribuídos à radiação solar (Craggs *et al.*, 2004; Sinton *et al.*, 2002).

Uma das principais limitações do uso da lagoa de alta taxa (LAT) é a elevada concentração de algas no efluente (von Sperling, 2014), o que demanda a implantação de sistemas complementares de remoção de biomassa algal. Uma das soluções viáveis é a instalação de decantadores, que promovem a separação entre o efluente tratado e a biomassa algal, resultando em um efluente final mais clarificado. Como estratégia operacional adicional, a recirculação da biomassa algal se apresenta eficaz na mitigação desse desafio, pois, ao decorrer do tempo, essa solução técnica

favorece a seleção de espécies algais com maior capacidade de sedimentação, aumentando a eficiência de separação do decantador. Como consequência, há maior retenção de sólidos suspensos voláteis no sistema e redução na concentração de sólidos no efluente final (Gutiérrez *et al.*, 2016; Leong; Huang; Chang, 2021; Park; Craggs; Shilton, 2011).

Além dos aspectos operacionais, o aproveitamento de águas residuais tratadas se evidencia como uma estratégia eficiente para atenuar a demanda por água potável e reduzir o volume de efluente lançado em corpos hídricos. A qualidade requerida do efluente varia conforme a finalidade de reúso (Lima *et al.*, 2021). No caso da irrigação, essa exigência está relacionada ao modo de consumo, tipo de cultura e método de irrigação. Tais exigências objetivam mitigar os riscos de contaminação tanto para os consumidores e trabalhadores quanto para o solo (Beaudequin *et al.*, 2015). Além da redução de patógenos durante o tratamento, outras estratégias de mitigação podem ser adotadas, como controle de métodos de irrigação e estabelecimento de períodos de retenção entre aplicação e colheita, permitindo a inativação dos patógenos (Rock *et al.*, 2019; Beaudequin *et al.*, 2015). De forma complementar, deve-se considerar a possibilidade de crescimento de patógenos durante o armazenamento ou distribuição dos efluentes tratados (Beaudequin *et al.*, 2015).

No Brasil, diante da ausência de regulamentação federal específica, oito unidades federativas estabeleceram padrões de qualidade para as diferentes modalidades de reúso, adotando coliformes termotolerantes ou *E. coli,* além de ovos de helmintos, como requisitos microbiológicos para padrões de qualidade de reúso (Santos; Lima, 2022). No entanto, para metas de desempenho (redução logarítmica), são utilizados microrganismos associados a cada grupo de agentes patogênicos, ou seja, bactérias, vírus e protozoários. Em relação aos vírus, destaca-se a legislação europeia de reúso (UE 2020/741) que determina o uso de colífagos F-específicos e somáticos para representar os vírus patogênicos.

Os colífagos, vírus bacteriófagos com capacidade de infectar *Escherichia coli*, são classificados em duas categorias com base no mecanismo de infecção da célula hospedeira. Os colífagos somáticos se aderem e penetram por meio de receptores proteicos específicos localizados na parede celular, enquanto os colífagos F-específicos infectam por meio dos pili sexuais tipo F, estruturas presentes em cepas que possuem plasmídeo de fertilidade (F) (McMinn; Ashbolt; Korajkic, 2017, *United States Environmental Protection Agency* – USEPA, 2012). São amplamente utilizados como indicadores virais de contaminação fecal humana devido aos seguintes fatores principais: bacteriófagos estão presentes em concentrações significativamente maiores às dos vírus patógenos em esgoto doméstico, aumentando a probabilidade de detecção e quantificação; tendem a apresentar resistência similar a vírus entéricos patogênicos frente a fatores ambientais adversos e aos processos de desinfecção empregados em ETEs, servindo como parâmetro para avaliar a eficiência desses sistemas; assemelham-se morfologicamente a vírus entéricos humanos (Jofre *et al.*, 2016; Momba *et al.*, 2019) e, por fim, sua replicação praticamente não ocorre em ambiente tropical aquático (Hernández-Delgado; Toranzos, 1995; Sinton *et al.*, 2002). Os colífagos F-específicos podem apresentar genoma de RNA ou DNA. Em especial, os F-específicos de RNA fita simples (ssRNA) compartilham semelhanças morfológicas e estruturais similares com diversos vírus entéricos humanos que também possuem genoma de ssRNA, como os *Picornavírus* (poliovírus, Coxsackievírus, hepatite A), os *Calicivírus*

(norovírus) e o vírus da hepatite E (USEPA, 2012). Por sua vez, os colífagos somáticos, que possuem DNA, apresentam características morfológicas semelhantes às do adenovírus humano (King *et al.*, 2011). Essas similaridades sugerem que esses colífagos respondem de maneira comparável a dos vírus patógenos às condições ambientais e aos sistemas de tratamento de esgoto.

Por fim, considerando a importância do reúso de efluentes de ETEs como estratégia de gestão de recursos hídricos, a necessidade de avaliação microbiológica para garantir a segurança desse reúso e o potencial das lagoas de alta taxa como tecnologia simples para o pós-tratamento de esgoto doméstico, este estudo teve como objetivo analisar a qualidade do efluente tratado para fins de reúso agrícola e avaliar o efeito da recirculação de biomassa algal sobre o desempenho de um sistema composto por lagoa de alta taxa seguida de decantador.

2 METODOLOGIA

2.1 Condições operacionais

O sistema de tratamento em escala piloto, instalado no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS-UFMG/COPASA), está localizado junto à estação de tratamento de esgoto do Ribeirão Arrudas, em Belo Horizonte. Durante o período experimental (novembro/22 a julho/23) as médias registradas de temperatura do ar variaram entre 16°C e 28°C, conforme dados da estação meteorológica Pampulha, disponibilizados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). O esgoto doméstico, após um pré-tratamento de remoção de sólidos grosseiros e areia, foi bombeado para um reator UASB com volume útil de 343 L, TDH de 7 horas e vazão de entrada de 1176 L/d. O descarte de lodo no reator UASB foi feito a cada 45 dias (240 L/retirada), de modo a manter estáveis as condições de DQO e sólidos de saída do reator.

