

**Capítulo VI**  
**Seguimiento fisicoquímico de la calidad de**  
**agua de una laguna facultativa de un ingenio**  
**azucarero respecto al suministro de nutrientes**  
**al sistema microbiano**

.....

**Lizbeth Lorena López Parra**  
Universidad Santiago de Cali  
0000-0001-7183-2291

**Rafael Jiménez Ortiz**  
Universidad Santiago de Cali  
0000-0002-5044-481



## Capítulo VI

### Seguimiento fisicoquímico de la calidad de agua de una laguna facultativa de un ingenio azucarero respecto al suministro de nutrientes al sistema microbiano

Lizbeth Lorena López Parra  
Rafael Jiménez Ortiz

**Resumen.** *Generalmente en el tratamiento de aguas residuales domésticas, agrícolas e industriales se utilizan sistemas de lagunas de tipo anaerobio, aerobio y facultativo con el propósito de remover contaminantes que al llegar a un cuerpo natural de agua pueden consumir el oxígeno existente y colapsar todas las formas de vida. Este capítulo se centra en el diagnóstico de una laguna de oxidación de tipo facultativo presente en un ingenio azucarero, analizándose en tres puntos críticos, la coloración, el azufre, el nitrógeno, el fósforo, el calcio, el magnesio y la relación entre los nutrientes con la demanda química de oxígeno, la demanda bioquímica de oxígeno y los sólidos totales disueltos. A partir de esto se encontró una relación no apropiada entre los procesos simbióticos entre algas y bacterias, lo cual contribuye a una pérdida de eficiencia en el proceso de remoción de la materia orgánica.*

**Palabras clave:** Laguna facultativa, aguas residuales, ingenio azucarero.

**Abstract.** *Generally, in the treatment of domestic, agricultural and industrial wastewater lagoon systems of anaerobic, aerobic and facultative type are used with the purpose of eliminating the polluting agent that can reach a natural body of water can consume the existing oxygen and collapse all the life forms. This chapter*

*focuses on the diagnosis of an oxidation facultative lagoon present in a Sugar Mill, analyzing in three critical points, the coloration, the sulfur, the nitrogen, the phosphorus, the calcium, the magnesium and the relation between the nutrients with the chemical demand of oxygen, the biochemical demand of oxygen and the dissolved total solids. From this we found an inappropriate relationship between the symbiotic processes between algae and bacteria, which contributes to a loss of efficiency in the process of removal of organic matter.*

**Key Words:** Facultative lagoon, wastewater, sugar mill

## 6.1. Introducción

Las lagunas de estabilización son el método más simple de tratamiento de aguas residuales que existe. Están constituidas por excavaciones poco profundas cercadas por taludes de tierra, generalmente de forma rectangular o cuadrada [1].

Las lagunas tienen como objetivos remover de las aguas residuales la materia orgánica que ocasionan la contaminación, eliminar microorganismos patógenos que representan un grave peligro para la salud o utilizar su efluente para reutilización, con otras finalidades, como agricultura [2].

La eficiencia de la depuración del agua residual en lagunas de estabilización depende ampliamente de las condiciones climáticas de la zona, temperatura, radiación solar, frecuencia y fuerza de los vientos locales, y factores que afectan directamente a la biología del sistema [3], [4].

Las lagunas de estabilización operan con concentraciones reducidas de biomasa que ejercen su acción a lo largo de periodos prolongados. La eliminación de la materia orgánica en las lagunas de estabilización es el resultado de una serie compleja de procesos físicos, químicos y biológicos, entre los cuales se pueden destacar dos grandes grupos [5], [6].

- Sedimentación de los sólidos en suspensión: representa una parte importante (40-60% como  $DBO_5$ ) de la materia orgánica contenida en el agua residual, produciendo una eliminación del 75-80% de la  $DBO_5$  del efluente [7].
- Transformaciones biológicas: determinan la oxidación de la materia orgánica contenida en el agua residual.

Las lagunas facultativas poseen una zona aerobia y una zona anaerobia, situadas respectivamente en superficie y fondo. Por tanto, en ellas se puede encontrar cualquier tipo de microorganismo, desde anaerobios estrictos en el fango del fondo hasta aerobios estrictos en la zona inmediatamente adyacente a la superficie. Sin embargo, los seres vivos más adaptados al medio serán los microorganismos

facultativos, que pueden sobrevivir en las condiciones cambiantes de oxígeno disuelto, típico de estas lagunas a lo largo del día y del año [8].

Además de las bacterias y protozoos, en las lagunas facultativas es esencial la presencia de algas, que son las principales suministradoras de oxígeno disuelto. A diferencia de lo que ocurre con las lagunas anaerobias, el objetivo perseguido en las lagunas facultativas es obtener un efluente de la mayor calidad posible, en el que se haya alcanzado una elevada estabilización de la materia orgánica, y una reducción en el contenido en nutrientes y bacterias coliformes [9].

En el tratamiento de las aguas residuales agroindustriales que se generan en los ingenios azucareros, se utilizan sistemas de lagunas anaerobias, cuya función principal es ser sedimentadoras de un gran volumen de lodos de los procesos de lavado de caña, efluentes del proceso de elaboración de azúcar y de biodegradación de la materia orgánica [10]. Finalmente, el efluente de estos sistemas se complementa con una laguna facultativa donde se espera que el oxígeno presente, aportado por organismos autotróficos, proporcione un medio aerobio que facilite la biodegradación de la materia orgánica por parte de las bacterias aeróbicas [11].

El capítulo de este libro, exhibe resultados investigativos asociados con la determinación de la composición fisicoquímica de las aguas de la laguna facultativa de un ingenio azucarero; se evaluó la variación de concentración de parámetros de suministro como carbono, nitrógeno, fósforo, azufre, calcio y magnesio, los cuales intervienen en las poblaciones significativas de bacterias y algas en los efectos de simbiosis hacia el mejoramiento del sistema de tratamiento.

## **6.2. Funcionamiento de las lagunas anaerobias**

Las lagunas anaerobias son por lo general el primer tipo de laguna (las más pequeñas de la serie) que se encuentra al inicio de los sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales. Ellas tienen de dos a cinco metros de profundidad y se caracterizan porque pueden recibir una carga orgánica alta (normalmente  $> 100 \text{ g DBO/m}^3 \text{ día}$ , equivalente a  $> 3000 \text{ kg/ha día}$  para una profundidad de 3 m). Estas lagunas no contienen oxígeno disuelto ni tampoco algas, aunque de

vez en cuando una película delgada de *Chlamydomonas* puede estar presente en la superficie [12].

Las lagunas de estabilización anaeróbica contienen protozoarios y rotíferos cuya función es pulir el efluente final. En estas lagunas, las partículas sólidas cubren tres cuartas partes de la laguna y los sólidos suspendidos están sobre la superficie de la laguna dificultan la penetración de la radiación solar, por lo tanto, es insuficiente el oxígeno [13].

