

ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN / RESEARCH ARTICLE

<https://dx.doi.org/10.14482/inde.42.01.001.414>

# Tratamiento de efluentes domésticos con lagunas de alta tasa, evaluación del arranque con dos porcentajes de inóculo

*Treatment of domestic sewage with high rate algal ponds, evaluation of startup with two percentages of inoculation*

IVÁN ANDRÉS SÁNCHEZ ORTIZ\*, MARÍA LUCIA CALIJURI\*\*  
RAFAEL KOPSCHTZ XAVIER BASTOS\*\*\*, ADRIANA BARBOSA SALES DE MAGALHÃES\*\*\*\*  
JANDERSON BADIM BEPLER\*\*\*\*\*, MARIANA MARQUES BESSAS\*\*\*\*\*  
FERNANDO RODRIGUES COELHO\*\*\*\*\* JOÃO VICTOR ALVES GOMES SILVA\*\*\*\*\*

\* Universidad de Nariño (Udenar), Departamento de Recursos Hidrobiológicos, Pasto, Nariño (Colombia). Profesor asociado, Ph.D. en Ingeniería Civil. Orcid ID: <https://orcid.org/0000-0001-7579-5969>. [iaso@udenar.edu.co](mailto:iaso@udenar.edu.co).

\*\* Universidade Federal de Viçosa (UFV), Departamento de Engenharia Civil, Viçosa, Minas Gerais (Brasil). Profesora titular, Ph.D. en Geotecnia. Orcid ID: <https://orcid.org/0000-0002-0918-2475>. [lucia.calijuri@gmail.com](mailto:lucia.calijuri@gmail.com).

\*\*\* Universidade Federal de Viçosa (UFV), Departamento de Engenharia Civil, Viçosa, Minas Gerais (Brasil). Profesor titular, Ph.D. in Public Health Engineering. Orcid ID: <http://orcid.org/0000-0001-8792-0253>. [rkxb@ufv.br](mailto:rkxb@ufv.br).

\*\*\*\* Centro Universitário de Caratinga (UNEC), Caratinga, Minas Gerais (Brasil). Profesora adjunta, Ph.D. en Botánica. Orcid ID: <https://orcid.org/0000-0003-3473-4996>. [adrianabsm@ufv.br](mailto:adrianabsm@ufv.br).

\*\*\*\*\* Universidade Federal de Viçosa (UFV), Laboratório de Controle de Qualidade da Água. Técnico de Laboratorio, Químico. Orcid ID: <https://orcid.org/0000-0001-8686-1781>. [janderson.bepler@ufv.br](mailto:janderson.bepler@ufv.br).

\*\*\*\*\* Universidade Federal de Viçosa (UFV), Departamento de Engenharia Civil. Ingeniera ambiental. Orcid ID: <https://orcid.org/0000-0002-4312-026X>. [mariana.bessas@ufv.br](mailto:mariana.bessas@ufv.br).

\*\*\*\*\* Universidade Federal de Viçosa (UFV), Departamento de Engenharia Civil. Ingeniero ambiental. Orcid ID: <https://orcid.org/0000-0002-0681-1133>. [fernando.coelho@ufv.br](mailto:fernando.coelho@ufv.br).

\*\*\*\*\* Universidade Federal de Viçosa (UFV), Departamento de Engenharia Civil. Ingeniero ambiental. Orcid ID: <https://orcid.org/0000-0002-0201-951X>. [joaovitor.agsilva@ufv.br](mailto:joaovitor.agsilva@ufv.br).

**Correspondencia:** Iván Andrés Sánchez Ortiz. Contacto Colombia: (+57)3016436357. Contacto Brasil: (+55)31997866163. Universidad de Nariño, Departamento de Recursos Hidrobiológicos, Ciudad Universitaria, Barrio Torobajo. Pasto, Nariño (Colombia).



## Resumen

El objetivo de esta investigación fue evaluar el efecto de dos porcentajes de inóculo utilizados para el arranque de lagunas de alta tasa (LAT) en el postratamiento de efluentes de tanque séptico. Las lagunas LAT<sub>1</sub> y LAT<sub>2</sub> se inocularon sustituyendo, respectivamente, 3,25 y 6,50 % del volumen efectivo con líquido proveniente de una LAT operada con tiempo de retención hidráulica de ocho días. Durante siete días consecutivos se midieron las variables nitrógeno orgánico (NO), nitrógeno amoniacal total (NAT), fósforo total (PT), demanda química de oxígeno (DQO) y clorofila-*a*; se cuantificó y caracterizó el fitoplancton. Las concentraciones de clorofila-*a* en la LAT<sub>1</sub> variaron entre 451,2 y 1802,2 µg/L y en la LAT<sub>2</sub> entre 339,1 y 2194,7 µg/L, las densidades finales de fitoplancton fueron, respectivamente, de 683 200 y 5 535.130 organismos/mL, con presencia de individuos de las clases Chlorophyceae, Cryptophyceae y Euglenophyceae en ambas lagunas. Las eficiencias de remoción calculadas para las LAT<sub>1</sub> y LAT<sub>2</sub> fueron, respectivamente: NO: 37,1 y 51,6 %; NAT: 89,6 y 97,3 %; PT: 30,4 y 30,3 %; DQO: -1,3 y -53,2 %; *E. coli*: 1,495 y 2,398 unidades Log. La inoculación favoreció el rápido desarrollo de comunidades fitoplanctónicas, con mejores resultados en la remoción de nitrógeno e inactivación de *E. coli* al usar mayores cantidades de inóculo.

**Palabras clave:** efluente de tanque séptico, inoculación, lagunas de estabilización, remoción de contaminantes, tratamiento de aguas residuales.

## Abstract

The main objective of this research was to evaluate the effect of two percentages of inoculum used for the startup of high rate algal ponds (HRAP) in the posttreatment of effluent of septic tank. The HRAP<sub>1</sub> and HRAP<sub>2</sub> were inoculated by the substitution of 3.25 % and 6.50 % of the effective volume with liquid from a HRAP operated with a hydraulic retention time of eight days. During seven consecutive days the variables organic nitrogen (ON), total ammonia nitrogen (TAN), total phosphorous (TP), chemical oxygen demand (COD) and chlorophyll-*a* were measured; the phytoplankton was quantified and characterized. The chlorophyll-*a* concentrations in the HRAP<sub>1</sub> varied between 451.2 and 1,802.2 µg/L and in the HRAP<sub>2</sub> between 339.1 and 2,194.7 µg/L, the final densities of phytoplankton were respectively of 683,200 and 5'535,130 organisms/mL, with presence of individuals of the Chlorophyceae, Cryptophyceae and Euglenophyceae classes in the two ponds. The calculated removal efficiencies for the HRAP<sub>1</sub> and HRAP<sub>2</sub> were respectively: 37.1 and 51.6 % for ON; 89.6 and 97.3 % for TAN; 30.4 and 30.3 % for TP; -1.3 and -53.2 % for COD; 1495 and 2398 Log units for *E. coli*. The inoculation promoted the rapid growth of the phytoplankton communities, with best results for nitrogen removal and *E. coli* inactivation due the use of higher amounts of inoculum.

