

## Cinética do decaimento bacteriano no tratamento de águas residuárias para fins agrícolas no Semiárido brasileiro

Kinect of bacterial decay in wastewater treatment for agricultural reuse in the Brazilian semiarid region

George Rodrigues Lambais<sup>1</sup>, Mariana Medeiros Batista<sup>2</sup> & Silvânia Lucas dos Santos<sup>3</sup>

**Resumo:** O esgoto doméstico constitui uma potencial fonte de água no Semiárido Brasileiro (SAB), inclusive para as atividades agrícolas. Entretanto, é necessária a utilização de tecnologias de tratamento que garantam um efluente com características adequadas para uso na irrigação de culturas agrícolas, especialmente os padrões microbiológicos. O objetivo desse estudo foi avaliar o decaimento da população de *Escherichia coli* em lagoas de polimento utilizadas como unidades de pós-tratamento de diferentes tipos de águas residuárias do SAB em reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). O decaimento bacteriano foi avaliado em lagoas de polimento (LP) que recebiam efluentes digeridos de reatores UASB alimentados com: esgoto total produzido em uma Instituição Pública (LP1), água cinza (LP2) e esgoto doméstico (LP3), sendo os dois últimos produzidos em residências localizadas na zona rural do município de Cubati, estado da Paraíba. As lagoas, com profundidade de 0,8 m, operaram em escala real e com um tempo de detenção hidráulica de 5 dias, seguindo o regime de bateladas sequenciais. Para os testes, foram montados protótipos das lagoas LP2 e LP3 no laboratório. Observa-se que na lagoa LP1 a constante de decaimento da população de *E. coli* foi de 1,28 d<sup>-1</sup>, enquanto que nas lagoas LP2 e LP3 essa constante foi 1,05 e 0,62 d<sup>-1</sup>, respectivamente. A eficiência de remoção de *E. coli* em LP1 foi de 3,2 unidades logarítmicas (99,9%), em LP2 foi de 2,6 (99,7%) e LP3 foi de 1,6 (97,4%). O número mais provável de *E. coli* nos efluentes finais foi de 100, 970 e 17.000 células por 100 mL para LP1, LP2 e LP3, respectivamente. Conclui-se que o uso de lagoas de polimento como unidades de tratamento de efluentes do reator UASB, alimentado com diferentes tipos de águas residuárias no SAB, demonstra ser uma alternativa viável para obtenção de efluentes com características bacteriológicas que atendam aos requisitos para reúso agrícola.

**Palavras-chave:** Coliformes; *Escherichia coli*; Efluente anaeróbio.

**Abstract:** Domestic sewage is a potential source of water in the Brazilian semiarid, including for agricultural activities. However, it is necessary to use treatment technologies that guarantee an effluent with characteristics suitable for use in the irrigation of agricultural crops, especially microbiological standards. The aim of the study was to evaluate the decay of the *Escherichia coli* population in polishing ponds used as post-treatment units for different types of Brazilian semiarid wastewater in UASB reactors (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). Bacterial decay was evaluate in ponds that received digested effluents from UASB reactors fed with: sewage produced in a Public Institution (LP1), grey water (LP2) and domestic sewage (LP3), the last two produced in residences located in rural areas from the city of Cubati, Paraíba state. The ponds operated on full scale, in a sequential batch regime, with a hydraulic detention time of 5 days and a depth of 0.8 m. For the tests, prototypes of the LP2 and LP3 ponds were assemble in the laboratory. We observed that in the LP1 pond the decay constants of the *E. coli* population was 1.28 d<sup>-1</sup>, while in the LP2 and LP3 ponds this constant was 1.05 and 0.62 d<sup>-1</sup>, respectively. The removal efficiency of *E. coli* in LP1 was 3.2 logarithmic units (99.9%), in LP2 it was 2.6 (99.7%) and LP3 was 1.6 (97.4%). The most probable number of *E. coli* in the final effluents was 100, 970 and 17000 cells per 100 mL for LP1, LP2 and LP3, respectively. We conclude that the use of polishing ponds as effluent treatment units for the UASB reactor, fed with different types of wastewater in the Brazilian semiarid, proved to be a viable alternative for obtaining effluents with bacteriological characteristics that meet the requirements for agricultural reuse.

**Keywords:** Anaerobic effluent; Coliforms; *Escherichia coli*.

<sup>1</sup>Instituto Nacional do Semiárido (INSA/MCTI), Campina Grande, Paraíba, Brasil. E-mail: george.lambais@insa.gov.br

<sup>2</sup>Universidade Federal do Amazonas (UFAM), Itacoatiara, Amazonas, Brasil. E-mail: mariana.batista@ufam.edu.br

<sup>3</sup>Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), Natal, Rio Grande do Norte, Brasil. E-mail: silvania@ct.ufrn.br



## INTRODUÇÃO

Em localidades que apresentam déficits hídricos, especialmente regiões áridas e semiáridas, a água constitui um elemento essencial para o desenvolvimento de diversas atividades humanas, inclusive para a agricultura; com isso, a busca por fontes alternativas deste recurso se torna uma necessidade (HESPANHOL, 2002). O esgoto doméstico constitui uma fonte de água não convencional e contínua de água que, caso seja coletado e tratado de forma adequada, poderia satisfazer atender uma parcela importante dessa demanda, além de contribuir substancialmente para a redução dos impactos ambientais. Segundo levantamento realizado por Medeiros et al. (2014), no Semiárido Brasileiro (SAB) se produz um total de 423,3 milhões de m<sup>3</sup> ano<sup>-1</sup> de esgoto nas sedes municipais, sendo que deste total, apenas 21% possui algum tipo de tratamento, enquanto que o volume restante é lançado diretamente, sem tratamento prévio, em corpos d'água receptores. Na área rural, onde existem cerca 1,8 milhões de propriedade rurais, totalizando uma área de aproximadamente 52 mil hectares (MEDEIROS, 2018), a infraestrutura de coleta e tratamento de esgoto é ainda mais precária e, muitas vezes, inexistente.