Elas trabajan como tanques sépticos abiertos, y su función principal es la eliminación de *demanda bioquímica de oxígeno* (DBO). Las lagunas anaerobias funcionan muy bien: una laguna anaerobia bien diseñada, debe lograr una remoción mínima de DBO del 60% a 20°C.

### 6.2.1 Funcionamiento de una laguna facultativa

Las lagunas facultativas por lo general es la más grande de la serie del sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales (Figura 6.1). Son de dos tipos: lagunas facultativas primarias que reciben agua residual cruda (después del tratamiento previo), y lagunas facultativas secundarias que reciben aguas residuales decantadas (generalmente efluentes de lagunas anaerobias). Están diseñadas para la eliminación de DBO sobre la base de una superficie con DBO relativamente baja, en el rango de 100 a 400 kg/ha día para permitir el desarrollo de una población saludable de algas, ya que el oxígeno necesario para que las bacterias remuevan la carga orgánica es suministrado por la actividad fotosintética de las algas.



**Figura 6.1.** Sistema de tratamiento de aguas residuales de un Ingenio Azucarero.

**Fuente:** Elaboración propia

Las lagunas facultativas pueden tornarse de color rojo o rosa, cuando están ligeramente sobrecargadas, debido a la presencia de bacterias fotosintéticas oxidantes del sulfuro [12].

La luz es fundamental para la actividad fotosintética de las algas y por tanto para la producción de oxígeno de éstas. Depende no solo de la radiación solar que alcanza la superficie del agua, sino de la profundidad a la que penetra, dado que el medio es muy turbio, la luz que penetra en la laguna se atenúa rápidamente y se anula a poca distancia de la superficie. Esta franja de luz horizontal que penetra en la laguna, constituye el sistema de aireación de la laguna y, por tanto, limita la actividad de las algas, ya que es en esta zona, donde ellas realizan la fotosíntesis, que es el proceso más importante de la laguna facultativa, y la transferencia de oxígeno atmosférico al agua por efecto del viento.

Las algas requieren de luz solar para poder realizar la fotosíntesis y por ello solo se encuentran en una capa superficial. La profundidad de esta zona fótica es del orden de 0.60 cm, está determinada por la concentración de las algas [14] y otros factores como los sólidos suspendidos, la carga orgánica y la propia transparencia del agua residual.

Dado que el interés es analizar los nutrientes que se encuentran disponibles para las algas y su impacto en la calidad fisicoquímica del agua, en este estudio se consideró la profundidad de la zona fótica de la laguna, para determinar a qué distancia desde la superficie se deberían tomar las muestras que fueran representativas para la investigación.

### **6.3. Metodología del muestreo**

En total se establecieron 16 sitios de muestreo en la laguna facultativa en estudio. Para tal efecto, se tomaron ocho puntos al borde, entre los cuales se incluyeron los cuatro vértices, la entrada y el descargue; además se hicieron otras ocho mediciones en el centro de la laguna equidistantes entre sí. Las mediciones se realizaron en la mañana (5 cm), al medio día (7 cm) y en la tarde (5 cm) de un día soleado. Con la ayuda del disco Secchi (Figura 6.2), se evaluó la profundidad de la zona fótica en los puntos de muestreo de la laguna.



**Figura 6.2.** Disco Secchi.  
**Fuente:** Elaboración propia

Se utilizó un bote que se desplazó a las diferentes distancias para el muestreo de los puntos que estaban alejados del borde de la laguna, se detuvo el funcionamiento del motor del bote antes de tomar la muestra para evitar turbulencias. Cuando la superficie estaba lo más tranquila posible, se procedía a introducir el disco en la laguna en posición a sotavento.

Se definieron tres puntos de muestreo:

- **Punto 1:** Entrada a lagunas de sedimentación (Este punto cambió de sitio por variación del proceso).
- **Punto 2:** Salida de lagunas de sedimentación o entrada a laguna facultativa.
- **Punto 3:** Salida de laguna facultativa.

Las muestras se conservaron acidificadas a pH 1.5 – 2.0 con  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado y a 4°C.

## 6.4. Resultados y análisis

### 6.4.1 Zona Fótica

La determinación de la zona fótica de la laguna, que en principio se creía que serviría solamente para conocer la profundidad a la que se debían tomar las muestras, tomó una gran relevancia al saber la poca profundidad porque permitió inferir conclusiones contundentes respecto al bajo rendimiento en la remoción de la materia orgánica.

Según Bitton (1994), la zona fótica de una laguna facultativa debe ser del orden de 0.60 m, no obstante, al realizar el estudio de la laguna en cuestión con el disco de Secchi, se determinó que esta zona sólo alcanza unos 0.07 m en promedio al medio día en un tiempo soleado en donde los rayos inciden directamente, y 0.05 m en promedio en horas de la mañana y la tarde cuando la radiación solar es menor. En la Figura 6.3 se observa que existe una gran diferencia entre la profundidad de la zona fótica ideal, respecto a la profundidad de la zona fótica medida.

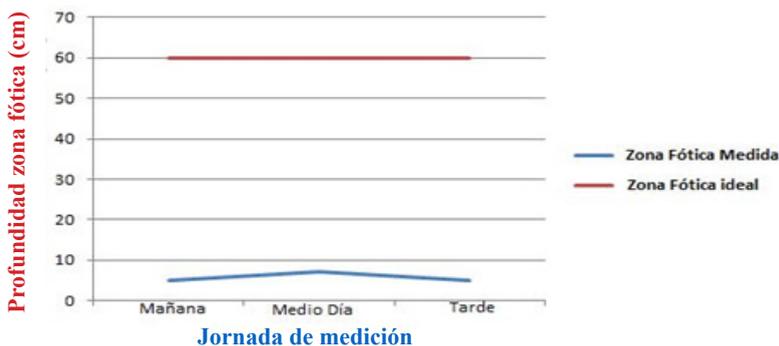


Figura 6.3. Zona fótica medida vs. Zona fótica ideal.

Fuente: Elaboración propia

### 6.4.2 Coloración rosa de la laguna

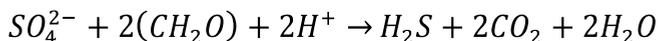
La laguna facultativa en estudio, presentó coloración rosa que se correlaciona con la poca penetración de la luz y nula presencia de algas. En literatura se ha establecido que las lagunas facultativas están sobrecargadas, en forma permanente o transitoria, aparecen de color púrpura (aunque el color exacto puede variar de rosa, pasando por el rojo y púrpura, al marrón claro). Esto es debido a los efectos

tóxicos de sulfuro principalmente sobre las algas y el consiguiente predominio de bacterias fotosintéticas anaeróbicas púrpura y verde. Estas bacterias utilizan la energía lumínica para fijar el dióxido de carbono con la oxidación concomitante de sulfuro de hidrógeno en azufre y sulfato [15].