**Keywords:** effluent, inoculation, pollutant removal, septic tank, waste stabilization ponds, wastewater treatment.

## INTRODUCCIÓN

Las aguas residuales urbanas son aguas naturales contaminadas por distintas sustancias orgánicas e inorgánicas y microorganismos aportados por los vertidos de las aglomeraciones urbanas, junto con las aguas procedentes del drenaje pluvial [1].

Los efluentes domésticos se clasifican en tres partes según su uso: aguas residuales de cocina, aguas residuales de lavado (que incluyen lavado de ropa, baño y otras aguas residuales de cuidado personal) y aguas residuales de sanitarios [2].

Las aguas residuales domésticas presentan concentraciones típicas del orden de 300 mg/L de demanda bioquímica de oxígeno (DBO); 600 mg/L para DQO; 45 mg/L de nitrógeno total, de los cuales, típicamente 20 mg/L corresponden al nitrógeno orgánico (NO) y 25 mg/L al nitrógeno amoniacal; 7 mg/L de fósforo total y 1100 mg/L de sólidos totales [3].

Las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) se diseñan con el propósito de proteger la salud pública y el abastecimiento de agua, así como preservar el mejor uso del líquido y de la vida acuática [4]. En términos de contaminación del agua, existen tres importantes impactos producidos por efluentes predominantemente domésticos: contaminación por materia orgánica (consumo del oxígeno disuelto –OD– en los cuerpos de agua); contaminación por microorganismos patógenos (riesgos de transmisión de enfermedades de vehiculación hídrica); contaminación de lagos y represas (eutrofización, causada por los nutrientes N y P) [5].

Las lagunas de estabilización (LE) son aparentemente métodos simples para tratamiento de las aguas residuales, pero los mecanismos de transformación de la materia orgánica (MO) son complejos, ya que involucran procesos de sedimentación, digestión, oxidación, síntesis, fotosíntesis, respiración endógena, intercambio de gases, aireación, evaporación, corrientes térmicas y filtración [6].

Las LE se pueden clasificar en relación con la presencia de oxígeno en tres tipos: anaerobias, facultativas y de maduración con las siguientes características básicas: en las anaerobias, las bacterias presentes no requieren OD para la descomposición de MO, ya que esta se degrada por procesos metanogénicos; las lagunas facultativas se caracterizan por presencia y ausencia de OD, teniendo un proceso aerobio en el estrato superior y condiciones anaerobias en el estrato inferior; las lagunas de maduración presentan poca profundidad, siendo así un proceso totalmente aerobio [7]. La necesidad de incluir lagunas de maduración depende de la calidad requerida para el efluente final, que a su vez depende de lo que se hará con el líquido: uso para irrigación restringida o no restringida; cultivo de peces o vegetales acuáticos; vertimiento en cuerpos de agua superficiales o en aguas subterráneas [8].

Las lagunas de alta tasa (LAT) se clasifican como sistemas de alta tasa debido a la mejora en el rendimiento de la biomasa algal y la capacidad de tratamiento de aguas residuales, en comparación con sistemas de LE, ya que su tiempo de retención celular es mucho mayor que el tiempo de retención hidráulica (TRH). El funcionamiento de las LAT se basa principalmente en la oxidación de la MO mediante la oxigenación fotosintética proporcionada por las microalgas presentes en el sistema, las cuales son impulsadas por la energía solar y el CO<sub>2</sub> disuelto en el agua, derivado principalmente de la mineralización de la MO llevado a cabo por la comunidad bacteriana presente [9]. Las LAT son lagunas con bajas profundidades (entre 30 y 40 cm), poseen forma de *raceway*, la mezcla del líquido se realiza por medio de pedales giratorios y se diseñan para optimizar los procesos biológicos naturales de tratamiento de aguas residuales [10].

Las LAT pueden utilizarse para remoción de la MO y nutrientes en diversos tipos de aguas residuales, tales como efluentes de lagunas anaerobias, aguas residuales domésticas pre-tratadas en los niveles primario o secundario y efluentes de agricultura [11]; también asociada con el tratamiento de efluentes domésticos se encuentra su aplicación para remoción de nutrientes en aguas grises con bajas concentraciones de MO en regiones áridas y semiáridas [12].

Las LAT pueden proporcionar un tratamiento de aguas residuales económico y con una eficiencia cercana a la de un nivel de tratamiento terciario, con recuperación de nutrientes en la forma de biomasa algal [13].

El objetivo de esta investigación fue evaluar durante 7 días consecutivos el efecto de dos porcentajes de inóculo (3,25 y 6,50 % del volumen efectivo) utilizados para el arranque de LAT en la eficiencia del tratamiento de aguas residuales domésticas efluentes de tanque séptico; para ello, durante dicho tiempo se monitoreó la inactivación de *E. coli*, así como la remoción de DQO, NO, nitrógeno amoniacal total (NAT) y fósforo total (PT).

## METODOLOGÍA

### Lugar del desarrollo de la investigación

Los experimentos se ejecutaron en el Laboratório de Engenharia Sanitaria e Ambiental (LESA), localizado en el municipio de Viçosa, estado de Minas Gerais, Brasil (20°45'14''S, 42°52'54''W), en el campus de la Universidad Federal de Viçosa (UFV).

En los experimentos se utilizó efluente de un tanque séptico (TS) para tratamiento de efluentes domésticos del barrio Romão dos Reis, localizado en el perímetro urbano de Viçosa, cuya PTAR es operada por el Servicio Autónomo de Agua y Efluentes. La planta de tratamiento está conformada por unidades construidas *in loco* en concreto

y ladrillo, cuya secuencia de tratamiento es: canasta metálica para remoción de sólidos de gran tamaño, desarenador con dos cámaras operadas en paralelo (figura 1A), TS de sección rectangular, filtro anaerobio y tanque para equalización del efluente; el perfil de la PTAR con estas tres últimas unidades se puede apreciar en la figura 1B.



Fuente: autores.