Nas últimas décadas, o reúso de água na agricultura vem sendo usado, direta ou indiretamente, em muitas áreas semiáridas do mundo, como, por exemplo, na África, América Central, sul da Europa e sul da Ásia (PEDRERO et al., 2010). No Brasil, diversos estudos demonstraram a viabilidade do reúso de esgoto doméstico tratado na agricultura como alternativa estratégica para a produção de cultivos agrícolas, principalmente espécies frutíferas (BATISTA et al., 2017; COSTA et al., 2014; FEITOSA et al., 2009; SALES et al., 2019). Iniciativas de reúso de águas, em especial no nordeste brasileiro, existem como uma necessidade imposta pelas condições sociais, econômicas e até ambientais da região, entretanto muitas das vezes ocorrem de forma não planejada (SCHAER-BARBOSA et al., 2014). Todavia, a utilização desse tipo de água na agricultura deve ser realizada de forma criteriosa e bem monitorada, requerendo, além da qualidade físico-química, requisitos de qualidade sanitária, em especial em termos de remoção de *Escherichia coli*, que atendam aos critérios recomendados pela Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006). Os indicadores bacteriológicos utilizados para esse tipo de monitoramento pertencem ao grupo dos Enterococos e da família Enterobacteriaceae, onde os coliformes termotolerantes são os mais utilizados. A *E. coli* é a única espécie termotolerante cujo habitat exclusivo é o intestino humano e de animais homeotérmicos, com concentrações elevadas, sendo considerada o mais específico indicador de contaminação fecal e de possível existência de outros organismos patogênicos, conforme descrito nas legislações vigentes no país (BRASIL, 2005; 2017). Nesse sentido, o uso de tecnologias de tratamentos que busquem adequar a qualidade dos esgotos de diferentes fontes geradoras aos

padrões estabelecidos para o reúso agrícola e que possa ser empregada em diferentes escalas se tornam necessárias.

O tratamento anaeróbio de esgotos sanitários no Brasil encontra condições favoráveis devido às suas características ambientais, tendo em vista que esses sistemas operam com melhor desempenho em regiões de clima quente, onde as bactérias e arqueas metanogênicas responsáveis pelos processos de tratamento são mais efetivas para temperaturas superiores a 20 °C, condições encontradas em todo o semiárido brasileiro. Processos que utilizam a combinação de reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) com lagoas de polimento (LP) é considerada uma opção viável para o tratamento de efluentes domésticos devido, dentre outros aspectos, à simplicidade, baixo custo e robustez destas unidades (MARA, 2004; VAN HAANDEL & VAN DER LUBBE, 2019). Os reatores UASB são unidades que contribuem de forma considerável para a redução do material orgânico e dos sólidos suspensos dos esgotos domésticos (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994). O efluente obtido é lançado diretamente nas lagoas de polimento, que são projetadas prioritariamente para atuar na remoção de patógenos, conseguindo obter bons resultados na desinfecção de efluentes de reatores UASB, sendo capazes de remover acima de 4 unidades logarítmicas de coliformes termotolerantes (ou seja, 99,99%) e todos os ovos de helmintos em um tempo relativamente curto (CAVALCANTI, 2009).

A elevada eficiência, em termos de remoção bacteriana, é consequência de uma combinação de diferentes fatores e mecanismos (LIU et al., 2016), que resultam no estabelecimento de condições ambientais adversas à sobrevivência dos patógenos nas lagoas, tais como elevados valores de pH, altas concentrações de oxigênio dissolvido, intensa radiação solar, elevada temperatura, presença de toxinas produzidas por algas e outras, como predação e competição (MASCARENHAS et al., 2004; BOLTON et al., 2010; DIAS et al., 2017). Vale destacar que estes mecanismos se tornam mais ou menos efetivos de acordo com a configuração física e a hidrodinâmica das lagoas.

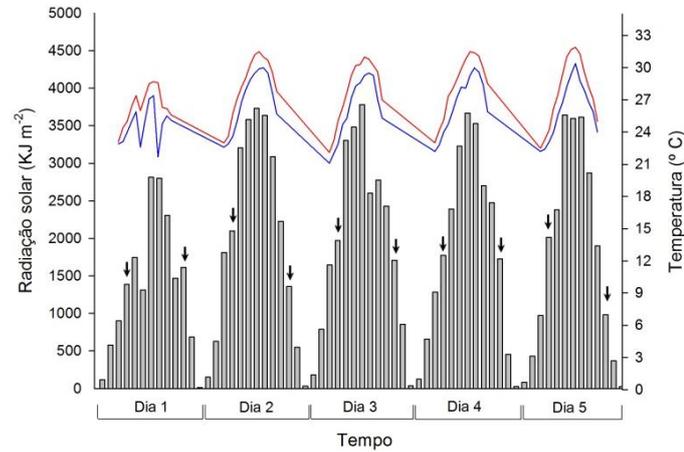
Diante do exposto, o presente estudo objetivou avaliar o decaimento bacteriano em lagoas de polimento, operadas em regime de batelada sequencial, tratando efluente de reator UASB provenientes de diferentes fontes de esgoto no semiárido brasileiro, visando à obtenção de um efluente com potencial para o reúso agrícola irrestrito.

## MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado no município de Campina Grande, Estado da Paraíba (7°16'36.8"S; 35°58'01.2"O), durante um período de cinco dias no mês de fevereiro de 2019. As variáveis climáticas de radiação solar e

temperatura, a cada hora, durante a condução do experimento são apresentadas na Figura 1.