Após o reator UASB, o efluente seguiu para duas lagoas de alta taxa operando em paralelo, feitas de fibra de vidro, com volume útil de 205 L, área superficial de aproximadamente 0,68 m², e profundidade de 0,3 m cada. Cada lagoa operou com alimentação contínua, vazão de entrada de 68,3 L/d, e TDH de 3 dias, recebendo cerca de 0,060 kg DQO/m³.d de carga orgânica volumétrica e 180 kg DQO/ha.d de carga orgânica superficial. Após a passagem pelas lagoas, com operação paralela, cada efluente era direcionado a um de decantador lamelar de 40 L com TDH de 0,6/dia. Em uma das lagoas ocorreu a recirculação (em batelada) para a própria lagoa da biomassa algal adensada no respectivo decantador, com idade do lodo de 23 dias (valor da mediana). A vazão de recirculação foi de aproximadamente 0,8 L/d. Essa escolha serviu para manter uma concentração inferior a 300 mg SSV/L dentro da lagoa com percentual de recirculação acima de 10% de massa seca (Gutiérrez *et al.*, 2016). O descarte da biomassa acumulada no decantador foi 0,5 L de biomassa algal por semana de cada decantador.

2.2 Coleta e análise de amostras

Inicialmente, as lagoas de alta taxa foram inoculadas naturalmente com o afluente (efluente do reator UASB) durante um mês, antes do início da recirculação. As coletas começaram 14 dias após o início da recirculação e estas foram realizadas majoritariamente com frequência semanal, às 11h, entre novembro/22 e julho/23. As amostras foram coletadas nos seguintes pontos: afluente das lagoas (efluente do reator UASB), líquido sobrenadante, efluentes e lodo dos decantadores (biomassa algal adensada). Os pontos de coleta estão representados nas Figuras 1 e 2.

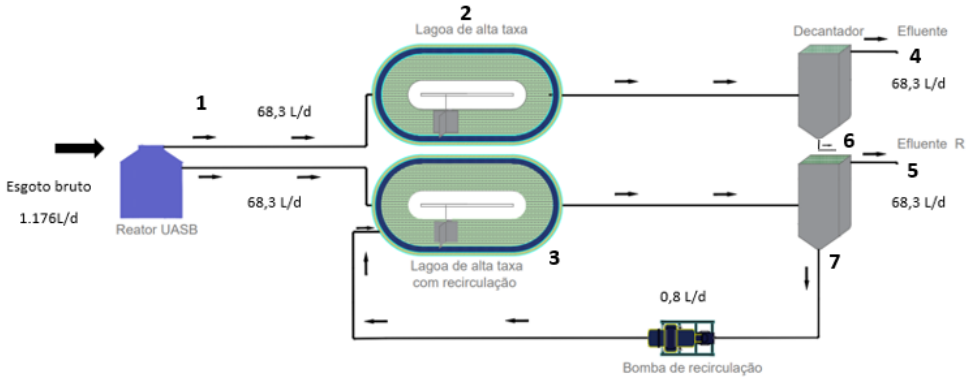

Figura 1 – Diagrama simplificado do sistema de tratamento (inferior com recirculação de biomassa algal) em escala piloto. Os pontos referentes aos locais de coleta: afluente das lagoas (1), líquido sobrenadante das lagoas (2 e 3), efluentes dos decantadores (4 e 5) e biomassa (6 e 7).

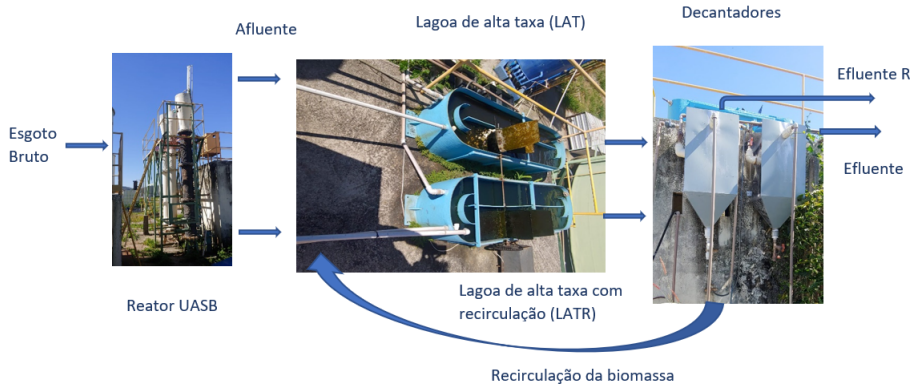

Figura 2 – Ilustrações das unidades do sistema de tratamento em escala piloto (2023).

A análise concentrou-se em parâmetros microbiológicos (*Escherichia coli*, colífagos somáticos e F-específicos) e físico-químicos de qualidade de água. Nos sete pontos de coleta, foram analisados os seguintes parâmetros: DQO, sólidos suspensos totais (SST) e voláteis (SSV), nitrogênio amoniacal ($N\text{-}NH_3$), nitrito ($N\text{-}NO_2^-$), nitrato ($N\text{-}NO_3^-$), clorofila-a, turbidez, temperatura, pH e oxigênio dissolvido (OD). Temperatura, pH e OD foram medidos em campo com sonda Hach HQ30D.

As análises seguiram o *Standard Methods* (*American Public Health Association* – APHA, 2012), utilizando procedimentos consolidados e de simples execução. A determinação de nitrato seguiu o método colorimétrico com ácido salicílico (Cataldo *et al.*, 1975) e clorofila-a foi quantificada por espectrofotometria conforme norma L5.306 (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB, 2014). Em relação à análise de eficiência de sedimentação, utilizou-se a Equação 1:

$$Recuperação\ de\ biomassa(\%) = \frac{SST\ lagoa - SST\ efluente}{SSTlagoa} \times 100 \quad (1)$$

Na qual Recuperação de biomassa (%) é o percentual de biomassa detida no sistema (lagoa + decantador), SST_{lagoa} é a concentração de sólidos suspensos totais dentro da lagoa (mg SST /L) e $SST_{efluente}$ é a concentração de sólidos suspensos totais do efluente do decantador (mg SST /L).