FIGURA 1. PTAR BARRIO ROMÃO DOS REIS, VIÇOSA (MG)

Se colectaron 3000 L de efluente del TS desde un reservorio plástico de 5000 L localizado inmediatamente después de dicha unidad de tratamiento (figuras 1A y 1B, unidad de color azul) y antes del filtro anaerobio y del tanque de igualación. El bombeo del líquido hacia seis tanques de 500 L se realizó mediante una bomba sumergible marca Anauger, modelo 800 de 220 V. Posteriormente, se transportaron los tanques hacia el LESA y el líquido se transfirió a un reservorio desde el cual se distribuyó hacia las dos LAT, confeccionadas en fibra de vidrio con las siguientes dimensiones: ancho 1,28 m; largo 2,86 m; profundidad total 0,5 m; profundidad útil 0,3 m; área superficial 3,3 m<sup>2</sup>; volumen útil 1 m<sup>3</sup>.

Las LAT se instalaron a 0,25 m sobre el suelo; contaron con pedales en acero inoxidable de 12 palas para agitación del agua, impulsados a través de un motor eléctrico de 1 CV; la rotación se reguló mediante un reductor acoplado al motor y fue controlada mediante inversor de frecuencia (marca WEG serie CFW-10), que proporcionó una velocidad del líquido entre 0,10 y 0,15 m/s.

Para el arranque, las LAT se llenaron inicialmente con efluente del TS hasta una altura de 15 cm y se inocularon con líquido proveniente de una LAT que trató el mismo efluente del TS durante 2 meses continuos. En la laguna LAT<sub>1</sub> se utilizó 3,25 % del volumen útil (32,5 L de inóculo), y en la LAT<sub>2</sub> se utilizó 6,5 % de dicho volumen (65 L de inóculo). Posteriormente, se completó el volumen hasta una altura de 30 cm, corres-

pondiente a 1000 L, finalmente se encendió el sistema de agitación, cuya operación continuó sin adición de efluente de TS ni remoción del líquido tratado durante un período de 7 días.

## Monitoreo de variables de calidad del agua

En las dos LAT se monitoreó diariamente, durante 7 días consecutivos, *in situ*, a las 8 a.m., las variables OD, método membrana electrodo; pH, método electrométrico y temperatura, método termo-eléctrico. Posteriormente, se colectaron muestras del líquido tratado para análisis en laboratorio de las variables de calidad del agua: demanda química de oxígeno (DQO); PT; NO, NAT y clorofila-*a*, siguiendo las metodologías recomendadas por Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater [14]. Las eficiencias de remoción de DQO, PT, NAT se calcularon a partir de la concentración medida en el primer día y las concentraciones registradas el séptimo día en las dos LAT; para el caso de NO se utilizó la concentración registrada el día 2 y las concentraciones finales del día 7 en las LAT<sub>1</sub> y LAT<sub>2</sub>.

Los muestreos se realizaron a una profundidad de 10 cm; por su parte, las muestras destinadas para la identificación del fitoplancton se preservaron con solución de lugol acético 5 %. Debido a la alta concentración de organismos fitoplanctónicos se hicieron diluciones, a partir de 1 mL de la muestra, completando para 10 mL utilizando agua destilada. La densidad de fitoplancton y la identificación de los organismos, que se basó en literatura especializada, se estimó por medio de conteo de células en cámara Sedgwick-Rafter, de acuerdo con las metodologías recomendadas por APHA, AWWA y WPCF [14], utilizando microscopio binocular marca Olympus, modelo cx31 con aumento de 400 veces.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Monitoreo de las LAT

Al inicio del experimento, las concentraciones medidas en el efluente del TS fueron: 0,0 mg/L de OD, 38,0 mg/L de NO, 39,6 mg/L de NAT, 158,0 mg/L de DQO, 8,22 mg/L de PT y 10.080 NMP de *E. coli*/100 mL. La alta concentración inicial de NAT pudo deberse a que, según Chernicharo [15], durante los procesos de digestión anaerobia algunos grupos de microorganismos trabajan de manera interactiva en la conversión de MO compleja en productos finales como metano, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S, agua y amonio, así como nuevas células bacterianas. Adicionalmente, en la descomposición anaerobia, la hidrólisis de compuestos nitrogenados produce nitrógeno amoniacal en solución acuosa, bien sea en la forma de ion amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) o amoníaco (NH<sub>3</sub>), dependiendo del pH de la solución [16], [17]. Se observó que los niveles iniciales de fósforo en el

efluente del TS se encontraron dentro de los valores típicos descritos en la literatura [3], mientras que la concentración inicial de la DQO estuvo por debajo de valores típicamente reportados, pues al tratarse del efluente de un reactor anaerobio, existe la remoción inicial de una fracción de la MO del agua residual cruda.

Las concentraciones del OD después de las primeras 24 horas de operación fueron de 7,91 y 7,34 mg/L en las lagunas LAT1 y LAT2, respectivamente; dichos valores estuvieron cercanos a la concentración de saturación que, de acuerdo con von Sperling [18], para una altitud de 648 m y para la temperatura media del primer día, de 21,6 °C, fue de 8,13 mg/L de OD. Pese a que una fracción del OD incorporado al líquido pudo obedecer a la agitación producida por las palas, en su mayoría se puede atribuir a la actividad fotosintética, pues según Santiago et al. [19], la leve mezcla en LAT sirve para diversos propósitos, como: prevenir la sedimentación de las células, eliminar la estratificación térmica y promover el crecimiento de las microalgas; adicionalmente, Young et al. [20] afirmaron que la baja profundidad y la mezcla producida en las LAT están encaminadas a maximizar el tratamiento del agua residual, pues se crean condiciones óptimas para el crecimiento algal y la producción de oxígeno, que son los procesos claves para la remoción de nitrógeno y de la materia orgánica en éste tipo de sistemas de tratamiento de efluentes.

La figura 2A ilustra para la LAT2 el momento de llenado inicial; en la figura 2B dos días después del *start-up*; y la figura 2C durante el séptimo día, donde se observa la alta presencia de fitoplancton, caracterizada por el intenso color verde oscuro.



Fuente: autores.

FIGURA 2. FOTOGRAFÍAS DE LA LAT2 DURANTE EL MONITOREO DEL *START-UP*

La tabla 1 presenta los valores mínimos (Mín.), máximos (Máx.), promedio (Prom.) y desviación estándar (D.E.) para las variables de calidad del agua.