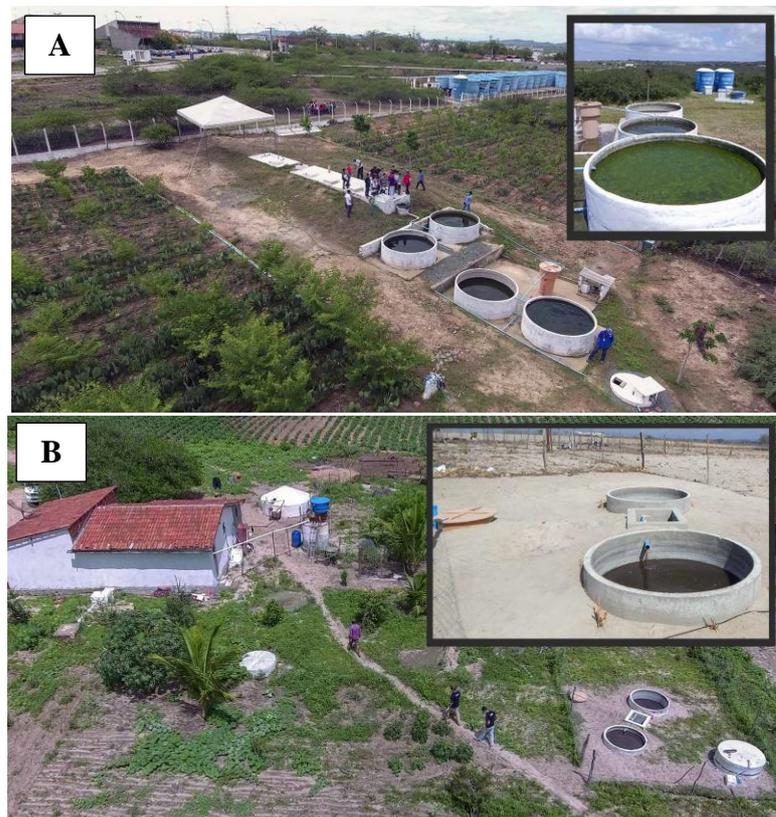
Figura 1 – Resultados das variáveis climáticas durante o experimento. Colunas sólidas representam a radiação solar entre as 5:00 e 18:00 h. Linhas vermelha e azul representam a temperatura máxima e mínima, respectivamente. Setas demonstram os horários de coletas das amostras.



O decaimento bacteriano, em termos de *Escherichia coli* (*E. coli*), foi analisado em lagoas de polimento de bateladas sequenciais que recebiam efluentes digeridos de reatores UASB com configuração modificada, conforme proposta por Santos et al. (2016), alimentados com diferentes tipos de águas residuárias, sendo: (i) esgoto

produzido nas dependências do Instituto Nacional do Semiárido (INSA/MCTIC), localizado no município de Campina Grande/PB; (ii) águas cinza e (iii) esgoto doméstico produzidos em residências localizadas na zona rural do município de Cubati/PB, conforme demonstrado na Figura 2.

Figura 2 – Sistema de tratamento de águas residuárias no INSA, com detalhe para as lagoas de polimento (A); sistema de tratamento em escala familiar na zona rural do semiárido paraibano, com destaque para as lagoas de polimento (B).



Fotos: Felipe Lavorato, INSA.

Para melhorar a descrição do experimento, o mesmo será apresentado em duas etapas, onde os sistemas projetados e operados nestas foram monitorados simultaneamente.

Etapa I – Os experimentos desta etapa foram realizados em uma lagoa de polimento (LP1) que tratava o esgoto produzido nas dependências do INSA, com as seguintes características estruturais: construção em concreto armado, 3 m de diâmetro interno, 80 cm de profundidade, área superficial de 7 m<sup>2</sup> e volume útil de 5.600 litros.

Etapa II – Esse experimento foi realizado para analisar o comportamento do decaimento bacteriano em dois tipos de efluentes distintos: um proveniente de uma unidade de tratamento unifamiliar onde apenas as águas cinza eram coletadas e tratadas no sistema UASB-LP; e o segundo onde o sistema UASB-LP tratava o esgoto doméstico total produzido na residência. Ambos os sistemas unifamiliares

já estavam em operação e sendo monitorados há mais de um ano, sendo projetados para tratar uma vazão máxima de 1,0 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>. Para essa etapa, foram montados protótipo de lagoas (LP2 e LP3), na Estação Experimental do INSA, conforme as seguintes características estruturais: material em PVC, 25 cm de diâmetro interno, 80 cm de profundidade, 0,049 m<sup>2</sup> de área superficial e volume útil de 40 litros. Os efluentes analisados foram coletados nos reatores UASB instalados nas residências rurais e transportados para a execução dos ensaios nos protótipos. Esses efluentes foram analisados desta forma para facilitar o monitoramento e as análises dos parâmetros que foram coletados em distintos horários do dia, sem prejudicar os ensaios, bem como a rotina de operação dos sistemas nas famílias.

As principais características dos afluentes (efluentes dos reatores UASB) às unidades experimentais (lagoas de polimento) podem ser observadas na Tabela 1.

Tabela 1 – Características físico-químicas e bacteriológicas dos afluentes às lagoas de polimento.

	LP1	LP2	LP3
Sólidos totais (mg L <sup>-1</sup> )	20	30	55
DBO (mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	260	960	720
DQO (mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	403	2932	4121
Nitrogênio amoniacal (mgNH <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	47	22	354
Fósforo total (mgPO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> .L <sup>-1</sup> )	4,3	5,6	50,3
CT (NMP por 100 mL)	5,1x10 <sup>6</sup>	1,2x10 <sup>7</sup>	1,8x10 <sup>6</sup>
<i>E. coli</i> (NMP por 100 mL)	1,6x10 <sup>5</sup>	3,9x10 <sup>5</sup>	6,9x10 <sup>5</sup>

DBO – demanda bioquímica de oxigênio; DQO – demanda química de oxigênio; CT – coliformes totais; NMP – número mais provável.