Las bacterias rojas contienen pigmentos de clorofilas llamados bacterioclorofila y además una variedad de pigmentos carotenoidicos, estos pigmentos dan el color a estas bacterias, el azufre elemental oxidado ( $S^0$ ) es almacenado como gránulo dentro de las células. Las bacterias fotosintéticas verdes y púrpura también pueden utilizar compuestos orgánicos simples, tales como acetato, cuando el crecimiento es “foto-heterótrofo” [15].

### 6.4.3 Azufre

Cuando los compuestos orgánicos en cuya molécula está presente el azufre son descompuestos por bacterias, el producto inicial sulfurado está generalmente de forma reducida, es decir en forma de  $H_2S$ . Esto es debido a la presencia de bacterias en el agua que son capaces de reducir iones sulfato a  $H_2S$ , la actividad metabólica de reducción de sulfatos se lleva a cabo de la siguiente forma:



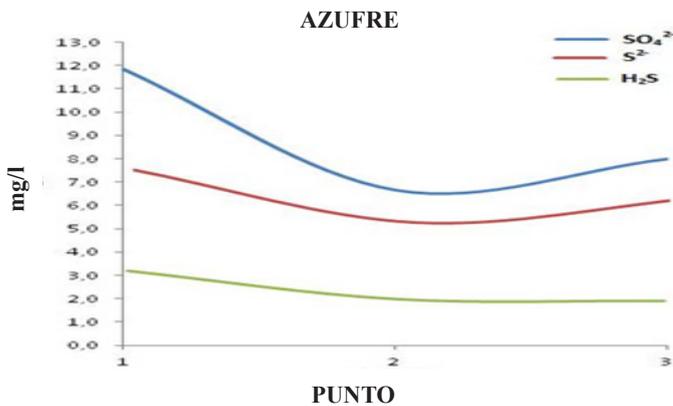
Donde  $(CH_2O)$  forma el material orgánico intracelular; como los carbohidratos que utiliza la célula bacteria como fuente de carbono.

Las transformaciones del azufre en dichas lagunas ejercen influencia sobre los mecanismos de tratamiento. Cuando existen concentraciones elevadas de sulfatos en los líquidos crudos, las bacterias reductoras de sulfatos los transforman en sulfuros tomando la energía necesaria de la oxidación de pequeñas moléculas de materia orgánica y del hidrógeno [16].

La dinámica de las bacterias en este hábitat es bastante compleja y realizar un balance del azufre en las lagunas anóxicas resulta difícil, ya que existen varios géneros de estas bacterias dependiendo de la actividad que realicen. Sin embargo, de acuerdo a los resultados promedio obtenidos de  $S^{2-}$ ,  $H_2S$  y  $SO_4^{2-}$ , mostrados en la Figura 6.4, en los diferentes puntos de muestreo, se puede decir que:

El comportamiento de las tres variables disminuye, aunque en el punto 3, los sulfatos y los sulfuros muestran un pequeño incremento respecto al punto 2.

En el punto 2 (entrada a la laguna facultativa) se observa una disminución de los  $\text{SO}_4^{2-}$  respecto a la entrada a todo el sistema (punto 1), esto es debido a que las bacterias sulfato reductoras (desulfobivrio) lo reducen a ácido sulfhídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ).



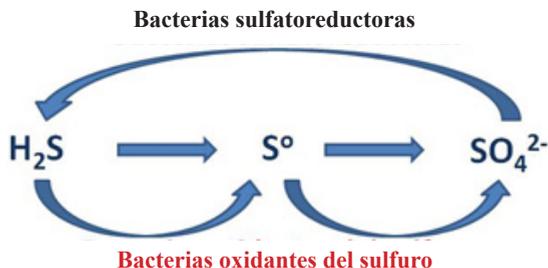
**Figura 6.4.** Comportamiento de  $\text{S}^{2-}$ ,  $\text{H}_2\text{S}$  y  $\text{SO}_4^{2-}$ .

**Fuente:** Elaboración propia

Para que existan las bacterias fotosintéticas del azufre, el ácido sulfhídrico debe abundar; esto se evidencia en el hecho de que a pesar de que éste compuesto es utilizado en la actividad de éstas bacterias como donante de electrones, su presencia no se ve disminuida (entre los puntos 2 y 3 que corresponden a la laguna facultativa), ya que además de lo que entra con el afluente, se le suma todo el que es producido en los lodos del fondo de la laguna por los procesos propios de los sistemas anaerobios, bajo estas condiciones se vuelve inagotable, sin embargo, la acción de las bacterias oxidantes del sulfuro impiden que aumente.

Este  $\text{H}_2\text{S}$  es oxidado en azufre elemental ( $\text{S}^0$ ), que es incorporado a la célula. El  $\text{S}^0$  producido por este ciclo bacteriano de inmediato puede ser oxidado a la forma de ion  $\text{SO}_4^{2-}$ , después que el  $\text{H}_2\text{S}$  ha sido consumido. A este proceso obedece que hay un aumento de  $\text{SO}_4^{2-}$  en el punto 3

(salida de la laguna facultativa), sin embargo, este también puede ser reducido nuevamente a  $H_2S$  por la acción de las bacterias sulfato reductoras ocasionando un ciclo de oxidación-reducción (Figura 6.5)



**Figura 6.5.** Actividad de las bacterias en la laguna facultativa roja.

**Fuente:** Elaboración propia

#### 6.4.4 Nitrógeno

Para valorar las diferentes formas de nitrógeno especialmente la de nitritos, fue importante la toma de muestras y especialmente su determinación en el laboratorio ya que se debieron analizar inmediatamente después del muestreo para evitar la conversión bacteriana del  $NO_2^-$  en  $NO_3^-$  o  $NH_3$ . Además, el contacto del  $NO_2^-$  con el aire acelera la cinética de transformación a  $NO_3^-$ .

La ausencia de nitratos y nitritos indica la ausencia o mínimos procesos de mineralización a nitrato del sistema de estabilización. Para la oxidación del amoníaco se requiere oxígeno molecular, en una primera etapa las bacterias oxidadoras del amoníaco utilizan la enzima monooxigenasa. Posteriormente, las poblaciones de bacterias oxidadoras del nitrito a nitrato emplean la enzima nitrito oxidasa.

Las velocidades de nitrificación son controladas por el crecimiento de las bacterias químico autótrofo nitrificante, cinéticas, dependientes del pH, temperatura, concentración de amoníaco y oxígeno disuelto, acorde a la ecuación [17]:

$$r_n = \frac{\mu_n}{Y_n} \left( \frac{NH_4 - N}{K_1 + NH_4 - N} \right) \left( \frac{DO}{K_2 + DO} \right) C_T C_{pH}$$

En esta ecuación el término DO es oxígeno disuelto, y es una variable que es proporcional al crecimiento de las colonias nitrificantes.