Para produtividade de biomassa das lagoas, descrita pelas Equações 2, 3 e 4 (Gutiérrez *et al.*, 2016; Vassalle *et al.*, 2020), utilizou-se dados meteorológicos (radiação, temperatura e precipitação) provenientes da estação meteorológica Pampulha, disponibilizados pelo INMET.

$$Produtividade\ de\ biomassa = \frac{(SSVlagoa \times (Q - Qe + Qp)) - (SSV\ biomassa \times Qrecirc)}{A \times 1000} \quad (2)$$

$$Qe = Ep \times A \quad (3)$$

$$Ep = \alpha \times (R + 50) \times \left(\frac{T}{T+50}\right) \quad (4)$$

Na qual *Produtividade de biomassa* é a média da massa gerada de biomassa $\left(\frac{gSSV}{m^2 d}\right)$, *Q* é a vazão de entrada (L/d), *Qrecirc* é a vazão de recirculação (L/d), *Qp* é a vazão de precipitação (L/d), *Qe* é a vazão de evaporação (L/d), *A* é a área da superfície da lagoa em m², *Ep* é a média do potencial de evaporação diário (mm), *R* é a média da radiação solar diário (cal/cm²d), *T* é a temperatura média semanal (°C) e α é o coeficiente temporal (= 0,09 para vazão de evaporação diária).

A quantificação de *E. coli* foi realizada pelo método do número mais provável (NMP) com Colilert e Quanti-Tray/2000 (IDEXX, EUA), com resultados expressos em NMP/100 mL. Colífagos somáticos e F-específicos foram detectados por plaqueamento em ágar simples, conforme o método EPA 1602 (USEPA, 2001), com adaptações de Espinosa e Mota Filho (2022).

2.3 Análise estatística

A análise estatística foi realizada com o Real Statistics Resource Pack no Microsoft Excel 2010. Foram aplicadas estatísticas descritivas (médias, desvio padrão e gráficos) e o teste de Shapiro–Wilk para verificação da normalidade. A diferença entre conjuntos independentes foi avaliada com o teste t de Student (dados normais) ou teste de Mann–Whitney U (não normais), considerando 95% de confiança. Segundo von Sperling, Verbyla e Oliveira (2020), dados físico-químicos com distribuição normal são representados por médias aritméticas, e, quando não normais, por medianas; já dados microbiológicos são expressos por médias geométricas e, geralmente, transformados em $\log_{10}$. A eficiência de remoção de parâmetros físico-químicos e microbiológicos (*E. coli* e colífagos) foi calculada considerando amostras pareadas, conforme a diferença entre as concentrações diárias de afluente e efluente. Essa abordagem foi adotada porque, apesar das coletas de afluente e efluente terem sido realizadas de forma simultânea, de modo que o efluente amostrado não corresponde diretamente ao efluente resultante do afluente coletado naquele mesmo instante, sistemas operando em estado estacionário apresentam variações temporais pequenas, as quais podem ser considerados dados pareados, desde que as flutuações ao longo do tempo sejam reduzidas (von Sperling; Verbyla; Oliveira, 2020). Adotou-se o termo "redução" por considerar que microrganismos podem permanecer no lodo ou sedimentos, não sendo totalmente removidos do sistema (von Sperling; Verbyla; Oliveira, 2020).

3 RESULTADOS

3.1 Eficiência de tratamento: parâmetros físico-químicos e indicadores de qualidade microbiológicos

Os valores centrais e a remoção dos parâmetros analisados (novembro/2022 a julho/2023)

constam nas Tabelas 1 e 2. As concentrações de *E. coli* (log NMP/100 mL) e colífagos (log UFP/100 mL) nos diferentes pontos do sistema estão sumarizadas nos boxplots da Figura 3.

Os sistemas do presente estudo (lagoa + decantador) alcançaram remoções de DQO de 57% e 73% para LAT e LATR, respectivamente, superiores aos 34 e 37% reportados na literatura para sistemas similares. Vale notar, porém, que esses sistemas operavam com decantador simples, sem recirculação para a própria lagoa, e com TDH maior (Espinosa *et al.*, 2021; Vassalle *et al.*, 2020). A remoção de sólidos totais também foi superior (66% e 78%) que nos estudos supramencionados, onde foi observado acréscimo de sólidos pós-decantador. Os valores médios de OD medidos às 11 horas neste trabalho [8,8(4,0) e 12,6(5,3) mg O_2/L] ficaram consideravelmente abaixo das faixas típicas diurnas em horário ao redor do meio-dia (próximos a 20 mg O_2/L) (Buchanan *et al.*, 2014; Craggs *et al.*, 2004).

A remoção de nitrogênio total dos dois sistemas (lagoa + decantador) foi moderada (42 e 41% para LAT e LATR, respectivamente), indicando que uma parte permaneceu no efluente como nitrato ou matéria orgânica. Contudo, a remoção de nitrogênio amoniacal foi elevada (77% e 94% para os sistemas LAT e LATR, respectivamente), atribuída à volatilização do $N\text{-}NH_3$, favorecida por pH e temperatura elevados (Buchanan *et al.*, 2014), e outras rotas que incluem assimilação por microalgas e nitrificação (De Godos *et al.*, 2016). Embora as lagoas de alta taxa tipicamente atinjam pH entre 8,0 e 9,8 devido à fotossíntese (Buchanan *et al.*, 2014; Craggs *et al.*, 2004; Craggs; Sutherland; Campbell, 2012), neste estudo os valores medidos às 11 horas foram inferiores [8,1(0,4) e 8,1(0,90)]. Os dados completos e testes estatísticos (valor-p < 0,05 para diferença estatística) constam na Tabela 1.

Tabela 1 – Medianas e intervalos interquartílicos (IQR) das variáveis físico-químicas no afluente (efluente do reator UASB), nos efluentes dos sistemas (lagoa + decantador) LAT e LATR. Valores de p referentes à comparação estatística entre os efluentes dos dois sistemas.

Variável	n	Afluente (IQR)	Efluente (IQR)	Efluente R (IQR)	Valor p entre efluentes
DQO (mgO_2/L)	30	195,5 (128,4)	97,2 (57,7)	84,2 (55,3)	0,51
Remoção DQO (%)		-	56,9	72,6	0,47
SST (mg /L)	29	88,4 (95,5)	30,2 (28,3)	19,6 (16,7)	0,040
Remoção SST (%)		-	65,8	77,8	-
SSV (mg /L)	30	59,0 (61,8)	30,0 (25,3)	19,3 (21,9)	0,052
N-Amoniacal (mg $N\text{-}NH_3$ /L)	21	30,0 (6,4)	7,1 (14,6)	1,8 (9,3)	0,018
Remoção Amoniacal (%)		-	76,5	94,1	-
Nitrito (mg $N\text{-}NO_2$ /L)	23	0,0 (0,0)	0,02 (0,2)	0,2 (0,4)	0,009
Nitrato (mg $N\text{-}NO_3$ /L)	19	0,5 (0,5)	1,6 (3,5)	2,6 (14,7)	0,37
NTK (mg N-NTK /L)	22	30,9 (9,8)	15,2 (15,8)	6,0 (11,3)	0,030
NT (mg N/L)	23	32,3 (9,7)	18,8 (11,6)	19,0 (21,0)	0,76
Remoção NT (%)	23	-	41,7	41,1	0,53
Clorofila-a (mg /L)	19	-	0,14 (0,31)	0,05 (0,14)	0,037
Turbidez (UNT)	31	64,0 (48,4)	13,2 (10,5)	11,6 (6,0)	0,44
pH	32	7,4 (0,3)	8,1 (0,4)*	8,1 (0,9)**	0,32
OD ($mg O_2$ /L)	31	0,9 (0,4)	8,8 (4,0)*	12,6 (5,3)**	0,021
Temp. (°C)	32	26,5 (3,2)	26,8 (3,5)	27,5 (3,4)	0,66