**TABLA 1.** RESUMEN DE RESULTADOS OBTENIDOS PARA LAS VARIABLES DE CALIDAD DEL AGUA ESTUDIADAS

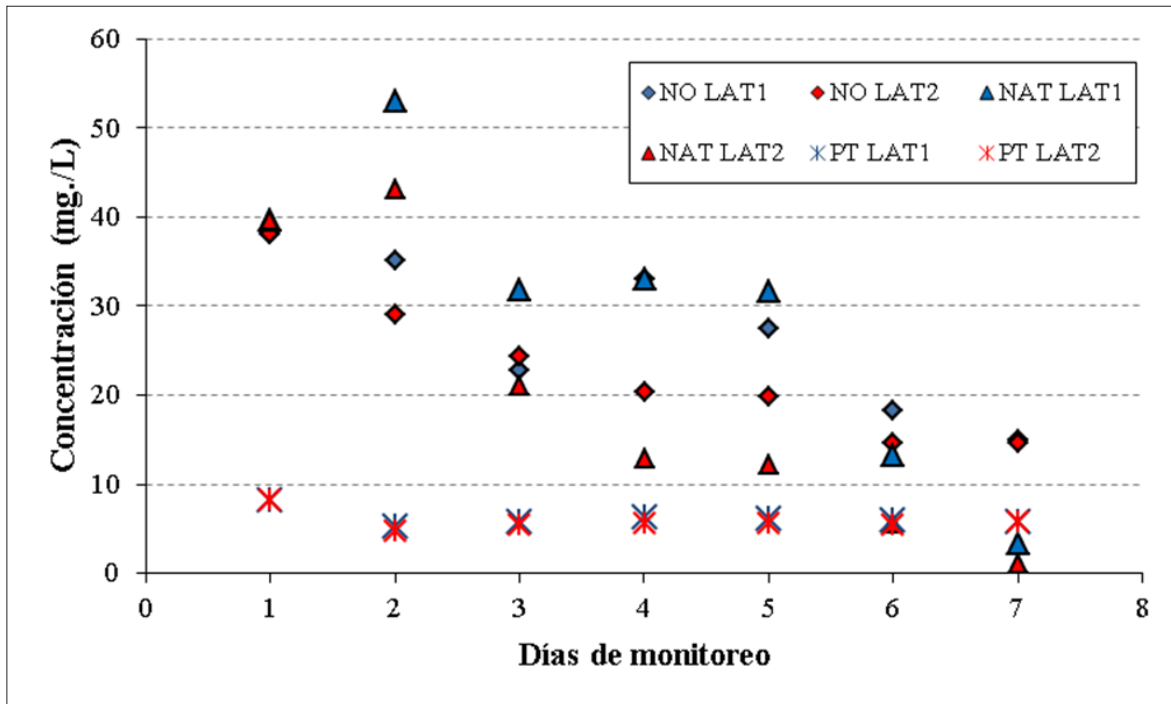
| Laguna estudiada               | LAT 1          |                 | LAT 2          |                |
|--------------------------------|----------------|-----------------|----------------|----------------|
|                                | Variable       | Mín. - Máx.     | Prom. ± D.E.   | Mín. - Máx.    |
| OD (mg/L)                      | 7,82 - 9,74    | 8,29 ± 0,72     | 7,34 - 9,77    | 8,37 ± 0,95    |
| Temperatura (°C)               | 21,8 - 25,0    | 23,5 ± 1,11     | 21,7 - 24,8    | 23,3 ± 1,10    |
| pH                             | 8,6 - 9,7      | 8,93 ± 0,40     | 8,7 - 9,9      | 9,23 ± 0,44    |
| NO (mg/L)                      | 14,9 - 35,1    | 25,3 ± 8,06     | 14,6 - 29,1    | 20,5 ± 5,63    |
| NAT (mg/L)                     | 3,38 - 53,0    | 27,7 ± 17,32    | 1,06 - 43,2    | 16,01 ± 14,98  |
| PT (mg/L)                      | 5,2 - 6,23     | 5,79 ± 0,36     | 4,77 - 5,73    | 5,40 ± 0,33    |
| DQO (mg/L)                     | 135 - 177      | 161,0 ± 15,63   | 119 - 259      | 197,8 ± 50,89  |
| <i>E coli</i> (NMP org/100 mL) | 171 - 9580     | 2250,2 ± 3631,7 | 41 - 2460      | 809,0 ± 889,9  |
| Clorofila-a (µg/L)             | 451,2 - 1802,3 | 886,6 ± 478,0   | 339,1 - 2194,7 | 1075,6 ± 680,5 |

**Fuente:** autores.

Los máximos y mínimos niveles de OD y pH registrados obedecieron, respectivamente, a las mediciones realizadas después de un día con alta radiación solar y de otro con nubosidad y llovizna. Cabe mencionar que durante el día se presentaron temperaturas mayores a las de la tabla 1; sin embargo, no fueron registradas, pues el monitoreo de las variables *in situ* se realizó en todas las ocasiones a las 8 de la mañana.

Como se puede observar en la figura 3, la mayor parte del tiempo la laguna LAT1 registró concentraciones de NO superiores a las medidas en la LAT2. La eficiencia de remoción de NO de la LAT1 fue de 60,8 %, mientras que en la LAT2 fue del 61,6 %.





Fuente: autores.