As amostras foram coletadas diariamente em dois horários (09h e 16h), onde foram avaliados os parâmetros físico-químicos: pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e temperatura. Nas coletas das amostras microbiológicas foram utilizados sacos estéreis de 100 mL, do tipo Whirl-Pak (Nasco, Fort Atkinson, WI). Os sacos de coleta foram identificados quanto ao tipo de amostra, origem, data e hora e, em seguida, transportados, sob condições de refrigeração utilizando-se uma caixa isotérmica contendo gelo. Todo o procedimento foi realizado de acordo com plano de amostragem descrito no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017). As amostras foram

encaminhadas ao Laboratório de Microbiologia Ambiental do INSA, onde foram processadas para análises bacteriológicas através do teste Colilert®, utilizando a tecnologia do substrato definido (TSD).

Os coliformes totais e *E. coli* foram quantificados através da técnica Colilert Quanti-Tray/2000 (IDEXX Laboratories, Inc., Westbrook, ME). Alíquotas das amostras coletadas foram diluídas em frascos esterilizados, contendo uma solução de água fosfatada tamponada, seguido da adição do reagente e agitação até a total diluição. Em seguida, foram adicionados 100 mL da mistura nas cartelas Quanti-Tray/2000 e as mesmas fechadas na seladora Quanti-Tray Sealer. As cartelas foram

incubadas a 35 °C durante 24 horas. Após a incubação, os poços da cartela com coloração amarelo e fluorescente, sob iluminação UV (365 nm), foram contados como positivos para coliformes totais e *E. coli*, respectivamente. Todas as quantificações foram realizadas usando o sistema baseado em número mais provável (NMP).

Os dados obtidos dos experimentos foram plotados em um gráfico que correlacionou concentração de *E. coli* e tempo de exposição. A constante de decaimento bacteriano foi obtida pela Lei de Chick que considera que o decaimento bacteriano segue uma reação de primeira ordem, sendo proporcional à concentração inicial de microrganismos, conforme Equação 01.

$$\frac{dN}{dt} = -kN \quad (1)$$

Para lagoas de polimento em batelada sequenciais o decaimento é favorecido, aproximando-se daquele que ocorre em lagoas com regime hidráulico de fluxo em pistão (CAVALCANTI, 2009). Sendo assim, a solução da Equação 01 pode ser descrita conforme Equação 2.

$$\frac{N_e}{N_i} = e^{-kt} \quad (2)$$

Aplicando-se o logaritmo natural, tem-se a equação linear na forma da Equação 03, em que a constante de decaimento  $k$  corresponde à inclinação da reta.

$$\ln(N_e) = -kt + \ln(N_i) \quad (3)$$

Em que:

$N$  = Concentração de *E. coli* (EC 100 mL<sup>-1</sup>)

$N_e$  = Concentração de *E. coli* no efluente (EC 100 mL<sup>-1</sup>)

$N_i$  = Concentração de *E. coli* no afluente (EC 100 mL<sup>-1</sup>)

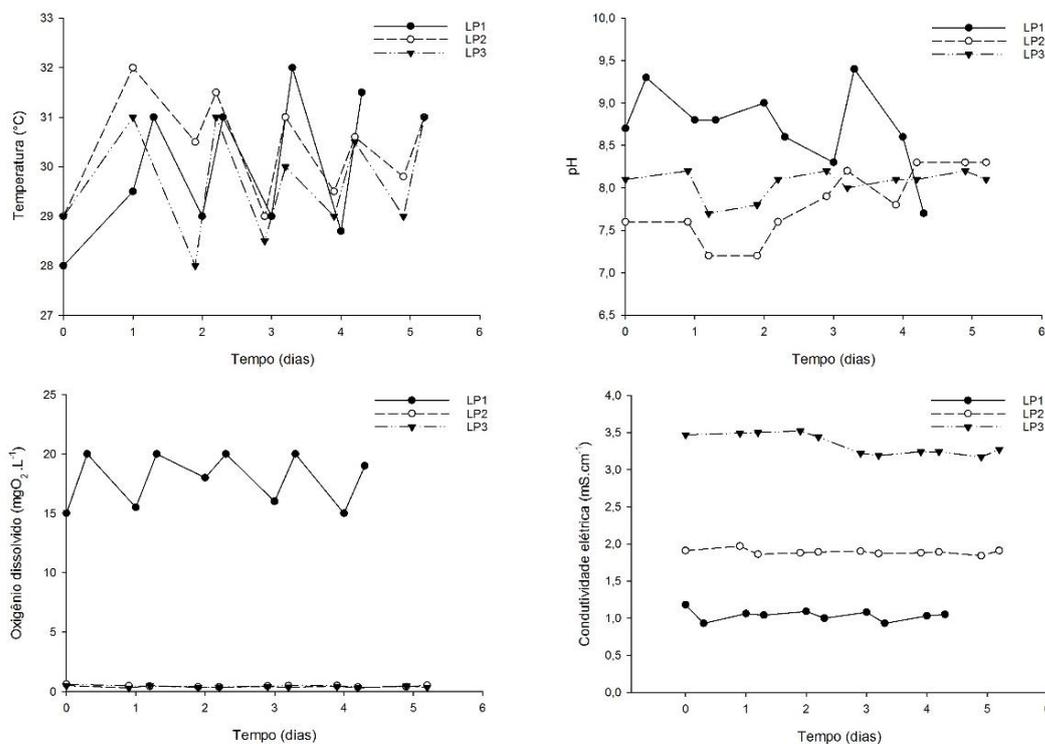
$k$  = constante de decaimento bacteriano

$t$  = tempo (dia)

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Figura 3 são apresentados os resultados dos parâmetros físico-químicos monitorados nas lagoas de polimento durante o estudo. As temperaturas médias dos efluentes foram de 30, 29,7 e 30,4 °C para LP1, LP2 e LP3, respectivamente.