* **medido dentro da lagoa (LAT)**

** **medido dentro da lagoa com recirculação (LATR)**

O sistema com recirculação (LATR + decantador) apresentou reduções significativas de *E. coli*, colífagos F-específicos e somáticos (valor-p < 0,05). Porém, para o sistema sem recirculação (LAT + decantador), somente *E. coli* e colífagos F-específicos apresentaram diferenças

significativas entre seu afluente e efluente (valor-p < 0,05), não havendo redução significativa de colífagos somáticos no sistema LAT (valor-p = 0,34 > 0,05).

O sistema sem recirculação (LAT + decantador) apresentou reduções significativamente menores de *E. coli*, colífagos F-específicos e somáticos (valor-p < 0,05) que o sistema com recirculação (LATR + decantador). Os valores das concentrações, assim como as respectivas reduções, encontram-se na Tabela 2 e nos gráficos boxplot (Figura 3).

Os sistemas (lagoa + decantador) LAT e LATR reduziram *E. coli* em 1,54 e 2,28 log NMP/100 mL, respectivamente (Tabela 2), abaixo de 4,06 log em sistema similar com TDH de 8 dias (Espinosa *et al.*, 2021), porém, dentro da faixa de 1,74 a 2,13 log de outros estudos com lagoas de alta taxa sem decantador e com TDH de 4,5 a 10,3 dias (Buchanan *et al.*, 2018; Chambonnière; Bronlund; Guieysse, 2020; Young; Taylor; Fallowfield, 2017). As reduções de colífagos somáticos foram de 0,35 e 0,44 log UFP/100 mL para os sistemas LAT e LATR, respectivamente, estando abaixo da redução de 1,15 log UFP/100 mL obtido por Espinosa *et al.* (2021), em sistema com as diferenças operacionais supracitadas.

As reduções de colífagos F-específicos foram de 0,76 e 1,06 log UFP/100 mL para os sistemas LAT e LATR, respectivamente, também inferiores aos valores da pesquisa de Espinosa *et al.* (2021) (redução de 1,70 log) e do estudo de Young, Taylor, Fallowfield (2017) (redução de 1,59 log).

Tabela 2 – Concentrações do afluente, efluente, efluente R e remoções das lagoas referentes aos microrganismos *E. coli* (log NMP/100 mL), colífagos somáticos e F-específicos log UFP/100 mL).

Sistema	Microrganismo (n-número de amostras)	Média Geométrica (NMP/100 mL) (UFP/100 mL)	Log Redução (Log NMP/100 mL) (Log UFP/100 mL)
Afluente (efluente UASB)	*E. coli* (21)	1,28E+06	-
	colífagos somáticos (15)	3,28E+04	-
	colífagos F-específicos (11)	3,77E+04	-
Efluente (LAT + decantador)	*E. coli* (21)	2,68E+04	1,54
	colífagos somáticos (14)	2,01E+04	0,35
	colífagos F-específicos (10)	5,61E+03	0,76
Efluente R (LATR + decantador)	*E. coli* (21)	8,80E+03	2,28
	colífagos somáticos (14)	5,68E+03	0,44
	colífagos F-específicos (10)	2,44E+03	1,06
Valor-p (teste t/teste Mann-Whitney U entre efluentes dos dois sistemas)	E. coli	0,044	
	colífagos somáticos	0,041	
	colífagos F-específicos	0,036	

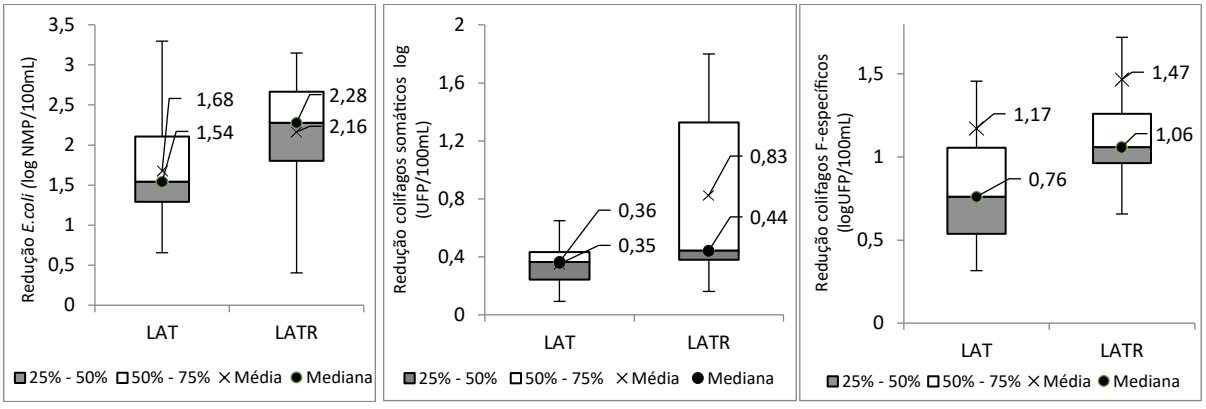

Figura 3 – Gráficos boxplot das reduções de *E. coli* e colífagos (somáticos e F-específicos) dos sistemas LAT (lagoa e decantador) e LATR (lagoa com recirculação e decantador).