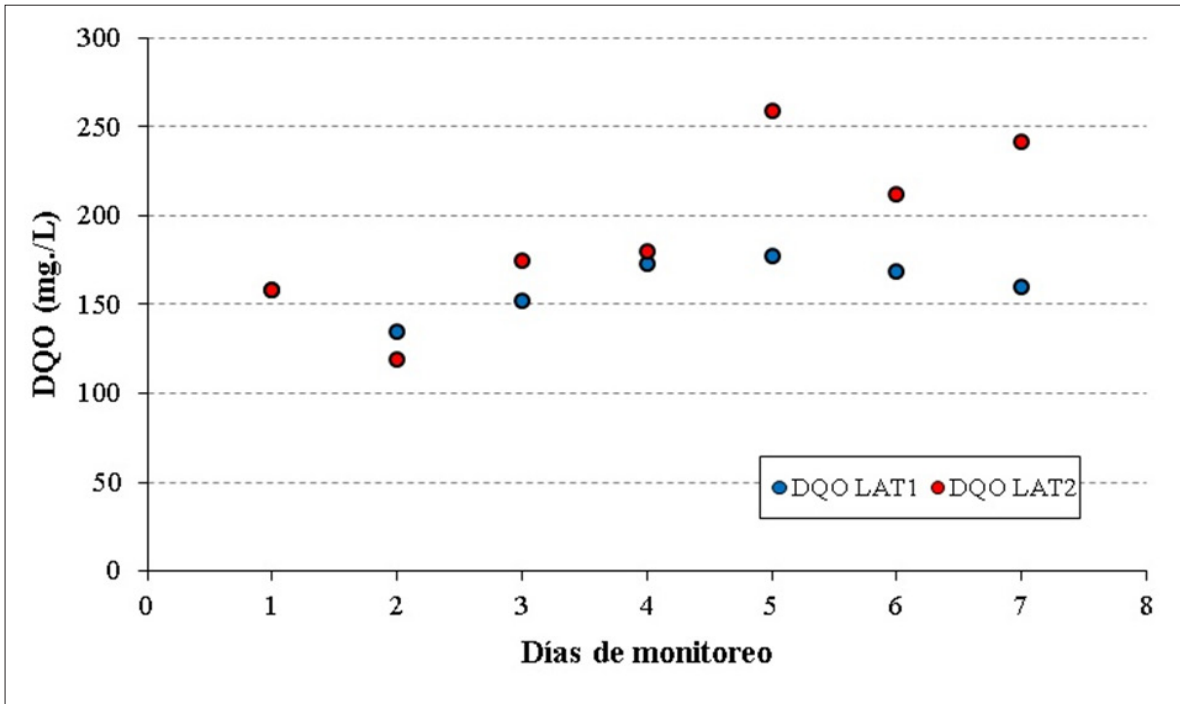
FIGURA 3. CONCENTRACIONES DE NO, NAT Y PT REGISTRADAS EN LAS LAGUNAS

Durante todo el experimento, la LAT1 (figura 3) presentó concentraciones de NAT superiores a la LAT2; las eficiencias de remoción en las lagunas LAT1 y LAT2 fueron, respectivamente, del 91,5 y 97,3 %. El buen desempeño de LAT para la remoción de NAT, en el tratamiento de efluentes de reactores anaerobios, se debe no solo al metabolismo celular de las microalgas, sino también a la volatilización, cuando significativas cantidades de amonio pueden volatilizarse como resultado del aumento en el pH y la temperatura [21]. En otro estudio evaluando el desempeño de LAT tratando el efluente de una laguna facultativa primaria se reportó que los mecanismos dominantes en la transformación y remoción de nitrógeno fueron en orden de importancia: nitrificación, desnitrificación, mineralización, asimilación del amonio, volatilización, sedimentación y regeneración [22].

Durante el experimento, la laguna LAT1 registró concentraciones de fósforo superiores a las de la LAT2 (figura 3); el desempeño en la remoción de dicho macronutriente fue prácticamente igual, donde la eficiencia de la LAT1 fue de 30,4% y la de la LAT2 del 30,3 %.

Como se observa en la figura 4, las concentraciones de DQO fueron casi siempre mayores en la LAT2; únicamente en el segundo día de muestreo se tuvo una concen-

tracción más elevada en la LAT1 (135 mg/L) que en la LAT2 (119 mg/L). A partir de las concentraciones iniciales y finales de la DQO, de 160 mg/L en la LAT1 y 242 mg/L en la LAT2, las eficiencias de remoción fueron, respectivamente, de -1,6 %, y -53,2 %, situación que puede explicarse por la alta presencia de biomasa algal que conforma una importante fracción de material orgánico activo en suspensión, pues el ensayo de DQO se hizo sobre muestras no filtradas.



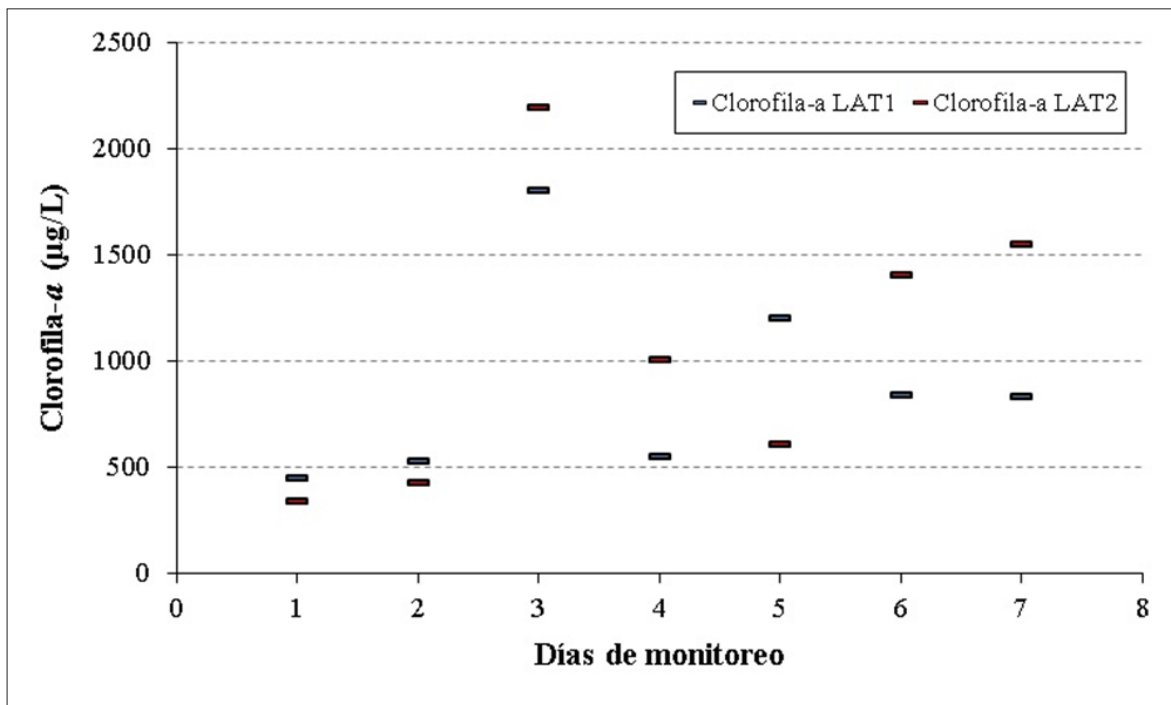
Fuente: autores.

FIGURA 4. CONCENTRACIONES DE DQO REGISTRADAS EN LAS LAGUNAS

Con base en las densidades inicial y final de *E. coli*, la eficiencia media de inactivación en la LAT1 fue de 96,8% (1,495 unidades Log), y en la LAT2 fue de 99,6 % (2,398 unidades Log); en ambos casos fueron mayores a las reportadas por Sánchez et al. [23], en experimentos con las mismas LAT tratando en flujo continuo efluentes de TS bajo condiciones de otoño e invierno, cuya eficiencia media fue de 1,31 unidades Log, así como a las reportadas por Assis et al. [24] en LAT tratando efluente de reactor anaerobio con adición de CO<sub>2</sub> para una eficiencia media de 1 unidad Log. Gracias a la mezcla intencional del agua residual proporcionada por los agitadores, y a la baja profundidad de la columna de líquido, en las LAT se presenta una elevada exposición a la radiación solar, lo que promueve la fotosíntesis algal –con la elevación del pH–, la alta degradación de la materia orgánica y la desinfección de patógenos [20], [25],

[26]. La mayor eficiencia en la inactivación de *E. coli* por la LAT2 puede justificarse por el desarrollo de procesos fotosintéticos más intensos, evidenciados por mayores valores de OD y pH, así como por las mayores concentraciones de clorofila-*a* y de densidades de organismos fitoplanctónicos, como se verá a continuación.