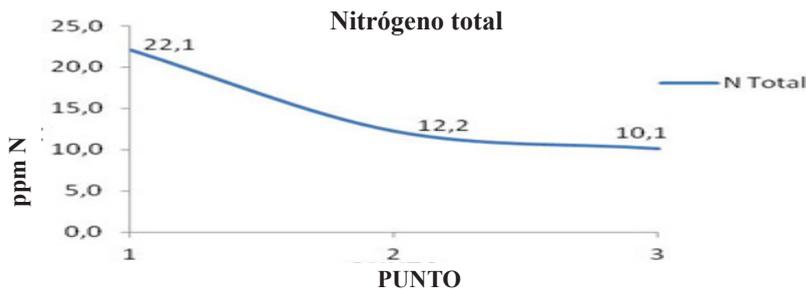
La no detección de nitritos y nitratos se debe a la ausencia de oxígeno en el sistema, las condiciones anóxicas imperantes en la laguna de estabilización, se afirman cada vez más con los análisis que se van obteniendo: escasa zona fótica, presencia de bacterias fotosintéticas purpura del azufre, inhibición de la nitrificación.

El método utilizado para la determinación del nitrógeno amoniacal tiene un límite de detección alto de 5 mg/L, el procedimiento utilizado fue el descrito en el *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* 17Ed., identificado como 4500 NH<sub>3</sub>-B. en el cual el amoniaco es destilado y absorbido en una solución de ácido bórico para ser posteriormente titulado con una solución de ácido sulfúrico 0.02 N.

La desnitrificación es la reducción del nitrato a nitrógeno gaseoso, esta es una reacción anaeróbica o por lo menos anóxica, este también puede reducirse a otros compuestos gaseosos a base de nitrógeno [12].

El sistema en su generalidad es anaeróbico, en las lagunas de sedimentación; y anóxico en la laguna de estabilización, favoreciéndose la posibilidad de condiciones desnitrificantes.

El análisis de nitrógeno orgánico Kjeldahl, arrojó resultados por encima de 20 mg/L de N, esto quiere decir que existen pocas formas de nitrógeno inorgánico, pero si hay presencia de nitrógeno primordialmente de tipo orgánico (Figura 6.6).



**Figura 6.6.** Determinación de nitrógeno orgánico Kjeldahl.

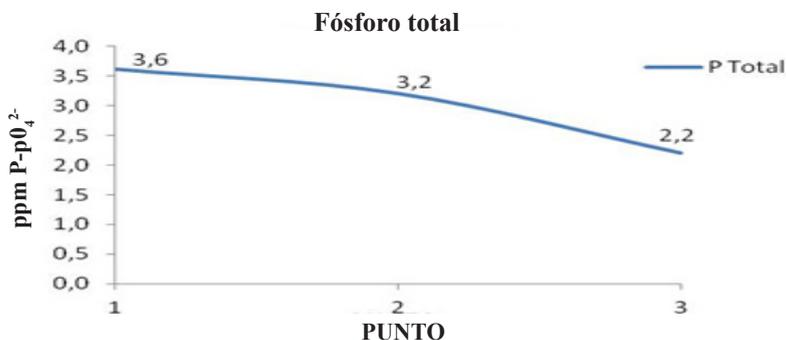
**Fuente:** Elaboración propia

La disminución del nitrógeno total entre los puntos 1 y 2, que corresponde a un 45% aproximadamente, se debe básicamente al proceso de sedimentación. Es de anotar que entre estos dos puntos hay tres lagunas anaerobias en donde la remoción de la materia orgánica se da principalmente por el proceso de decantación de los sólidos en suspensión, que suelen representar una parte importante (40-60% como DBO<sub>5</sub>) de la materia orgánica contenida en el agua residual y produce una eliminación del 75-80% de la DBO<sub>5</sub> del efluente [7].

Entre los puntos 2 y 3 (entrada y salida de la laguna facultativa), la remoción de nitrógeno que corresponde a un 17% aproximadamente, se debe a la misma causa (sedimentación), como se citó anteriormente, por existir escasa o nula presencia de moléculas inorgánicas nitrogenadas (NH<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup> y NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), no se lleva a cabo el ciclo del nitrógeno o proceso de mineralización de moléculas con este elemento. Por lo que el nitrógeno presente no está en forma de nutriente para los microorganismos.

#### 6.4.5 Fósforo

El comportamiento del fósforo (Figura 6.7) está acorde con lo esperado, disminución gradual por el proceso de sedimentación.



**Figura 6.7.** Fósforo inorgánico como orto-fosfato  
Fuente: Elaboración propia

En todos los casos, el fósforo es removido por conversión de los iones fosfato presentes en el agua residual a una fracción sólida; esta fracción puede ser una sal insoluble precipitada o estar presente en la masa microbial en los lodos. Incluso si existe una absorción de

ortofosfato por parte de la biomasa algal, la sedimentación no puede ser despreciada [18].

El aporte de fósforo de la biomasa anaerobia contiene de 2 a 3% de P en peso seco, el fósforo es considerado un macro nutriente esencial el cual estimula el crecimiento de las poblaciones algales y de ciertas cianobacterias acelerando los procesos de eutrofización, un agua residual doméstica contiene aproximadamente 12 mg/L de P. El fósforo puede eliminarse del agua residual antes de someterse a un tratamiento biológico por precipitación del anión fosfato con cationes  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Al}^{+3}$ , o  $\text{Fe}^{+3}$  [19].

Los resultados muestran una remoción del fósforo de un 39% aproximadamente en todo el sistema. El contenido de fósforo que ingresa en el afluente al tratamiento es muy bajo comparado con las concentraciones que se encuentran en las aguas residuales domésticas, es decir el fósforo es un macro nutriente que se encuentra en déficit (3.6 mg/L en promedio), y durante el proceso se adiciona cal para incrementar el pH y evitar así los procesos fermentativos, por tal razón una parte del fósforo se debe estar sedimentandose tanto en las lagunas anaerobias y otra parte en la laguna anóxica de estabilización, y otra mínima parte debe ser removida incorporándose a la biomasa existente en el sistema de lagunaje que es en su gran mayoría anaeróbica. La existencia de un residual de fosfato en la salida de la laguna de estabilización de 2.2 mg/L demuestra que no existen procesos de eutrofización, y que la existencia de cianobacterias o comunidades de algas es nula en el sistema analizado.