3.2 Eficiência de tratamento: parâmetros e variáveis associados ao lodo

A recirculação também provocou diferenças significativas em parâmetros e variáveis relacionadas ao lodo. A concentração de sólidos totais no lodo foi de 2,96% no decantador pós-lagoa sem recirculação (LAT) e 0,74% no decantador pós-lagoa com recirculação (LATR), tornando-o mais diluído no sistema com recirculação de biomassa. Os resultados de produtividade de biomassa (Tabela 3), obtidos com temperatura média de 26,5 °C, indicaram produtividade de 4,5 (9,0) gSSV/m² de biomassa na LAT e de 10,4 (16,2) gSSV/m² na LATR. Apesar da alta dispersão dos dados experimentais, expressa pelos IQRs (intervalo entre o 1º quartil e o 3º quartil), esses resultados se mostraram abaixo do valor reportado de 20,7 gSSV/m² (a 19,5 °C) em estudo apresentado por Vassalle *et al.* (2020) de uma lagoa sem recirculação e TDH de 4,5 dias. Porém, se mostraram próximos ao valor de 10,0 gSSV/m² em uma lagoa de alta taxa com recirculação com temperatura média de 23,7°C e TDH de 6 dias (Gutiérrez *et al.*, 2016). Os resultados de recuperação de biomassa e seus IQRs (Tabela 3) apresentaram valores de 47,5% (82,4%) para a lagoa sem recirculação e 79,3% (29,0%) para a lagoa com recirculação, os quais ficaram próximos, porém abaixo dos apresentados por Gutiérrez *et al.* (2016), que foram de 88,9% para a lagoa sem recirculação de biomassa e 92,6% para a lagoa com recirculação de biomassa. A análise estatística demonstrou diferença significativa (valor-p < 0,05) entre os sistemas das duas lagoas (sem e com recirculação) na recuperação de biomassa (valor-p = 0,0053).

Tabela 3 – Valores centrais de produtividade de biomassa e recuperação de biomassa na lagoa de alta taxa sem recirculação e com recirculação. Valores-p (teste Mann–Whitney U) entre as lagoas.

Variável (a 26,5 °C)	n	Sistema	Mediana (IQR)	Valor-p
ST Biomassa (%)	26	LAT	2,96 (1,19)	1,5E-06
		LATR	0,74 (1,32)	
Produtividade de biomassa (gSSV/m²)	30	LAT	4,47 (8,95)	0,059
		LATR	10,40 (16,22)	
Recuperação de biomassa (%)	23	LAT	47,49 (82,35)	0,0053
		LATR	79,28 (29,04)	

3.3 Desempenho dos sistemas frente às normas e diretrizes ambientais

Conforme a Tabela 4, a lagoa com recirculação foi mais eficiente, exibindo maior taxa de conformidade para DQO, SST e nitrogênio amoniacal perante a legislação de lançamento e reúso, em comparação com o sistema sem recirculação.

Os efluentes dos sistemas (lagoa + decantador) apresentaram baixos percentuais de atendimento (4,8% e 9,5%, para LAT e LATR, respectivamente) ao limite recomendado pela União Europeia (UE – 2020) para irrigação classe C (*E. coli* < 3,0 logs NMP/100 mL). No entanto, os percentuais de conformidade para o reúso foram superiores em categorias menos restritivas: 33,3% e 47,6%, para classe D da UE (2020), para irrigação irrestrita da Organização Mundial da Saúde (World Health Organization – WHO, 2006) e para uso na modalidade agrossilvipastoril do estado de Minas Gerais (DN CERH/MG nº65/2020).

Tabela 4 – Limites de parâmetros em normas ambientais e percentual de atendimento às referidas normas das amostras do efluente (EFL, proveniente do decantador da LAT sem recirculação) e do efluente R (EFLR, proveniente do decantador da LAT com recirculação).

Base normativa	DN COPAM-CERH nº08 (Minas Gerais, 2022) Lançamento. efluente			Diretiva 91/271/EEC (UE, 1991) Lançamento. efluente		DN CERH nº65 (MG, 2020) Reúso- agrossilvipastoril	Regulamento (UE) 2020/ 741 (UE, 2020) Reúso irrigação-Classe C *	Guia (WHO, 2006) (Reúso-irrigação restrita) Regulamento (UE) 2020/ 741 (UE, 2020) Reúso irrigação-Classe D **
Parâmetro	DQO (mgO_2/L)	SST (mg/L)	N-NH_3 (mg N/L)	DQO (mgO_2/L)	SST (mg/L)	*E. Coli*/ Coliformes Termotolerantes (Log NMP/100mL)	*E. coli* (Log NMP/100mL)	
Limite	180	100	20	125	35	4,0	3,0	4,0
Atend. EFL (%)	83,3	92,9	82,6	73,3	63,0	33,3	4,8	33,3
Atend. EFLR (%)	86,7	100,0	100,0	76,7	77,8	47,6	9,5	47,6

Fonte: Minas Gerais (2020; 2022); UE (1991; 2020).

* **Classe C:** culturas sem contato com a água tratada, culturas alimentares transformadas – cozidas ou industrializadas, culturas não-alimentares, incluindo usadas para ração de animais (UE, 2020).

** **Classe D:** culturas industriais, energéticas e produção de sementes (UE, 2020).

4 DISCUSSÃO

A recirculação foi de 0,8 L/d (1,2% da vazão de entrada), valor irrelevante para o dimensionamento da estrutura física das lagoas, mas que promoveu melhorias significativas na qualidade do efluente no sistema LATR seguida de decantador. A análise estatística indicou diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os efluentes dos decantadores das duas lagoas (LAT e LATR) para SST, nitrogênio amoniacal, clorofila-a, NTK, oxigênio dissolvido (nas lagoas), *Escherichia coli*, colífagos somáticos e F-específicos.

Parâmetros associados ao lodo, como sólidos totais e recuperação de biomassa, também apresentaram diferenças significativas entre os sistemas. Esses resultados confirmam a eficácia da recirculação como estratégia operacional para retenção de microalgas no sistema, resultando em efluentes mais clarificados, com menores concentrações de sólidos suspensos (Gutiérrez *et al.*, 2016; Park; Craggs; Shilton, 2011).