Figura 3 – Resultados dos parâmetros físico-químicos nas lagoas durante cada coleta de amostras. (A) Temperatura, (B) pH, (C) Oxigênio Dissolvido – OD e (D) condutividade elétrica – CE.



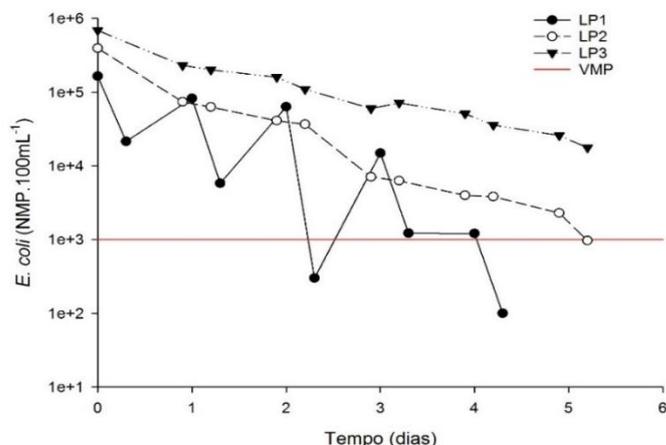
Foi possível observar variações de temperaturas nos efluentes de 2 a 4 °C entre os intervalos das coletas em todas as lagoas de polimento. Os valores de pH dos efluentes mantiveram-se acima de 7,0 em todas as lagoas durante o monitoramento, onde as médias de pH nas lagoas variaram entre 7,8 e 8,7. As médias de concentrações de OD em LP2 e LP3 foram extremamente baixas, com valores de 0,5 e 0,4 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. Em contrapartida, o valor médio de OD em LP1 foi 17,8 mg L<sup>-1</sup>. Os valores médios de CE permaneceram estáveis em todas as lagoas durante o experimento, com valores médios de 1, 1,9 e 3,3 mS cm<sup>-1</sup> para LP1, LP2 e LP3, respectivamente. A partir desses resultados é possível observar que LP1 apresentou condições de temperatura, pH e oxigênio dissolvido mais favoráveis a um melhor decaimento bacteriano em relação a LP2 e LP3. Estudos relataram que o aumento do pH, acima de 7, é um dos principais fatores que influenciam a inativação de coliformes e, conseqüentemente, no decaimento de *E. coli* (MAYO, 1995; DAVIES-COLLEY, 1999; MOREIRA et al., 2009).

Na Figura 4 é possível observar o decaimento de *E. coli* nas lagoas de polimento avaliadas. Com o tempo de detenção hidráulica (TDH) de 5 dias, a remoção de *E. coli* para LP2 e LP3 foi de 2,6 e 1,6 unidades logarítmicas, respectivamente. A baixa redução de *E. coli* nessas lagoas deve-se provavelmente ao fato destas operarem com elevadas cargas orgânicas (Tabela 1). Em sistemas unifamiliares, como é o caso, as variações de carga hidráulica são um problema recorrente, devido ao uso dos aparelhos hidrosanitários que não é contínuo, tal característica fez com que os efluentes tratados pelos reatores UASB chegassem às lagoas com elevada turbidez

e alta concentração de sólidos. Acrescenta-se a isso a elevada concentração do esgoto, devido ao baixo volume de água utilizado pelas famílias. Medições de transparência dos efluentes realizadas nas lagoas, através do disco de *Secchi*, demonstraram que a profundidade de transparência em LP1 foi de 60 cm, enquanto que em LP2 e LP3, os resultados foram entre 15 e 20 cm de profundidade.

Resultados mais promissores na redução bacteriana foram encontrados em LP1, onde com o TDH de 2 dias, a remoção de *E. coli* foi de 2,7 unidades logarítmicas e ao final de 5 dias chegou a 3,2 unidades log. Ainda nessa lagoa foi possível observar uma dinâmica diferente no decaimento bacteriano. Entre o TDH de 1 a 3 dias ocorreram picos de elevação nas concentrações de *E. coli* no efluente durante o período da manhã, ou seja, em horários de menor atividade fotossintética das algas. Estudo realizado por Jungles (2007) analisou a influência da variação nictemeral no desempenho de lagoas de maturação e observou que nas primeiras horas da manhã, os valores de pH, OD, turbidez e clorofila *a* são mais baixos, tornando-se elevados no período vespertino (entre 14h e 18h), quando as algas apresentam maior atividade fotossintética. Liu et al. (2016) demonstraram que a presença de algas nas lagoas contribui consideravelmente para a desinfecção dos efluentes. Entre os fatores citados para tal ação, encontra-se o pH e o OD, que estão diretamente relacionados ao processo de fotossíntese, uma vez que esse processo depende das algas. Sendo assim, em sistemas que as condições de desenvolvimento de microalgas são favoráveis, conseqüentemente será possível obter uma maior eficiência de remoção de *E. coli* (MARCHELLO et al., 2015).

**Figura 4** - Resultados do decaimento de *E. coli* nas lagoas de polimento durante o estudo. Linha vermelha representa o valor máximo permitido (VMP) para reúso agrícola irrestrito segundo a Organização Mundial da Saúde - OMS (WHO, 2006).