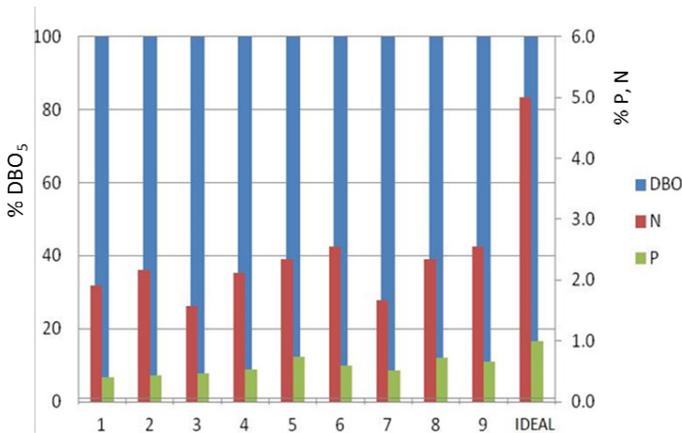
Pese a que el fósforo es el nutriente limitante en las estequiometrias que describen la formula empírica de crecimientos biológicos tanto aerobio como anaerobios, los resultados obtenidos son tan bajos que no cumplirían con las relaciones de C/N/P teóricas, para una eutrofización apropiada, vital para que una balsa de estabilización facultativa sea eficiente; bajo estas condiciones la biomasa anaerobia (condición de la laguna) típica de sistemas de sedimentación, si utiliza eficientemente este nivel de fósforo, porque su requerimientos nutricional es menor debido a que su cinética de crecimiento bacterial es muy lenta.

#### **6.4.6 Relación de nutrientes**

Uno de los objetivos propuestos en esta investigación es establecer la relación DBO/N/P para evaluar si es la apropiada en el desarrollo de las algas. Según Mara D. (2004) la relación de nutrientes para el crecimiento bacteriana relaciona DBO:N:P en una proporción de aproximadamente 100:5:1, se hace la acotación de que los efluentes industriales pueden alterar esta relación y las aguas residuales pueden requerir suplementos nutricionales de nitrógeno y fósforo.

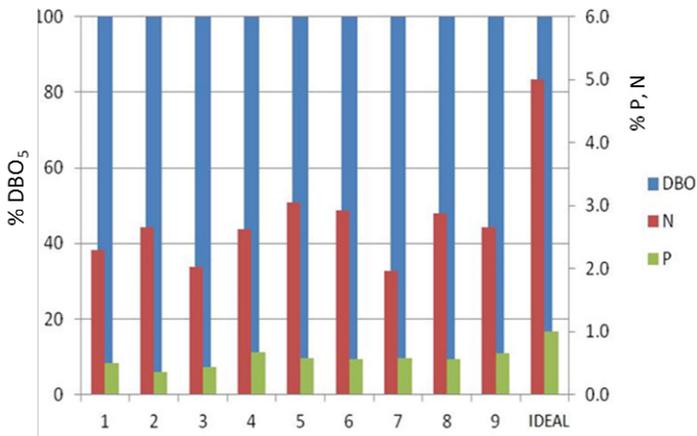
Existe de igual manera, una formulación detallada que describe el crecimiento de algas, la cual incluye al nitrógeno y al fósforo, que en algunas circunstancias pueden ser limitantes de tasa [19]. Estas formulaciones indican las cantidades de nitrógeno y fósforo necesarias para el crecimiento de autótrofos, además el crecimiento fototrófico en una laguna de estabilización elimina nitrógeno y fósforo en el agua residual, en algunas ocasiones los fotótrofos se dedican a captar fósforo en grandes cantidades lo que significa que la cantidad de P incorporado puede ser incluso mayor del 1% quizás tan alto como un 6%. De esta manera, la eliminación de nutrientes va asociada a la remoción de DBO.

Lo anterior también muestra, que la asimilación de carbono proviene del CO<sub>2</sub> generado en la laguna y éste en su gran mayoría proviene de la degradación aeróbica de la materia orgánica efectuada por las bacterias, de forma similar el amoníaco que se obtiene proviene de procesos de nitrificación; es decir, la relación ideal que plantea el investigador Mara D. de 100 DBO: 5 N: 1 P para el crecimiento bacteriana garantiza la eficiencia metabólica de las bacterias aeróbicas heterotróficas; existe una guía general en la cual aproximadamente 1/3 de la DBO se usa en reacciones catabólicas (energéticas) y aproximadamente 2/3 se utilizan en síntesis de biomasa (anabolismo).



**Figura 6.8.** Representación gráfica de la relación DBO/N/P en el punto 2.

**Fuente:** Elaboración propia



**Figura 6.9.** Representación gráfica de la relación DBO/N/P en el punto 3.

**Fuente:** Elaboración propia

Si el sistema presenta la relación ideal de nutrientes asociado al crecimiento bacteriano, influirá positivamente para que el sistema faculte a la biomasa algal para su crecimiento y por lo tanto garantizará que el oxígeno metabolito de la fotosíntesis esté disponible para ser utilizado por las bacterias, dinámica fundamental de una laguna de estabilización facultativa. En las figuras 6.8 y 6.9, la DBO corresponde al eje de la izquierda y el N y el P en el eje de la derecha. Se tienen diez relaciones, las nueve primeras son las que se calcularon con los resultados de los análisis de DBO/N/P para cada muestra y la última relación es la ideal 100/5/1.

Nótese como en esta representación de la entrada y salida de la laguna facultativa (punto 2 y punto 3), el nitrógeno y el fósforo que ingresan y salen de la laguna, son muy escasos en comparación con el ideal. Lo que quiere decir, que la cantidad de materia orgánica que entra es mucha en comparación con la presencia de nitrógeno y fósforo, razón por la cual se comprueba que el aporte nutricional es muy bajo para los microorganismos que pudieran estar en este hábitat, o que la cantidad de carga orgánica representada en la DBO, es grande para ser degradada por microorganismos con bajo aporte de nutrientes.

#### 6.4.7 DBO DQO Y SST

La Demanda Química de Oxígeno DQO, la Demanda Bioquímica de Oxígeno DBO y los Sólidos Suspendidos Totales SST, presentan disminución de las tres variables proporcionales entre sí (Figura 6.10), obedeciendo al proceso de sedimentación en las lagunas anaerobias y la laguna facultativa. Este proceso es propio de las lagunas anaerobias y como ya se ha citado, la sedimentación de los sólidos suspendidos es la causa de un importante porcentaje de degradación de la materia orgánica. A pesar de esto, este proceso no es el más importante en la laguna facultativa donde los procesos de degradación se dan principalmente por la actividad de microorganismos, no obstante, como se señaló anteriormente, la laguna facultativa no tiene actividad algal, si fuera así, se apreciaría una disminución mayor de estas tres variables en el punto 3.



**Figura 6.10.** Comportamiento de la DBO, la DQO y los SST.

**Fuente:** Elaboración propia

El sistema en su totalidad remueve, en términos de DBO, un 54% de carga, incluso se observa que este valor es bajo comparado con lo que se esperaría para un sistema de tratamiento anaerobio. Las lagunas anaeróbicas trabajan extremadamente bien bajo condiciones de diseño apropiado y sobrecargas no significativas logran remociones mayores al 60% a 20°C [12].