A partir del tercer día y durante la mayor parte del experimento, la LAT2 presentó mayores concentraciones de clorofila-*a*, como se aprecia en la figura 5, fruto de la utilización de una mayor cantidad de inóculo, que pudo propiciar el más rápido desarrollo de la comunidad algal. Tales concentraciones variaron como resultado de los niveles de radiación solar disponibles durante el experimento, con disminución importante durante el cuarto día (figura 5) debido a la alta presencia de neblina y lluvia.



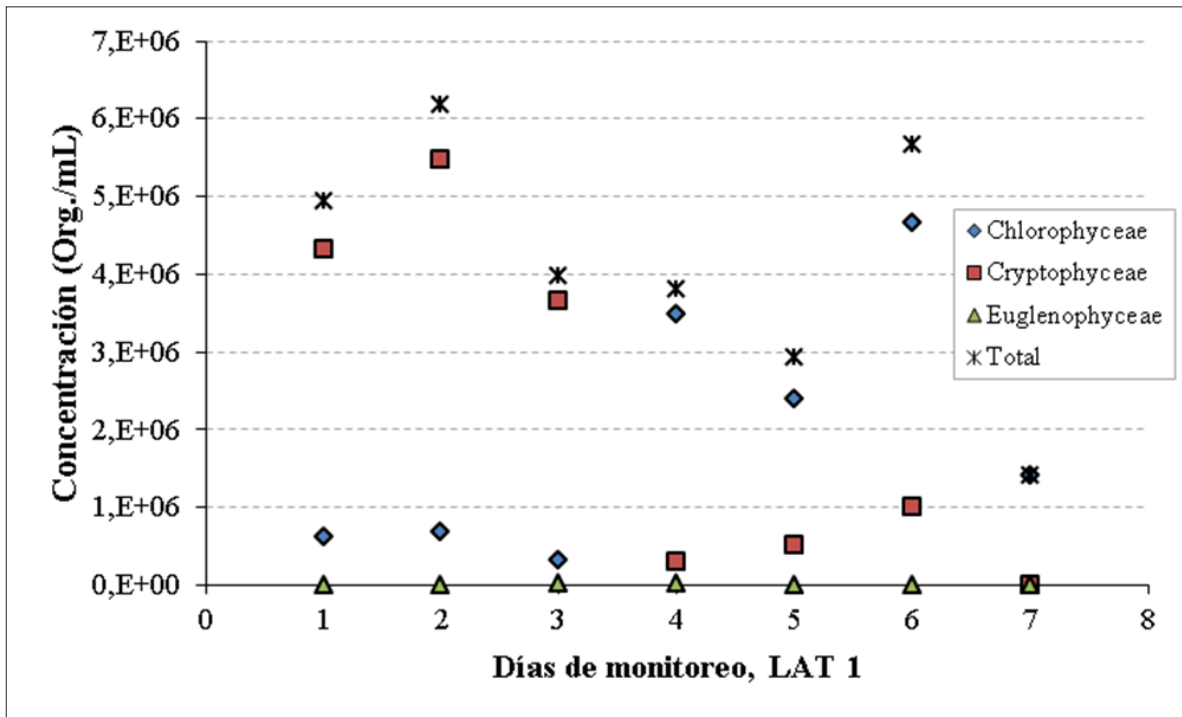
Fuente: autores.

FIGURA 5. CONCENTRACIONES DE CLOROFILA-A REGISTRADAS EN LAS LAGUNAS.

Durante los 7 días la LAT1 registró presencia de individuos de la clase Chlorophyceae, con densidad máxima de 4 650 100 organismos/100 mL, en el día cinco; representando una abundancia relativa (AR) del orden de 12,6, 11,1, 7,8, 91,4, 82,2, 82,1 y 100 % en relación a las clases identificadas entre los días 1 y 7. Únicamente en los primeros seis días se observó individuos de la clase Cryptophyceae, con una concentración máxima de 5 476 680 organismos/100 mL, en el día dos; la AR representada por esta clase

en los seis días fue de 87,4, 88,7, 91,7, 8,0, 17,8 y 17,9 %, siendo la mayor en los tres primeros días del ensayo (figura 5). Solo entre el segundo y cuarto días se registró presencia de individuos de la clase Euglenophyceae, con un máximo de 23 958 organismos/100 mL en el día cuatro; la AR correspondiente a los organismos en dichos tres días fue de 0,2, 0,4 y 0,6 %.

A continuación, en la figura 6 se ilustran las concentraciones de las tres clases identificadas en el experimento.

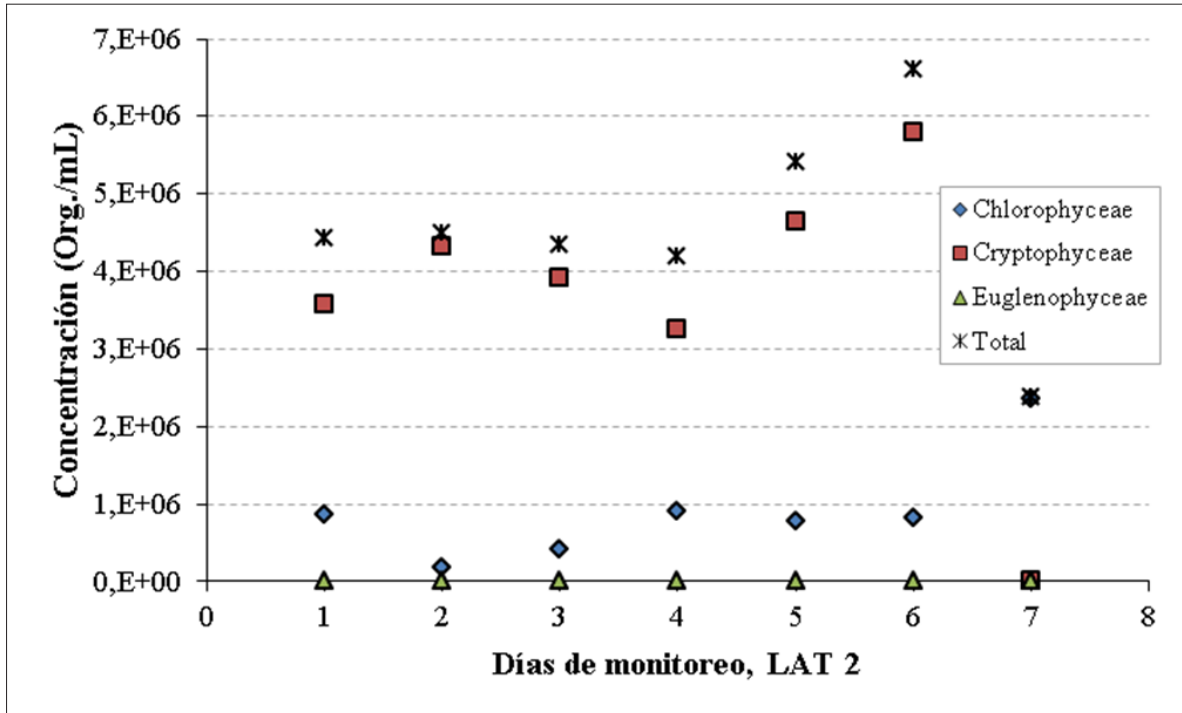


Fuente: Autores.