Os sistemas (lagoa e decantador) apresentaram altos índices de remoção de N-amoniacal, o que reduz sua possível toxicidade em um corpo hídrico ou no solo receptor (WHO, 2006) e atende aos padrões de lançamento e de corpo d'água receptor. No entanto, a volatilização pode reduzir a carga de nitrogênio disponível para o reúso agrícola, uma vez que parte do amoniacal, que poderia ser absorvido ou sofrer nitrificação e se converter em nitrato (forma também assimilável por algas), é volatilizado por dessorção para a atmosfera. A *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO, 1994) recomenda limites de nitrato na água de reúso para irrigação em três categorias de restrição de uso (resultando em escolha de cultura ou em manejo especial): concentração < 5 mg/L (sem restrição); 5 a 30 mg/L (leve a moderada) e > 30 mg/L (severa). Já as legislações estaduais brasileiras e o regulamento europeu (UE 2020/741) não citam o nitrogênio como parâmetro de controle de qualidade da água para reúso agrícola, o que pode indicar que sua remoção não é uma preocupação primária, e que sua presença pode, inclusive, ser desejável do ponto de vista agronômico.

Observou-se maior redução de *E. coli* em relação aos colífagos (somáticos e F-específicos), o que

se explica pelos diferentes mecanismos de inativação e resistência. As bactérias são, em geral, menos resistentes que os vírus, possivelmente devido a características estruturais como o maior tamanho (Grabow, 2004; Roldan-Hernandez; Boehm, 2023) e ausência de estruturas protetoras, como o capsídeo viral, que absorve e dissipa radiação UV (Wang *et al.*, 2015). Apesar da *E. coli* possuir mecanismos de reparo de DNA após danos por UV (Davies-Colley *et al.*, 2005; Sinton *et al.*, 2002), os colífagos apresentam menor taxa de inativação solar (Sinton *et al.*, 2002), evidenciando maior resistência. Esses resultados reforçam as limitações do uso exclusivo de *E. coli* como indicador de qualidade microbiológica. A inativação de microrganismos pela radiação solar em lagoas de alta taxa ocorre por danos diretos (fotobiológicos) e indiretos (foto-oxidativos endógenos e exógenos), cuja predominância depende da radiação, do tipo de microrganismo e das condições ambientais (Davies-Colley *et al.*, 2005; Dias; von Sperling, 2017; Sinton *et al.*, 2002; Verbyla; Mihelsic, 2015). A radiação UV-B (290 a 320 nm) causa danos diretos ao DNA, independentemente do oxigênio, sendo mais efetiva que os processos foto-oxidativos. Estes, por sua vez, envolvem a formação de espécies reativas de oxigênio (ROS), que danificam componentes externos (capsídeo, membranas) e internos (material genético) dos microrganismos. Os processos indiretos endógenos (UV-A/UV-B) e exógenos (UV e visível) são mais lentos e dependem de oxigênio dissolvido e, no caso dos exógenos, de substâncias húmicas (Dias; von Sperling, 2017). O pH elevado (>9) também potencializa a desinfecção, reduzindo a resistência microbiana e intensificando a formação de ROS (Curtis; Mara; Silva, 1992; Dias; von Sperling, 2017).

Em lagoas rasas, as radiações UV-A e UV-B penetram até cerca de 10 cm, limitando a desinfecção em sistemas mais profundos, enquanto a radiação fotossinteticamente ativa (faixa visível de 400 a 700 nm) atinge até 30 cm, favorecendo a fotossíntese e a oxigenação (Dias; von Sperling, 2017). Por último, enquanto a faixa UV-B representa somente 0,2% da radiação solar total que atinge a superfície terrestre ao meio-dia, a UV-A (320 a 400 nm) e a luz visível (400 a 700 nm) correspondem a 5% e 50%, respectivamente (Shilton, 2005). Assim, as radiações UV-A e visível, embora menos eficientes, contribuem de forma relevante para inativação dos microrganismos devido à sua maior incidência, atuando por meio de processos de foto-oxidação (Sinton *et al.*,2002). Neste sentido, os baixos valores médios de OD e pH registrados às 11 horas nas lagoas possivelmente limitaram as reações foto-oxidativas, acarretando reduções modestas de *E. coli*, colífagos F-específicos e somáticos observadas em comparação com valores reportados em sistemas similares (Espinosa *et al.*, 2021; Young; Taylor; Fallowfield, 2017).

Outro fator que pode ter limitado a inativação de *E. coli* e colífagos foi o TDH reduzido. As lagoas de alta taxa operam eficientemente com TDHs entre 3 e 10 dias (Buchanan, 2014; Magalhães *et al.*, 2024). O TDH de 3 dias utilizado, inferior ao dos trabalhos comparados (> 5 dias), pode ter reduzido o tempo de exposição dos microrganismos à radiação solar. Além disso, o TDH limita a atividade algal (Alemu; Gemechu, Gebrehiwot, 2018; Magalhães *et al.*, 2024; Buchanan, 2014), o que pode explicar as baixas produtividades de biomassa e menores concentrações de OD e pH, resultando em menores remoções microbiológicas através de processos foto-oxidativos.

Os efluentes dos sistemas (lagoa + decantador) LAT e LATR obtiveram baixo atendimento aos limites de padrão de qualidade (parâmetro *E. coli)* para irrigação classe C (culturas alimentares e não-alimentares) do regulamento da UE (2020). No entanto, em especial o sistema da LATR seguida de decantador alcançou percentuais razoáveis para irrigação irrestrita recomendada pela WHO (2006), para classe D (culturas

industriais, energéticas e para produção de sementes) da UE (2020), e para uso na modalidade agrossilvipastoril do estado de Minas Gerais (DN CERH/MG 65/2020). Contudo, ressalta-se que o atendimento às normas e orientações da WHO (2006) e da UE (2020) não se limita apenas ao padrão de qualidade. Também exigem a avaliação de desempenho e monitoramento da eficiência do tratamento através de metas de redução logarítmica para outros microrganismos e indicadores de patógenos. A WHO (2006) utiliza Rotavírus (para vírus), *Cryptosporidium* (para protozoários e helmintos) e *Campylobacter* (para bactérias). Da mesma maneira, o regulamento da UE (UE 2020/741) exige a validação e o monitoramento do desempenho do tratamento, utilizando colífagos (para vírus), esporos de *Clostridium perfringens* ou bactérias redutoras de sulfatos formadoras de esporos (para protozoários). A categoria irrigação Classe C não exige o monitoramento de colífagos (somente para Classe A), porém, a remoção log de 6 unidades para colífagos deve ser atendida na fase de validação do sistema, independente do tipo de uso. Apesar do desempenho inferior do sistema LAT seguida de decantador em praticamente todos os parâmetros avaliados, os dois sistemas se mostraram adequados como tratamento terciário em contextos voltados ao uso do efluente para irrigação de culturas não alimentares menos exigentes ou apenas para lançamento em corpos hídricos. Para aplicações que demandem maior desinfecção, o sistema poderia ter suas condições operacionais otimizadas, por exemplo, por meio do aumento do tempo de detenção hidráulica (TDH).

