

MONITOREO DEL DESEMPEÑO Y ESTUDIO BATIMÉTRICO DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE NEVES PAULISTA (SÃO PAULO, BRASIL)

TSUNAO MATSUMOTO*
✉ IVÁN SÁNCHEZ O.**

RESUMEN

El presente trabajo tuvo como objetivos evaluar el desempeño de la planta de tratamiento de aguas residuales de Neves Paulista en las diferentes temporadas climáticas anuales y diagnosticar la acumulación de lodos de sus lagunas de estabilización anaerobia y facultativa. Se midieron diversos parámetros de la calidad del agua afluente y efluente a la planta en 3 etapas de colecta, cada una con una duración de 3 meses, se realizó un estudio batimétrico de las lagunas para cuantificar la acumulación de lodos y se aforó el afluente durante 24 horas consecutivas. La remoción media de demanda bioquímica de oxígeno fue del 73,9 % y la de coliformes fecales fue menor a 2 unidades logarítmicas. Los lodos acumulados representaron cerca del 25 % del volumen efectivo de las lagunas reduciendo así sus tiempos de retención hidráulica. La planta requiere la inclusión de un sistema de pretratamiento, la remoción controlada de lodos acumulados en las zonas más críticas e implementar un sistema de postratamiento que garantice remoción adicional de materia orgánica y coliformes para ajustarse a las regulaciones ambientales brasileras.

PALABRAS CLAVES: aguas residuales urbanas; calidad de efluente; evaluación de desempeño; lagunas anaerobias; lagunas facultativas.

PERFORMANCE MONITORING AND BATIMETRIC SURVEY OF THE NEVES PAULISTA (SÃO PAULO, BRASIL) SEWAGE TREATMENT PLANT

ABSTRACT

The main objectives of this work were to evaluate the performance of the sewage treatment plant of Neves Paulista during the different yearly climatic seasons and to diagnose the sludge accumulation in its anaerobic and facultative waste stabilization ponds. Different water quality parameters on the plant influent and effluent, in 3 stages of collection of 3-month long each were measured, bathymetric survey of the lagoons for estimate the sludge accumulation volumes and a 24 consecutive hours affluent flow monitoring were conducted. The average BOD removal efficiency was 73.9% and the faecal coliforms removal was less than 2 logarithmic units. The accumulated sludge represented almost 25% of the lagoons effective volume reducing their hydraulic detention times. The plant requires the set up of a

* Ingeniero civil Fundação Valeparaibana de Ensino; M.Sc y Ph.D. en Ingeniería Civil: Hidráulica y Saneamiento, Escuela de Ingeniería, Universidad de São Paulo USP, Brasil. Profesor Livre Docente del Departamento de Ingeniería Civil Facultad de Ingeniería de la UNESP, Brasil.

** Ingeniero civil, Especialista Universidad de Nariño; M.Sc. en Ingeniería Civil: Ingeniería Ambiental y Recursos Hídricos Universidade Estadual Paulista UNESP, São Paulo, Brasil. Profesor Asociado Departamento de Recursos Hidrobiológicos, Facultad de Ciencias Pecuarias de la Universidad de Nariño. Pasto, Colombia.

✉ *Autor de correspondencia:* (I. Sánchez). Universidad de Nariño, Ciudad Universitaria Torobajo, Carrera 22 No.18-109 Pasto, Nariño (Colombia). Tel: 731 14 49 ext. 239
Correo electrónico: iaso@udenar.edu.co

Historia del artículo:
Artículo recibido: 08-VIII-2013 / Aprobado: 17-X-2013
Discusión abierta hasta diciembre de 2014

pre-treatment system, the controlled sludge accumulated removal of the most critical zones and the implementation of a post treatment system to guarantee additional organic matter removal and fecal coliforms in order to met the Brazilian environmental regulations.

KEYWORDS: Urban Wastewater; Effluent Quality; Performance Monitoring; Anaerobic Lagoon; Facultative Lagoon.