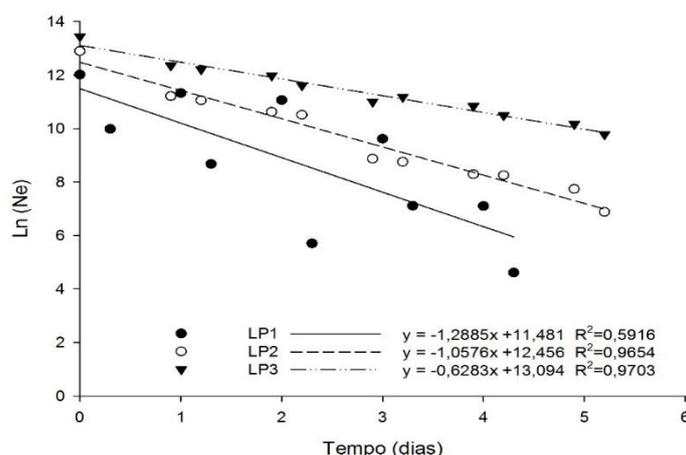


Pinto et al. (2014), tratando efluente de suinocultura em sistemas com reator UASB seguido por lagoas de polimento, obtiveram uma remoção de 1,7 unidades log para *E. coli*. Os autores atribuíram o desempenho das lagoas ao baixo TDH de 1,9 dias, que não possibilitou o desenvolvimento de condições favoráveis ao processo, ou seja, a predominância das algas, mesmo a lagoa tendo apenas 40 cm de profundidade. Por sua vez, von Sperling et al. (2005) avaliaram um sistema composto de reator UASB seguido por quatro lagoas de polimento em série, com 40 cm de profundidade, onde foi observado uma alta eficiência de remoção de *E. coli*, chegando a 5 unidades log com um TDH de 7,4 dias. Entretanto, cabe salientar que

os resultados demonstraram a influência dos parâmetros estruturais e operacionais das lagoas, tais como a profundidade e o TDH, bem como as características dos efluentes.

Na Figura 5 podem ser observados os valores das constantes de decaimento bacteriano ( $K_b$ ) para as lagoas analisadas. Os resultados de  $K_b$  para LP1, LP2 e LP3 foram de 1,28, 1,05 e 0,62  $d^{-1}$ , respectivamente. Os valores de  $K_b$  variaram bastante entre as lagoas, apesar das unidades experimentais apresentarem condições de temperatura, radiação solar e profundidades semelhantes. Essa variação pode ter ocorrido devido à influência das características do esgoto digerido afluente às lagoas.

Figura 5 – Curvas do decaimento de *E. coli* nas lagoas de polimento em função do tempo e determinação das constantes de decaimento ( $K_b$ ).  $\ln(N_e)$  representa o logaritmo natural da concentração de *E. coli* ( $N_e$ ) medida em NMP 100mL<sup>-1</sup>.



Foi possível observar que em LP2 e LP3, cujos efluentes são oriundos dos sistemas instalados nas unidades familiares da zona rural, os valores de  $K_b$  foram menores em relação a LP1. Possivelmente, a concentração de matéria orgânica e presença de sólidos nas lagoas LP2 e LP3 contribuem para os baixos valores de oxigênio dissolvido nas mesmas, pois a presença desses compostos aumentam a turbidez, dificultando a passagem da luz, o processo de fotossíntese e, conseqüentemente, os demais processos que influenciam positivamente o decaimento bacteriano, resultando em baixos valores de  $K_b$ . Por outro lado, em LP1 que continha baixo teor de matéria orgânica e sólidos, conseqüentemente, baixa turbidez, foi possível obter elevadas concentrações de OD e pH, favorecendo o decaimento bacteriano e conseqüentemente, um valor de  $K_b$  mais elevado. Dessa forma, os principais mecanismos de mortalidade bacteriana estão associados à qualidade do efluente e a profundidade da lagoa, onde enfatiza-se a penetração total da radiação solar em lagoas rasas, levando à fotossíntese intensa, produção significativa de oxigênio e aumento do pH, facilitando a mortalidade das bactérias (VON SPERLING, 2005; VON SPERLING et al., 2005).

Estudos que avaliaram os fatores de profundidade das lagoas em conjunto com diferentes TDH, nas regiões sudeste e nordeste do Brasil, concluíram que os valores de  $K_b$  variam de acordo com a profundidade, sendo que profundidades menores possuem maiores taxas de  $K_b$ , com valores entre 0,67 e 3,0  $d^{-1}$  (BASTOS et al., 2011; CAVALCANTI, 2003; MACEDO et al., 2011; VON SPERLING et al., 2005).

A porcentagem de remoção bacteriana foi de 99,9; 99,7 e 97,4% em LP1, LP2 e LP3, respectivamente. Souza et al. (2015), obtiveram valores de *E. coli* na média de  $8,0 \times 10^4$  NMP por 100mL para um sistema de tratamento de esgoto visando reúso agrícola, resultando em uma eficiência média de remoção de 96%. Por sua vez, Pinto et al. (2014) constataram uma eficiência de remoção de coliformes termotolerantes de 97,7% nas lagoas, resultando em um efluente com concentração média de coliformes termotolerantes de  $4,0 \times 10^3$  NMP por 100 ml. Os valores de *E. coli* nos efluentes finais em LP1 e LP2 encontraram-se com melhor qualidade bacteriológica, com resultados de 1,0 e  $9,7 \times 10^2$  NMP por 100mL para LP1 e LP2, respectivamente, em relação ao obtido em LP3 de  $1,7 \times 10^4$

NMP por 100mL. Outros estudos que avaliaram a eficiência do tratamento de águas residuárias para o reúso agrícola, obtiveram valores para coliformes termotolerantes de  $1,73 \times 10^3$  e  $2,4 \times 10^2$  NMP por 100 mL nos efluentes utilizados para cultivo de melão e mamão, respectivamente (BATISTA et al., 2017; COSTA et al., 2014). Já para a quantificação de *E. coli* em efluentes utilizados no reúso agrícola de alface e melancia foram encontrados valores de  $<1,0 \times 10^3$  e  $5,8 \times 10^2$  NMP por 100mL, respectivamente (FEITOSA et al., 2009; URBANO et al., 2017).