5 CONCLUSÕES

Os resultados deste estudo demonstraram que a recirculação de biomassa algal em lagoas de alta taxa operadas como pós-tratamento de reatores UASB em sistemas de tratamento de esgoto promoveu melhorias significativas na qualidade do efluente final, especialmente em relação à remoção de sólidos, nitrogênio amoniacal e redução de indicadores de patógenos (*E. coli* e colífagos). Em consonância, esta estratégia se demonstrou eficaz na retenção de biomassa no sistema (lagoa seguida de decantador), favorecendo a sedimentação de algas.

As diferenças observadas na redução dos microrganismos analisados (*E. coli* e colífagos), particularmente a maior redução de *E. coli* em relação aos colífagos, evidenciam as diferenças entre bactérias e vírus em termos de resistências estruturais e mecanismos de inativação, validando a importância da utilização de indicadores virais para uma avaliação mais abrangente da qualidade microbiológica do efluente.

O baixo desempenho de redução de *E. coli* e colífagos nas lagoas de alta taxa evidencia a relevância dos processos foto-oxidativos em lagoas, assim como a importância da produtividade de microalgas para o processo de desinfecção. Os índices de remoção de DQO, sólidos e nitrogênio amoniacal, e de redução de indicadores de patógenos (*E. coli* e colífagos) consolidam a lagoa de alta taxa como uma alternativa de simples operação para tratamento terciário. Contudo, os efluentes de ambas as lagoas não atingiram padrões microbiológicos satisfatórios para irrigação generalizada, sendo mais adequados para categorias de reúso com menores exigências sanitárias ou aprimoramento de seus parâmetros operacionais para seu uso em irrigação de culturas alimentares.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Bento RFP, Mota Filho CR; **Metodologia:** Bento RFP; **Investigação (coleta de dados e operação do sistema):** Bento RFP, Ramos A, Rodrigues LT; **Análises laboratoriais:** Bento RFP, Ramos A, Rodrigues LT; **Análise formal dos dados:** Bento RFP; Redação: Bento RFP, Mota Filho CR; **Supervisão:** Mota Filho CR.

7 REFERÊNCIAS

ALEMU, M. L.; GEMECHU, T.; GEBREHIWOT, M. Removal of organic pollutants from municipal wastewater by applying high-rate algal pond in Addis Ababa, Ethiopia. **Environmental Science and Pollution Research**, [*s. l.*], v. 5, n. 2, p. 89-102, 2018.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed. Baltimore: APHA, 2012.

BEAUDEQUIN, D. *et al.* Modelling microbial health risk of wastewater reuse: a systems perspective. **Environment International**, [*s. l.*], v. 80, p. 8-18, 2015.

BUCHANAN, N. et al. Comparing the performance of a high rate algal pond with a waste stabilisation pond in rural South Australia. **Water Science and Technology**, [*s. l.*], v. 70, n. 6, p. 1022-1029, 2014.

BUCHANAN, N. *et al.* Comparison of the treatment performance of a high rate algal pond and a facultative waste stabilisation pond operating in rural South Australia. **Water Science and Technology**, [*s. l.*]. v. 78, n. 6, p. 1269-1279, 2018.

CATALDO, D. A. *et al.* Rapid colorimetric determination of nitrate in plant tissue by nitration of salicylic acid. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, [*s. l.*], v. 6, p. 71-80, 1975.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Norma técnica L5.306**: determinação de clorofila a e feofitina a: método espectrofotométrico. 3. ed. São Paulo: CETESB, 2014.

CHAMBONNIÈRE, P.; BRONLUND, J.; GUIEYSSE, B. Escherichia coli removal during domestic wastewater treatment in outdoor high rate algae ponds: long-term performance and mechanistic implications. **Water Science and Technology**, [*s. l.*], v. 82, n. 6, p. 11661175, 2020.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 2. ed., ampliada e atualizada. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2019. v. 5.

CHERNICHARO, C. A. L. *et al.* Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário – Parte 1: tópicos de interesse. **Revista DAE**, São Paulo, n. 214, ed. especial, nov. 2018.

CRAGGS, R. J.; SUTHERLAND, D.; CAMPBELL, H. Hectare-scale demonstration of high rate algal ponds for enhanced wastewater treatment and biofuel production. **Journal of Applied Phycology**, [*s. l.*], v. 24, p. 329-337, 2012.

CRAGGS, R. J. *et al.* Modelling sunlight disinfection in a high rate pond. **Ecological Engineering**, [*s. l.*], v. 22, p. 113–122, 2004. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.03.001

CRAGGS, R. *et al.* High rate algal pond systems for low-energy wastewater treatment, nutrient recovery and energy production. **New Zealand Journal of Botany**, [*s. l.*], v. 52, n. 1, p. 60–73, Jan. 2014.

CURTIS, T. P.; MARA, D. D.; SILVA, S. A. Influence of pH, oxygen, and humic substances on ability of sunlight to damage fecal coliforms in waste stabilization pond water. **Applied and Environmental Microbiology**, [*s. l.*], v. 58, n. 4, p. 1335-1343, 1992.

DAVIES-COLLEY, R. J. *et al.* Virus removal in a pilot-scale "advanced" pond system as indicated by somatic and F-RNA bacteriophages. **Water Science and Technology**, [*s. l.*], v. 51, n. 12, p. 107-110, 2005.

DE GODOS, I. *et al.* Evaluation of High Rate Algae Ponds for treatment of anaerobically digested wastewater: Effect of CO_2 addition and modification of dilution rate. **Bioresource Technology**, [*s. l.*], v. 220, p. 253-261, 2016.

DIAS, D. F. C.; VON SPERLING, M. Solar radiation (PAR, UV-A, UV-B) penetration in a shallow maturation pond operating in a tropical climate. **Water Science and Technology**, [*s. l.*], v. 76, n. 1, p. 182-191, 2017.

ESPINOSA, M. F.; MOTA FILHO, C. R. R. Roteiros para análises e determinações em amostras de esgoto. **Cadernos Técnicos de Engenharia Sanitária e Ambiental**, [*s. l.*], v. 2, n. 4, p. 27-32, 2022.