Se observa una remoción total del 71% en sólidos suspendidos totales, esto indica que el principal mecanismo de remoción en todo el sistema es la sedimentación, y los procesos de biodegradación y mineralización de la materia orgánica se dan en la biomasa asociada a los lodos sedimentados.

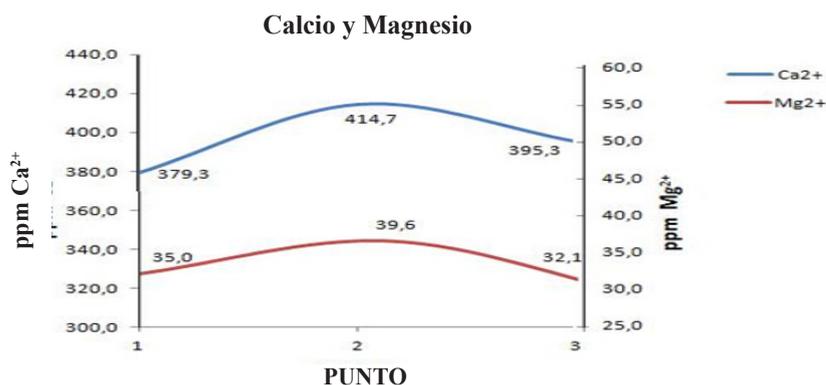
Un problema principal que está asociado a las balsas de estabilización es la gran concentración de sólidos suspendidos en el efluente, otro factor importante es el crecimiento de fotótrofos, el exceso de este material produce aumentos en la DBO del efluente, por un incremento del florecimiento algal [19].

Los resultados de la DBO y los SST obtenidos en el efluente de la laguna de estabilización son bajos comparados con el afluente proveniente de las lagunas de sedimentación, no se observan incrementos en la DBO ni en los sólidos, lo que indica que no existe biomasa algal que incremente estos parámetros, demostrando que no existe actividad fotosintética y por lo tanto producción de oxígeno, vitales para un óptimo funcionamiento de una laguna de estabilización facultativa.

#### ***6.4.8 Calcio y magnesio***

El calcio y el magnesio están catalogados como elementos menores en la nutrición de los microorganismos del hábitat acuático, son de gran importancia en el buen desarrollo de la biomasa algal y bacterial en las lagunas facultativas. En la Figura 6.11, no se quiere mostrar la degradación de estos elementos, sino su presencia como componentes nutricionales en las aguas residuales. En las figuras el eje de la derecha que corresponde a las partes por millón de magnesio, se aprecia que hay una gran diferencia en comparación con el aporte de calcio (eje de la izquierda), esto es debido a que en el sistema existen tres estaciones alimentadoras de cal para evitar que el pH descienda y cree traumatismos en el medio.

Las estaciones alimentadoras de cal, están ubicadas al inicio de cada uno de los puntos de la figura. El incremento de la concentración de calcio en el punto 2, se debe a que el pH del efluente del sistema de sedimentación es más estable que en la estación No.1 donde llegan los efluentes del proceso que tienen un pH inferior a 6.0 casi siempre; la adición de cal previo a la entrada a la laguna de estabilización garantiza un buen nivel de alcalinidad para un sistema que sigue trabajando en condiciones anóxicas, y que puede demandar alcalinidad.



**Figura 6.11.** Comportamiento del calcio y magnesio.

**Fuente:** Elaboración propia

En el tratamiento anaerobio el control del pH es crítico, y el intervalo deseado para que los metanógenos sean eficientes es de 6.5 a 7.6. Los ácidos orgánicos producidos como productos intermedios, así como el ácido carbónico asociado a las elevadas concentraciones de CO<sub>2</sub>, tienden a reducir el pH, en este tipo de tratamiento el uso de reguladores tiende a ser relativamente alto comparado con el tratamiento aerobio.

Los efluentes provenientes del lavado de caña y del proceso de elaboración, tienden a ser ácidos por la presencia de azúcares que son el medio ideal para que se den procesos fermentativos, por esta razón antes de que el afluente ingrese a la primera laguna de sedimentación, se adiciona cal en la primera estación con el objetivo de acondicionar el pH para el proceso anaeróbico y garantizar que se incremente la alcalinidad que actuará como un regulador en el sistema cuando las reacciones bioquímicas generen una disminución en el pH a valor por debajo de 6.6, crítico para producir inhibición de la metanogénesis.

La adición de cal produce un aumento en las concentraciones de  $\text{Ca}^{+2}$  y  $\text{CO}_3^{2-}$  cuando las concentraciones alcanzan cierto punto tiene lugar la precipitación de  $\text{CaCO}_3$ , este precipitado puede mezclarse con los sólidos en suspensión del reactor o pueden precipitar formando una costra dura [19].

Una característica relevante de este sistema de tratamiento, es la presencia de un alto nivel de lodos sedimentados en las lagunas de sedimentación, a un nivel que incluso se observa esta situación en la laguna de estabilización; esto contribuye a que no se dé una zona fótica que permita el desarrollo de organismos fototróficos, vitales para el desempeño de una laguna facultativa; un factor que puede estar incrementando este parámetro es la cal ya que el sistema de dosificación no es controlado y el sistema no permite un tiempo de homogenización, y se pueden dar reacciones inversas donde la precipitación también elimine la alcalinidad.

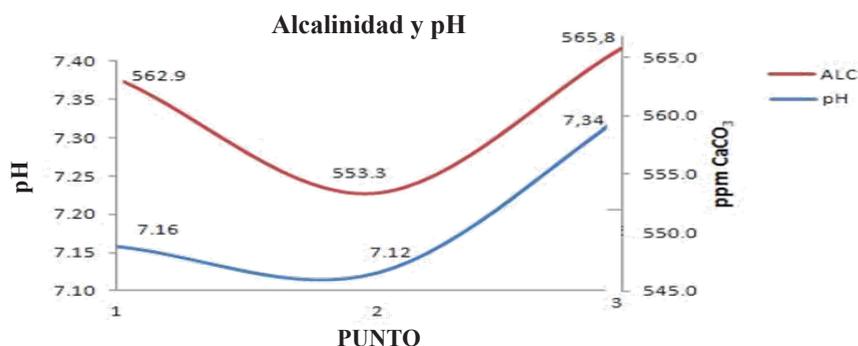
#### ***6.4.9 Alcalinidad y pH***

La alcalinidad definida como la capacidad del agua para neutralizar ácidos y su cantidad depende del contenido de sustancias alcalinas en la muestra, es un parámetro importante en el control del pH del proceso de depuración de las aguas residuales. En la Figura 6.12, el eje de la derecha muestra la escala de alcalinidad en ppm  $\text{CaCO}_3$  y se observa que sólo hay un cambio sutil a través de todo el sistema. La ligera disminución en el punto 2 se debe a la pérdida de  $\text{CO}_2$  a la atmósfera por la biodegradación de la materia orgánica. En este punto, es donde más se adiciona cal para incrementar la presencia de carbonatos y bicarbonatos para así evitar el descenso del pH por baja alcalinidad.