Segundo as diretrizes da OMS (WHO, 2006), os efluentes a serem utilizados na agricultura são classificados de acordo com o risco microbiológico. Os critérios para irrigação irrestrita objetivam a proteção da saúde dos consumidores, dos trabalhadores e do público com acesso ou vizinho a áreas onde a irrigação é praticada. A irrigação irrestrita é dividida em classes de reúso agrícola, onde os efluentes que apresentem valores de *E. coli* abaixo de  $1,0 \times 10^3$  NMP por 100mL são classificados como categoria A, podendo ser utilizado para cultivo de raízes, tubérculos e plantas que se desenvolvem rente ao nível do solo. Já na categoria B, os efluentes devem apresentar  $\leq 1,0 \times 10^4$  NMP por 100mL para *E. coli*, podendo ser utilizados em cultivo de folhosas e plantas que se desenvolvem acima do nível do solo. Para a categoria C são requeridos valores de *E. coli*  $\leq 1,0 \times 10^5$  NMP por 100mL, onde deve-se ser adotada a irrigação localizada, por gotejamento, em plantas que se desenvolvem acima do nível do solo.

## CONCLUSÃO

A aplicabilidade do sistema de tratamento simplificado, composto por reator UASB seguido de lagoas de polimento para o tratamento em diferentes escalas, demonstrou-se uma solução sustentável diante da problemática do saneamento rural e vulnerabilidade hídrica, principalmente no que se refere ao potencial de utilização em unidades unifamiliares no Semiárido brasileiro.

Os resultados obtidos no estudo mostraram que, após o tratamento, os diferentes tipos de águas residuárias investigadas apresentam qualidade bacteriológica adequada ao reúso agrícola, onde os efluentes de LP1 e LP2 podem ser utilizados para irrigação, inclusive de culturas que exigem uma melhor qualidade do efluente, incluídas na categoria A. Enquanto que o efluente de LP3 também está apto para o reúso, porém devido à maior concentração de *E. coli* residual é recomendado apenas para irrigação por gotejamento de culturas que se desenvolvem acima do nível do solo.

Avaliações sazonais ou monitoramento periódico da qualidade microbiológica em efluentes tratados por esses tipos de sistemas devem ser considerados em planos de manejo sanitário das propriedades rurais que utilizam de

tal tecnologia para a prática de reúso agrícola, levando em consideração a especificidade de cada localidade.

## AGRADECIMENTOS

Ao Instituto Nacional do Semiárido – INSA/MCTI, ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq (processo n.º 301227/2020-9) e a Financiadora de Estudos e Projetos – FINEP, pela bolsa e auxílios concedidos, respectivamente. A Universidade Federal de Campina Grande – UFCG e a Ong PATAC, pelo apoio técnico e logístico.

## REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). Standard methods for the examination of water & wastewater. 23<sup>st</sup> ed. Washington: APHA, 2017.

BASTOS, R. K. X.; RIOS, E. N.; BEVILACQUA, P. D.; ANDRADE, R. C. UASB-polishing ponds design parameters: contributions from a pilot scale study in southeast Brazil. *Water Science & Technology*, v.63, p.1276-1281, 2011. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2011.108>

BATISTA, A. A.; DUTRA, I.; CARMO, F. F.; IZIDIO, N. S. C.; BATISTA, R. O. Qualidade dos frutos de mamoeiro produzidos com esgoto doméstico tratado. *Revista Ciência Agronômica*, v.48, n.1, p.70-80, 2017. DOI: <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20170008>

BOLTON, N. F. CROMAR, N. J.; HALLSWORTH, P.; FALLOWFIELD, H. J. A review of the factors affecting sunlight inactivation of micro-organisms in waste stabilisation ponds: Preliminary results for enterococci. *Water Science and Technology*, v.61, n.4, p.885–890, 2010. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2010.958>

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução n° 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília: DOU, 2005.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação n° 5, de 28 de Setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Brasília: DOU, 2017.