**FIGURA 6.** CONCENTRACIONES DE ORGANISMOS FITOPLANCTÓNICOS REGISTRADOS EN LA LAT1.

Durante los siete días del experimento, en la LAT2 se registraron individuos de la clase Chlorophyceae, alcanzando su máxima densidad de 2'364.866 organismos/100 mL el séptimo día del ensayo; esta clase representó una AR de 19,4, 3,9, 9,8, 21,8, 14,5, 12,3 y 99,5 %. Similar a lo observado en la LAT1, en los primeros seis días se registraron individuos de la clase Cryptophyceae, con una densidad máxima de 5 795 100 organismos/100 mL en el sexto día; la AR representada por esta clase en los seis días fue de 80,5, 96,1, 90,1, 77,8, 85,5 y 87,7 %. Solamente en los días 1, 3, 4 y 7 hubo presencia

de individuos de la clase Euglenophyceae, con un máximo de 17 640 organismos/100 mL en el cuarto día; la AR correspondiente a la clase en tales días fue de 0,1, 0,1, 0,4 y 0,5 %. La figura 7 ilustra las concentraciones de los organismos de las tres clases identificadas en el experimento.



Fuente: Autores.

FIGURA 7. CONCENTRACIONES DE ORGANISMOS FITOPLANCTÓNICOS REGISTRADOS EN LA LAT2.

En un sistema de cuatro lagunas de pulimento, para tratamiento de efluente de reactor UASB seguido de biofiltro aireado sumergido, Sales [27] reportó que los géneros *Scenedesmus* (Chlorophyceae) y *Euglena* (Euglenophyceae) fueron los más representativos en términos del número de especies, cada género con 9 especies; en este estudio, el mayor número de especies correspondió a los géneros *Scenedesmus* y *Monoraphidium*. Por su parte, Couto et al. [28] reportaron la presencia de los taxones *Chlorella sp.* y *Desmodesmus sp.* como dominantes en LAT en escala piloto, con diferentes niveles de sombreado, utilizadas para el postratamiento de efluentes domésticos de un reactor UASB; en este estudio se observó *Chlorella sp.* durante la mayor parte del tiempo en las LAT y representó una fracción importante de la biomasa algal encargada de dinamizar la simbiosis entre el fitoplancton y las bacterias.

Las densidades de fitoplancton fueron, durante seis días del experimento, mayores en la LAT<sub>2</sub> (figura 6), con excepción del segundo día, en el que la LAT<sub>1</sub> reportó densidades más altas (figura 5). Ello coincide con las mayores concentraciones de DQO registradas durante casi todo el experimento en la LAT<sub>2</sub> (figura 4), lo que evidencia que buena parte de la MO presente en el líquido tratado corresponde a biomasa algal, cuyo impacto en un cuerpo receptor es favorable, ya que puede contribuir a la producción de OD a través de los procesos fotosintéticos.

La mayor presencia de fitoplancton en la LAT<sub>2</sub>, gracias al uso de una mayor cantidad de inóculo, estuvo asociada a las mejores eficiencias de remoción de NO, NAT y PT como resultado de la asimilación de nutrientes por la biomasa algal y la estabilización de la MO, propias de la simbiosis entre algas y bacterias, típica de las LE.

Los resultados evidenciaron la pertinencia del uso de LAT para el postratamiento de efluentes de reactores anaerobios en la depuración de aguas residuales domésticas. En las LAT se logra la eficiente remoción de MO, nutrientes e inclusive una amplia variedad de microcontaminantes mediante procesos de biodegradación, bioacumulación, fotodegradación y bioadsorción [29]; ello asociado a las ventajas de su uso, expresadas por Young et al. [20], en el sentido que las aguas residuales pueden tratarse hasta niveles de calidad aceptables en tan solo la quinta parte del tiempo requerido por otros sistemas de LE y utilizando menos del 50 % del área normalmente necesaria para tales sistemas.

## CONCLUSIONES

La inoculación de lagunas de alta tasa facilitó una rápida colonización de la comunidad fitoplanctónica para la eficiente asimilación de nutrientes y estabilización de la MO. Al utilizar 6,5 % del volumen efectivo como volumen de inóculo se logró un mejor desempeño en la remoción de MO y NAT, así como en la inactivación de *E. coli*. La transformación de MO en biomasa algal se refleja en altas concentraciones de DQO, que al ser vertida al cuerpo receptor puede generar OD a través de la fotosíntesis y fortalecer la productividad primaria para alimentar diversas especies de la cadena trófica.

**Agradecimientos:** Iván Andrés Sánchez Ortiz desea agradecer a la Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) por la concesión de la beca de doctorado.