El pH es una variable crítica en todos los sistemas que emplean procesos biológicos tales como las plantas de tratamiento de aguas residuales, es por eso que en el sistema del ingenio azucarero existe una estación de bombeo de cal en cada punto de muestreo para ejercer un control eficiente sobre esta variable. Los resultados de pH que se observan en el eje de la izquierda de la Figura 6.12, muestran un buen control sobre el sistema respecto a que un pH por debajo de seis, desfavorecería los procesos biológicos en el sistema anaerobio. Sin embargo, en las lagunas facultativas deberían

presentar un pH por encima de ocho ya que la actividad fotosintética de las algas requiere más  $\text{CO}_2$  del que se produce por respiración y descomposición [20]. En el sistema objeto de estudio, el punto 3 (salida de la laguna facultativa), se aprecia pH por debajo de ocho, lo que indica que hay altas concentraciones  $\text{CO}_2$  debido a que no hay fotosíntesis y por ende no hay consumo del  $\text{CO}_2$  producido.

Los resultados obtenidos en alcalinidad muestran que la adición de cal que se efectúa en la estación No 1 previa a la entrada al sistema de lagunas de sedimentación, garantiza un buen pH que no inhibe los procesos anaeróbicos. El pH del entorno en el cual crecen las bacterias es un parámetro muy importante, muchas bacterias prefieren condiciones cerca a la neutralidad o ligeramente alcalina, condiciones cercanas a un pH de 6.5 – 8.5, los metanógenos son un grupo sensible a pH menores de 6.2.



**Figura 6.12.** Comportamiento de la alcalinidad y el pH.  
Fuente: Elaboración propia

Un aspecto muy importante que se observa entre los puntos 1 y 2 que corresponden a la entrada y salida del sistema de lagunaje de sedimentación (anaeróbico), es que el pH no sufre caídas drásticas se conserva entre un rango de 7.10 - 7.20; y esto es importante ya que el sulfuro de hidrógeno que se forma principalmente en las lagunas anaeróbicas por la reducción del sulfato por la bacteria *Desulfovibrio* spp, a sulfuro de hidrógeno ( $\text{H}_2\text{S}$ ) es la principal fuente de olores desagradables; sin embargo, a un pH alrededor de 7.5 el sulfuro está presente como el ion bisulfuro ( $\text{HS}^-$ ) y este no presenta olor irritante [21].

Como se menciona anteriormente en el numeral relacionado a calcio y magnesio, es muy importante tener una alcalinidad significativa en las balsas anaerobias que evite la caída de pH producto de las reacciones de hidrólisis y formación de ácidos orgánicos en la etapa fermentativa de la metanogénesis, se observa que aunque existe una caída en alcalinidad en la salida del sistema anaerobio, es mínima y alcanza a neutralizar la acidez que se libera y queda un 98.4% de la concentración que ingreso.

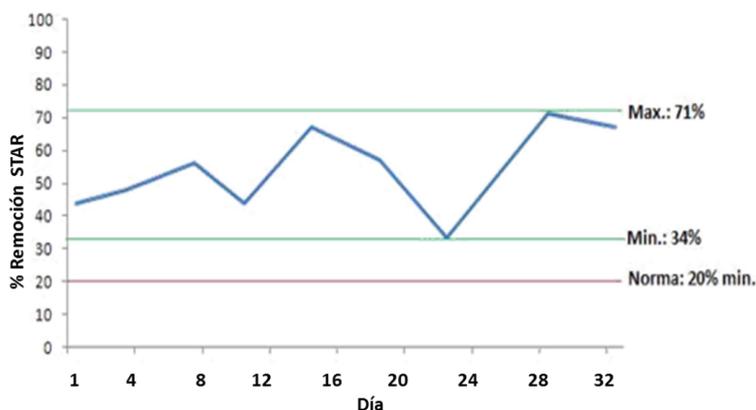
Se observa que el pH de la salida de la laguna de estabilización es de alrededor de 7.3 como efluente de un sistema de tratamiento es óptimo; sin embargo, evidencia poca actividad fotosintética y por lo tanto reafirma el hecho de que las condiciones de la laguna son anóxicas.

En lagunas de estabilización facultativas con presencia de biomasa algal, el pH en el sistema puede ser usado como un indicador de la siguiente manera:

- pH por encima de ocho es producido por velocidades fotosintéticas donde la demanda de CO<sub>2</sub> es mayor que las cantidades que se reemplazan por procesos de respiración y descomposición de la biomasa.
- pH por debajo de ocho indica fallas en el proceso fotosintético para utilizar completamente el CO<sub>2</sub> producido, es decir no existe una biomasa algal que participe en el ciclo facultativo de la laguna de estabilización.

#### ***6.4.10 Remoción de carga orgánica del sistema***

Los resultados de DBO obtenidos durante la investigación, determinan los porcentajes de remoción de carga orgánica de todo el sistema (tres lagunas anaerobias y una laguna facultativa), aunque se muestra un valor máximo de 71% que es un buen valor, el promedio de 54% es un resultado aceptable para este tipo de sistemas de tratamiento de aguas residuales industriales, que pone de manifiesto una meta de mejoramiento (Figura 6.13).



**Figura 6.13.** Porcentaje de remoción de todo el sistema de tratamiento de aguas residuales.

**Fuente:** Elaboración propia

## 6.5. Conclusiones

La medición de la zona fótica sirvió para evidenciar la gran turbidez de la laguna debido a un exceso de sólidos en suspensión que demuestra que la laguna trabaja con una sobrecarga orgánica ya que el disco Secchi determinó una penetración de luz máxima de 7 cm en promedio, cuando lo ideal hubiera sido unos 60 cm.

La coloración rosa de la laguna facultativa en estudio, se debe a la presencia de bacterias fotosintéticas purpuras oxidantes del sulfuro (Mara, 1986). Esta fotosíntesis bacteriana es anaerobia, lo cual no da lugar a la producción de oxígeno. Como la laguna requiere oxígeno, pero no lo tiene, la laguna facultativa está trabajando en condiciones anóxicas.

Debido a las condiciones anóxicas de la laguna, se favorece la proliferación de las bacterias purpuro sulfurosas que compiten con las algas ocasionando una reducción de su población tendiendo a eliminarlas, consecuentemente en la laguna hay baja eficiencia en la remoción de la carga orgánica. El cambio de coloración de la laguna facultativa es un buen indicador cualitativo del funcionamiento del proceso de degradación; hecho que se ve en los resultados de porcentajes de remoción de la DBO, lo ideal es evitar que estas bacterias salgan al cuerpo receptor ya que hacen parte de la biomasa que incrementa el valor de la DQO.