ESPINOSA, M. F. *et al.* Reduction and partitioning of viral and bacterial indicators in a UASB reactor followed by high rate algal ponds treating domestic sewage. **Science of the Total Environment**, [*s. l.*], v. 760, 144309, 2021.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Water quality for agriculture**. Rome: FAO, 1985. (FAO Irrigation and Drainage Paper, 29). Rev. 1994.

GRABOW, W. O. K. Bacteriophages: update on application as models for viruses in water. **Water SA**, [*s. l.*], v. 27, n. 2, p. 251-268, 2004.

GUTIÉRREZ, R. *et al.* Microalgae recycling improves biomass recovery from wastewater treatment high rate algal ponds. **Water Research**, [*s. l.*], v. 106, p. 539-549, 2016.

HERNÁNDEZ-DELGADO, E. A.; TORANZOS, G. A. In situ replication studies of somatic and male-specific coliphages in a tropical pristine river. **Water Science and Technology**, [*s. l.*], v. 31, n. 5-6, p. 247-250, 1995.

JOFRE, J. *et al.* Coliphages as model organisms in the characterization and management of water resources. **Water**, [*s. l.*], v. 8, n. 5, p. 199, 2016.

KING, A. M. Q. *et al.* (Orgs.). **Virus taxonomy**: ninth report of the International Committee on Taxonomy of Viruses. San Diego: Elsevier Academic Press, 2011.

LEONG, Y. K.; HUANG, C. Y.; CHANG, J. S. Pollution prevention and waste phycoremediation by algal-based wastewater treatment technologies: the applications of high-rate algal ponds (HRAPs) and algal turf scrubber (ATS). **Journal of Environmental Management**, [*s. l.*], v. 296, 113193, 2021.

LIMA, M. *et al*. Water reuse potential for irrigation in Brazilian hydrographic regions. **Water Suply**, [*s. l.*], v. 21, n. 6, p. 2799-2810, 2021.

MAGALHÃES, I. B. *et al*. Advancements in high-rate algal pond technology for enhanced wastewater treatment and biomass production: a review. **Journal of Water Process Engineering**, [*s. l.*], v. 66, 105929, 2024.

MCMINN, B. R.; ASHBOLT, N. J.; KORAJKIC, A. B. Bacteriophages as indicators of fecal pollution and enteric virus removal. **Letters in Applied Microbiology**, [*s. l.*], v. 65, n. 1, p. 11-26, 2017.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental. Conselho Estadual de Recursos Hídricos. **Deliberação Normativa COPAM/CERH nº 08, de 2022**. Belo Horizonte, 2022.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Recursos Hídricos. **Deliberação Normativa CERH-MG nº 65, de 16 de junho de 2020**. Belo Horizonte, 2020.

MOMBA, M. *et al*. Using indicators to assess microbial treatment and disinfection efficacy. *In*: ROSE, J. B.; JIMÉNEZ-CISNEROS, B. (eds.). **Global Water Pathogen Project**. East Lansing: UNESCO; Michigan State University, 2019. p. 3-29.

PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J.; SHILTON, A. N. Recycling algae to improve species control and harvest efficiency from a high rate algal pond. **Water Research**, [*s. l.*], v. 45, n. 20, p. 6637-6649, 2011.

ROCK, C. M. *et al*. Review of water quality criteria for water reuse and risk-based implications for irrigated produce under the FDA Food Safety Modernization Act, produce safety rule. **Environmental Research**, [*s. l.*], v. 172, p. 616-629, 2019.

ROLDAN-HERNANDEZ, L.; BOEHM, A. B. Adsorption of respiratory viruses and bacteriophage MS2 to wastewater solids. **Water Research**, [*s. l.*], v. 232, 119708, 2023.

ROSA-MACHADO, A. T. *et al*. Nota Técnica 5 – Lagoas de alta taxa como opção viável para o tratamento de esgoto sanitário no contexto brasileiro. **Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental**, [*s. l.*], v. 2, n. 3, p. 59-71, 2022.

SANTOS, A. S. P.; LIMA, M. A. M. Nota técnica 2: aspectos legais relacionados ao reúso de águas como diretriz de institucionalização da prática no Brasil. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, [*s. l.*], v. 2, n. 3, p. 15-27, 2022

SHILTON, A. (ed.). **Pond treatment technology**. London: IWA Publishing, 2005.

SINTON, L. W. *et al*. Sunlight inactivation of fecal indicator bacteria and bacteriophages from waste stabilization pond effluent in fresh and saline waters. **Applied and Environmental Microbiology**, [*s. l.*], v. 68, n. 3, p. 1122-1131, 2002.

UNIÃO EUROPEIA. Council Directive 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning urban wastewater treatment. **Official Journal of the European Communities**, [*s. l.*], L135, p. 40-52, 1991.

UNIÃO EUROPEIA. Parlamento Europeu; Conselho da União Europeia. Regulamento (UE) 2020/741. **Jornal Oficial da União Europeia**, [*s. l.*], L 177, p. 32-55, 2020.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guidelines for water reuse**. Washington, DC: USEPA, 2012.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Method 1602: Male-specific (F+) and somatic coliphage in water by single agar layer (SAL) procedure**. Washington, DC: USEPA, 2001.

VASSALLE, L. *et al*. Removal of pathogens and indicators in high rate algal ponds treating urban wastewater. **Water**, [*s. l.*], v. 12, n. 9, 2658, 2020.

VERBYLA, M. E.; MIHELCIC, J. R. A review of virus removal in wastewater treatment pond systems. **Water Research**, [*s. l.*], v. 71, p. 107-124, 2015.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2021.

VON SPERLING, M.; VERBYLA, M. E.; OLIVEIRA, S. M. **Assessment of Treatment Plant Performance and Water Quality Data**: A Guide for Students, Researchers and Practitioners. [*S. l.*]: IWA Publishing, 2020.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 4. ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2014.

WANG, D. *et al*. The impact of capsid proteins on virus removal and inactivation during water treatment processes. **Journal of Environmental Engineering**, [*s. l.*], v. 141, n. 11, p. 04015024, 2015.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater**. Geneva: WHO, 2006.

YOUNG, P.; TAYLOR, M.; FALLOWFIELD, H. J. High rate algal ponds: flexible systems for sustainable wastewater treatment. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, [*s. l.*], v. 33, n. 6, p. 1-13, 2017.