## REFERENCIAS

- [1] A. Trapote-Jaume. *Depuración y regeneración de aguas residuales urbanas*. Publicacions Universitat Alacant, 2016.
- [2] Y. Xu, X. Lu y F. Chen, “Field investigation on rural domestic sewage discharge in a typical village of the Taihu Lake Basin”, *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, vol. 546, p. 032031, 2020. doi:10.1088/1755-1315/546/3/032031.
- [3] D. Mara, *Domestic wastewater treatment in developing countries*. Londres: Earthscan Editors, 2004. doi:10.4324/9781849771023.
- [4] M. Von Sperling y C. A. Chernicharo, *Biological wastewater treatment in warm climate regions*. Padstow, UK: IWA Publishing, 2005. doi:10.2166/9781780402734
- [5] F. R. Spellman, *Water and wastewater treatment plant operations*. 2ª ed. Boca Ratón, FL, USA: Taylor & Francis Group, 2009. doi:10.1201/b15579.
- [6] G. Correa-Restrepo, H. Cuervo-Fuentes, R. Mejía-Ruíz y N. Aguirre, “Monitoreo del sistema de lagunas de estabilización del municipio de Santa Fe de Antioquia, Colombia”, *Producción + Limpia*, vol. 7, n.º. 2, pp. 36-51, 2012.
- [7] I. López-Hernández, N. B. Ortega-Morales, S. A. Ortiz-Díaz, E. A. Flores-Hernandez, L. A. Pérez-García y M. Medrano-Santillana, “Reduction of hydrogen sulfide by recirculation of effluents in stabilization ponds with the presence of microalgae”, *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, vol. 13, n.º. 1, pp. 29-40, 2022. doi:10.29312/remexca.v13i1.3096.
- [8] S. Kayombo, T. S. A. Mbwette, J. H. Y. Katima, N. Ladegaard, and S. E. Jørgensen, *Waste stabilization ponds and constructed wetlands design manual*. Osaka, Japan: United National Environment Programme, 2005.
- [9] V. A. Cerón-Hernández, C. A. Madera-Parra y M. Peña-Varón, “Uso de lagunas algales de alta tasa para tratamiento de aguas residuales”. *Ingeniería y Desarrollo*, vol. 33, n.º. 1, pp. 98-125, 2015. doi:10.14482/inde.33.1.5318.
- [10] A. Mehrabadi, R. Craggs y M. M. Farid, “Wastewater treatment high rate algal ponds (WWT HRAP) for low-cost biofuel production”, *Bioresource Technology*, vol. 184, pp. 202-214, 2015. doi:10.1016/j.biortech.2014.11.004.
- [11] R. J. Craggs, S. Heubeck, T. J. Lundquist y J. R. Benemann, “Algal biofuels from wastewater treatment high rate algal ponds”, *Water Science and Technology*, vol. 63, n.º. 4, pp. 660-665, 2011. doi:10.2166/wst.2011.100.
- [12] H. D. Maobe, M. Onodera, M. Takahashi, H. Satoh y T. Fukazawa, “Control of algal production in a high rate algal pond: investigation through batch and continuous experiments”, *Water Science and Technology*, vol. 69, n.º. 12, pp. 2519-2525, 2014. doi:10.2166/wst.2014.174.

- [13] V. Montemezzani, I. C. Duggan, I. D. Hogg y R. J. Craggs, “A review of potential methods for zooplankton control in wastewater treatment High Rate Algal Ponds and algal production raceways”, *Algal Research*, vol. 11, pp. 211-226, 2015. doi:10.1016/j.algal.2015.06.024.
- [14] APHA: American Public Health Association, AWWA: American Water Works Association y WEF: Water Environment Federation, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21ª ed. Washington, D.C.: American Public Health Association, 2005.
- [15] C. A. L. Chernicharo, *Anaerobic Reactors. Biological Wastewater Treatment Series - Volume Four*. Padstow, UK: IWA Publishing, 2007. doi:10.2166/9781780402116.
- [16] Metcalf y Eddy and AECOM, *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. 5ª ed. New York: McGraw-Hill Education, 2014.
- [17] J. C. Akunna, *Anaerobic Waste-Wastewater Treatment and Biogas Plants A Practical Handbook*. Boca Raton-FL, USA. CRC Press/Taylor & Francis Group, 2019.
- [18] M. Von Sperling, *Principios del tratamiento biológico de aguas residuales*. Vol. 2: *Principios básicos del tratamiento de aguas residuales*. Pasto, Nariño (Colombia): Editorial Universitaria - Universidad de Nariño, 2019.
- [19] A. F. Santiago, M. L. Calijuri, P. P. Assemany, M. do C. Calijuri y A. J. D. dos Reis, “Algal biomass production and wastewater treatment in high rate algal ponds receiving disinfected effluent”, *Environmental Technology*, vol. 34, n.º. 13-14, pp. 1877-1885, 2013 doi:10.1080/09593330.2013.812670.
- [20] P. Young, M. Taylor y H. J. Fallowfield, “Mini-review: high rate algal ponds, flexible systems for sustainable wastewater treatment”, *World Journal Microbiology and Biotechnology*, vol. 33, n.º. 6, pp. 117, 2017. doi:10.1007/s11274-017-2282-x.
- [21] P. Chatterjee and M. M. Ghangrekar, “Biomass granulation in an upflow anaerobic sludge blanket reactor treating 500 m<sup>3</sup>/day low strength sewage and post treatment in high rate algal pond”, *Water Science & Technology*, vol. 76, n.º. 5-6, pp. 1234-1242, 2017. doi:10.2166/wst.2017.269.
- [22] A. W. Mayo y E. E. Hanai, “Dynamics of nitrogen transformation and removal in a pilot high rate pond”, *Journal of Water Resource and Protection*, vol. 6, n.º. 5, pp. 433-445. doi:10.4236/jwarp.2014.65043.
- [23] I. A. Sánchez-Ortiz, R. K. X. Bastos y E. A. T. Lana, “Tilapia rearing with high rate algal pond effluent: ammonia surface loading rates and stocking densities effects”, *Water Science and Technology*, vol. 78, n.º. 1, pp. 49-56, 2018. doi:10.2166/wst.2018.285.
- [24] L. R. Assis, M. L. Calijuri, E. A. Couto y P. P. Assemany, “Microalgal biomass production and nutrients removal from domestic sewage in a hybrid high-rate pond with biofilm reactor”, *Ecological Engineering*, vol. 106, part A, pp. 191-199, 2017. doi:10.1016/j.ecoleng.2017.05.040.



- [25] N. Buchanan, P. Young, N. J. Cromar y H. J. Fallowfield, “Comparison of the treatment performance of a high rate algal pond and a facultative waste stabilisation pond operating in rural South Australia”, *Water Science & Technology*, vol. 78, n.º. 1, pp. 3-11, 2018. doi: 10.2166/wst.2018.201.
- [26] P. Young, N. Buchanan y H. J. Fallowfield, “Inactivation of indicator organisms in wastewater treated by a high rate algal pond system”, *Journal of Applied Microbiology*, vol. 121, pp. 577-586, 2016. doi:10.1111/jam.13180.
- [27] A. B. Sales, “Taxonomia, estrutura e dinâmica do fitoplâncton e do zooplâncton em um sistema piloto de tratamento de esgoto sanitário em lagoas de polimento”, Ph.D. Tese Programa de Pós-Graduação em Botânica. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, Minas Gerais, Brasil, 2011.
- [28] E. A. Couto, M. L. Calijuri, P. P. Assemany, M. D. Tango y A. F. Santiago, “Influence of solar radiation on nitrogen recovery by the biomass grown in high rate ponds”, *Ecological Engineering*, vol. 81, pp. 140-145, 2015. doi:10.1016/j.ecoleng.2015.04.040.
- [29] M. J. García-Galán, L. Arashiro, L. H. M. L. M. Santos, S. Insa, S. Rodríguez-Mozaz, D. Barceló, I. Ferrer y M. Garfi, “Fate of priority pharmaceuticals and their main metabolites and transformation products in microalgae-based wastewater treatment systems”, *Journal of Hazardous Materials*, vol. 390, 121771, 2020. doi:10.1016/j.jhazmat.2019.121771.