- CAVALCANTI, P.F.F. Aplicação de Reatores UASB e Lagoas de Polimento no Tratamento de Esgoto Doméstico. 1 ed. João Pessoa , PB: Gráfica Santa Marta, 2009.
- CAVALCANTI, P. F. F. Integrated application of the UASB reactor and ponds for domestic sewage treatment in tropical regions. Doctoral Thesis - Wageningen Agricultural University, Wageningen, The Netherlands, 2003. 141p.
- COSTA, F. G. B.; OLIVEIRA, A. F. M.; CARVALHO, M. A. B.; FERNANDES, M. B.; BATISTA, R. O. Desenvolvimento inicial de cultivares de melão fertirrigadas com distintas proporções de esgoto doméstico em Mossoró-RN. Revista Caatinga, v.27, n.2, p.116-123, 2014.
- DAVIES-COLLEY, R. Inactivation of faecal indicator micro-organisms in waste stabilization ponds: interactions of environmental factors with sunlight. Water Research, v.33, n.5, p.1220-1230, 1999. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00321-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00321-2)
- DIAS, D. F. C.; PASSOS, R. G.; VON SPERLING, M. A review of bacterial indicator disinfection mechanisms in waste stabilisation ponds. Reviews in Environmental Science and Biotechnology, v.16, n.3, p.517–539, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11157-017-9433-2>
- FEITOSA, T.; GARRUTI, D. S.; LIMA, J. R.; MOTA, S.; BEZERRA, F. M. L.; AQUINO, B. F.; SANTOS, A. B. Qualidade de frutos de melancia produzidos com reúso de água de esgoto doméstico tratado. Revista Tecnológica, v.30, n.1, p.53-60, 2009.
- HESPAÑHOL, I. Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v.7, n.4, p.75-97, 2002. DOI: <https://doi.org/10.21168/rbrh.v7n4.p75-95>
- JUNGLES, M. K. Tratamento de Esgoto Sanitário em Lagoa de Maturação com Biofilme. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2007. 150p.
- LIU, L.; HALL, G.; CHAMPAGNE, P. Effects of environmental factors on the disinfection performance of a wastewater stabilization pond operated in a temperate climate. Water, v.8, n.1, p.1-11, 2016. DOI: <https://doi.org/10.3390/w8010005>
- MACEDO, S. L.; ARAÚJO, A. L. C.; PEARSON, H. W. Thermo-tolerant coliform bacteria decay rates in a full scale waste stabilization pond system in Northeast Brazil. Water Science & Technology, v.63, p.1321-1326, 2011. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2011.110>
- MARAI, G. V. R.; EKAMA, G. A. The Activated Sludge Process Part I: Steady State Behaviour. Water SA. v.2, n.4, p.164-200, 1976.
- MAYO, A. W. Modelling coliform mortality in waste stabilization ponds. Journal of Environmental Engineering, v.121, p.140-152, 1995. DOI: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1995\)121:2\(140\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1995)121:2(140))
- MARCHELLO, A. E.; LOMBARDI, A. T.; DELLAMANO-OLIVEIRA, M. J.; SOUZA, C. W. O. Microalgae population dynamics in photobioreactors with secondary sewage effluent as culture medium. Brazilian Journal of Microbiology, v.46, n.1, p.75-84, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1517-838246120131225>
- MASCARENHAS, L. C. A.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. Evaluation of the Performance of In-Series Shallow Polishing Ponds for Post Treatment of UASB Reactor Effluent. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.9, n.1, p.45–54, 2004.
- MEDEIROS, S. S. Estabelecimentos Agropecuários do Semiárido Brasileiro. 1º. ed. Campina Grande, PB: Instituto Nacional do Semiárido, 2018.
- MEDEIROS, S. S.; SALCEDO, I. H; dos SANTOS, D. B.; BATISTA, R. O; SANTOS JÚNIOR, J. A; LIMA, R. C. C.; MARIN, A. M. P. Esgotamento sanitário: panorama para o semiárido brasileiro. Campina Grande, PB: Instituto Nacional do Semiárido, 2014.
- MOREIRA, J. F.; CABRAL, A. R.; OLIVEIRA, R.; SILVA, S. A. Causal model to describe the variation of faecal coliform concentrations in a pilot-scale test consisting of ponds aligned in series. Ecological Engineering, v.35, n.5, p.791-799, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.12.002>

- PEDRERO, F.; KALAVROUZIOS, I.; ALARCÓN, J. J.; KOUKOULAKIS, P.; ASANO, T. Use of treated municipal wastewater in irrigated agriculture: review of some practices in Spain and Greece. *Agricultural Water Management*, v.97, p.1233-1241, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.03.003>
- PINTO, A. C. A.; RODRIGUES, L. S.; OLIVEIRA, P. R.; SPERLING, M. V.; CRISÓSTOMO, C. M.; SILVA, I. J. Eficiência de lagoas de polimento no pós tratamento de reator UASB no tratamento de águas residuárias de suinocultura. *Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.* v.66, n.2, p.360-366, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1678-41625719>
- SALES, M. A. L.; SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M. Desenvolvimento da cultura e presença de *E. coli* na salsa irrigada com água residuária tratada por radiação solar. *Revista Irriga*, v.24, n.2, p.336-351, 2019. DOI: <https://doi.org/10.15809/irriga.2019v24n2p336-351>
- SANTOS, S. L.; CHAVES, S. R. M.; VAN HAANDEL, A. Influence of phase separator design on the performance of UASB reactors treating municipal wastewater. *Water S. A.* v.42, n.2, p.176-182, 2016. DOI: <https://doi.org/10.4314/wsa.v42i2.01>
- SCHAER-BARBOSA, M.; SANTOS, M. E. P.; MEDEIROS, Y. D. P. Viabilidade do Reúso de Água como Elemento Mitigador dos Efeitos da Seca no Semiárido da Bahia. *Ambiente & Sociedade*. v.17, n.2, p.17-32, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1414-753X2014000200003>
- SOUZA, C. F.; BASTOS, R. G.; GOMES, M. P. M.; PULSCHEN, A. A. Eficiência de estação de tratamento de esgoto doméstico visando reúso agrícola. *Revista Ambiente & Água*, v.10, n.3, p.587-597, 2015. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1549>
- URBANO, V. R.; MENDONÇA, T. G.; BASTOS, R. G.; SOUZA, C. F. Effects of treated wastewater irrigation on soil properties and lettuce yield. *Agricultural Water Management*, v.181, p.108-115, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2016.12.001>
- VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. *Anaerobic sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate*. Chichester, UK: John Wiley & Sons Ltd, 1994.
- Van Haandel, A. C.; Van der Lubbe, J. *Anaerobic sewage digestion: Theory and applications*. London, UK: International Water Association, 2019.
- VON SPERLING, M. Modelling of coliform removal in 186 facultative and maturation ponds around the world. *Water Research*, v.39, p.5261-5273, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.10.016>
- VON SPERLING, M. *Lagoas de estabilização*. 2. ed. Belo Horizonte: DESA- UFMG, 2011.
- VON SPERLING, M.; MASCARENHAS, L. C. A. M. Performance of very shallow ponds treating effluents from UASB reactors. *Water Science & Technology*, v.51, n.12, p.83-90, 2005. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0432>
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). *WHO Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater - Policy and regulatory aspects*, v.1, Geneva, Switzerland, Ed. WHO®, 2006.