Resultados de análisis de sulfuros por encima de 6.4 ppm, indican niveles de toxicidad para las algas, su presencia inhibe el proceso fotosintético de las mismas (si las hubiere) y la producción de oxígeno; así mismo los sulfuros son utilizados por las bacterias purpuras del azufre como donadores de electrones, oxidándolos a sulfatos. A este proceso obedece que haya un aumento de sulfatos a la salida de la laguna facultativa.

La ausencia de oxígeno en la laguna facultativa indica que no hay procesos oxidativos que requieren de este elemento como portador de electrones, por eso son muy mínimos o no existen residuales de  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NO}_3^-$  en ella; la presencia de  $\text{SO}_4^{2-}$ , obedece a que hay una oxidación que utiliza sulfuros en vez de oxígeno como portadores de electrones. De esta manera, el  $\text{SO}_4^{2-}$ , que se esperaba encontrar como nutriente para las algas, es utilizado por las bacterias sulfato reductoras.

La ausencia de formas de nitrógeno oxidadas, son indicadores de la inexistencia o inhibidos los microorganismos encargados de llevar a cabo el proceso de nitrificación (conversión de  $\text{NH}_3$  en  $\text{NO}_2$  y  $\text{NO}_3$ ) que corrobora que la laguna no está suficientemente eutroficada.

No existe una relación adecuada para el crecimiento de microorganismos relacionado con equilibrio DBO:N:P de 100:5:1. Las relaciones encontradas en esta investigación, indican que hay un gran desequilibrio de la materia orgánica (representada en la DBO), respecto a la cantidad de nitrógeno que es muy baja. Es decir, hay mucha materia orgánica para la cantidad de nitrógeno total (sin considerar aún en qué forma se encuentra) y el fósforo oscila en valores generalmente bajos con respecto al esperado para el equilibrio ideal. Causante de la reducción en la eficiencia en el proceso de remoción de carga contaminante y en la inhibición del crecimiento de algas.

Aunque el nitrógeno total es relativamente proporcionado en los diferentes puntos del sistema, la no presencia de sus formas  $\text{NO}_2$  y  $\text{NO}_3$ , evidencia que en la laguna no existen colonias de microorganismos capaces de realizar el proceso de mineralización de moléculas de nitrógeno orgánico que se da mediante el proceso de oxidación aerobia, ausencia de colonias bacteriales quimiolitotróficas como son *Nitrobacter* y *Nitrosomonas*.

## 6.6. Referencias

[1] Boulier, G; Atchison, T. “*Practical Design and Application of the Aerated-facultative Lagoon*” Process Hinde Engineering Company. 1974. 1-32.

[2] Aponte, A. “Desarrollo de modelos ecológicos para carbono y nitrógeno en lagunas facultativas secundarias” *Ingeniería Investigación y Tecnología* 3. 2014a. 437-456.

[3] Aponte, A. “Validación de modelos hidrodinámicos de tres modelos topológicos de lagunas facultativas secundarias” *Ingeniería Investigación y Tecnología* 4. 2014b. 637-654.

[4] Gerardi, M; “The Biology and Troubleshooting of Facultative Lagoons” Wiley 2015. 35-42.

[5] Brotons, J. 2011. “La maximización del beneficio en las empresas depuradoras de aguas residuales. El caso de Valencia (España)” *Estudios Gerenciales* 27, 147-164.

[6] Vijai, S; Yuan, Q. 2017. Simplified empirical model for phosphorous removal in a facultative wastewater lagoon” *Journal of Environmental Management* 201, 1–5.

[7] Romero, J. *Tratamiento de aguas residuales por lagunas de estabilización* Bogotá: Escuela colombiana de ingeniería. Editorial Alfa omega. 1999.

[8] González, M; Pérez, S; Worg, A; Bello, R; Yañez, G. 2015. Residuos agroindustriales con potencial para la producción de metano mediante la digestión anaerobia. *Revista Argentina de Microbiología* 47, 229-235.

[9] De la Fuente, L; Romeo, O; Fernández, O; Vallejo, G; Ballesteros, S. 2019. Contaminación microbiológica en humidificadores de sistemas de oxígeno terapia de alto y bajo flujo: una revisión sistemática. *Medicina intensiva* 43, 18-25.

[10] Corbin, E. Facultative Lagoon Effluent Polishing Using Phase Isolation Ponds U.S. Environmental Protection Agency, Municipal Environmental Research Laboratory. 1981, 1-3.

[11] Ewing, T; Babauta J.T; Arci, E; Tang, N; Orellana, J; Heo, D; Beyenal, H. 2014. Self-powered wastewater treatment for the enhanced operation of a facultative lagoon. *Journal of Power Sources* 269, 284-292.

[12] Mara, D. *Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries*. Earthscan. London. Sterling, VA. 2004. 293 pp.

[13] Ntengwe, F. 2005. The cost benefit and efficiency of waste water treatment using domestic ponds – the ultimate solution in Southern Africa *Physics and Chemistry of the Earth*. 30,735–743.

[14] Bitton, G., *Wastewater Microbiology*, Nueva York :Wiley-Liss. 1994.

[15] Mara, D; Pearson, H. Artificial freshwater environments: Waste stabilization ponds In: *Biotechnology*. Vol 8. (Editorial. W. Schoenborn) Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft. 1986. 177-206.

[16] Casimiro, M. *Uso de Bacterias Sulfúricas Púrpuras y Verdes para la Eliminación de H<sub>2</sub>S Contenido en Aguas Tratadas Utilizadas para el Riego*. México: División de Ciencias Biológicas y de la Salud. Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco., 2006.

[17] Senzia, M; Mayo, A. 2002. Modelling nitrogen transformation and removal in primary facultative ponds. *Ecological Modelling*. 154, 207–215.

[18] Mesplé, F; Casellas, C; Troussellier, M; Bontoux, J. 1996 Modelling orthophosphate evolution in a high rate algal pond. *Ecological Modelling*. 89, 13–21.

[19] Rittmann, B; McCarty, P. *Bioteconología del Medio Ambiente Principios y Aplicaciones*. España. Mc Graw Hill. 2001. 760 pp.

[20] Mara, D; Alabaster, G; Pearson, H; Mills, S. *Waste Stabilization Ponds: A Design Manual for Eastern Africa*. Leeds, England: Lagoon Technology International.. 1992. 121 pp.

[21] Mara, D; Curtis, T; Dixo, N; Silva, S. 1994. Light Penetration in Waste Stabilization Ponds. *Water Research*. 28, 1031-1038.