MONITORAMENTO DO DESEMPENHO E ESTUDO BATIMÉTRICO DA INSTALACAO DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DE NEVES PAULISTA (SÃO PAULO, BRASIL)

SUMÁRIO

Este trabalho tem como objetivo avaliar o desempenho da instalação de tratamento de águas residuais de Neves Paulistas nas diferentes temporadas climáticas anuais e de diagnosticar a acumulação de lodo das suas lagunas de estabilização anaeróbia e facultativa. Mediram-se diversos parâmetros da qualidade da água afluente e efluente à instalação em 3 etapas de coleta, cada etapa com uma duração de 3 meses, realizou-se um estudo batimétrico das lagunas para quantificar a acumulação de lodo e aforou-se o afluente durante 24 horas consecutivas. A retirada meia de demanda bioquímica de oxigênio foi de 73,9% e la de coliformes fecais foi menor a 2 unidades logarítmicas. Os lodos acumulados representaram cerca do 25% do volume efetivo das lagunas reduzindo assim seus tempos de retenida hidráulica. A instalação requer a inclusão dum sistema de pre-tratamento, a retenida controlada de lodo acumulado nas zonas mais críticas e implementar um sistema de pos-tratamento que garantisse retenida adicional de matéria orgânica e coliformes para ajustar-se às regulações ambiental brasileiras.

PALAVRAS-CHAVE: Águas residuais urbanas; Qualidade de efluente; Avaliação de desempenho; Lagunas anaeróbias; Lagunas facultativas.

INTRODUCCIÓN

Las aguas residuales (AR) son una combinación de uno o más de: efluentes domésticos que consisten en aguas negras (excreta, orina y lodos fecales) y aguas grises (agua residual de cocina y baño); agua proveniente de establecimientos comerciales e instituciones, incluyendo hospitales; efluentes industriales, aguas lluvias y escorrentías urbanas; efluentes agrícolas, de horticultura, acuicultura, bien sea disueltos o como materia en suspensión (Corcoran, *et al.*, 2010). El escaso tratamiento de las AR, es un problema en todas partes del mundo, ya que las tecnologías para poder tratarlas son muy costosas en muchos de los casos (OPS-CEPIS, 2005a).

Las lagunas de estabilización (LE) son sistemas extensivos para tratamiento de aguas residuales que se adaptan fácilmente a bajas condiciones socio-

económicas en países en vías de desarrollo (Kouraa, *et al.*, 2002). De acuerdo con Peña y Mara (2004), las LE son uno de los principales métodos de tratamiento naturales de las AR, están constituidas por tanques en tierra, artificiales y el sistema está conformado por una o más series de lagunas anaerobias, facultativas y, dependiendo de la calidad requerida para el fluente final, lagunas de maduración.

Según Ramalho (1996), en las LE el oxígeno necesario se obtiene de la superficie natural de aireación y de las algas que producen el gas por fotosíntesis. Dicho oxígeno es utilizado por las bacterias para la degradación aerobia de la materia orgánica; los productos de esta degradación (CO₂, amoníaco, fosfatos) son utilizados de nuevo por las algas.

De acuerdo con Kayombo, *et al.* (1995), este sistema de tratamiento es muy eficiente en la remoción de bacterias coliformes fecales y para ello



únicamente necesitan de la energía proporcionada por la luz solar. Adicionalmente, requieren de mínima supervisión para su operación diaria y simples trabajos de limpieza en sus entradas y salidas. La temperatura y la duración de la luz solar en países tropicales ofrecen una excelente oportunidad para obtener altas eficiencias y un desempeño satisfactorio en este tipo de sistemas.

El principal objetivo de esta investigación fue determinar la variabilidad en el desempeño de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de Neves Paulista, del estado de São Paulo (Brasil) conformada por una laguna anaerobia seguida de una laguna facultativa bajo las diferentes condiciones climáticas anuales. Para diagnosticar el comportamiento del sistema de tratamiento se monitorearon el afluente y efluente de las lagunas en tres temporadas climáticas diferentes, con una duración de tres meses cada una por tres años consecutivos. Se calcularon las eficiencias de remoción de los más importantes parámetros de control de calidad del agua, se ejecutó un levantamiento batimétrico de las unidades de tratamiento para determinar los perfiles de acumulación de lodos y los volúmenes útiles disponibles y se determinó la cantidad de flujo afluente a la planta por 24 horas seguidas. A partir de los resultados obtenidos se diagnosticó la eficiencia de la planta en términos de la remoción de materia orgánica, coliformes fecales y sólidos a la luz de la legislación brasilera y se formularon recomendaciones que ayuden a mejorar su eficiencia para que se ajuste a las directrices ambientales.

MATERIALES Y MÉTODOS

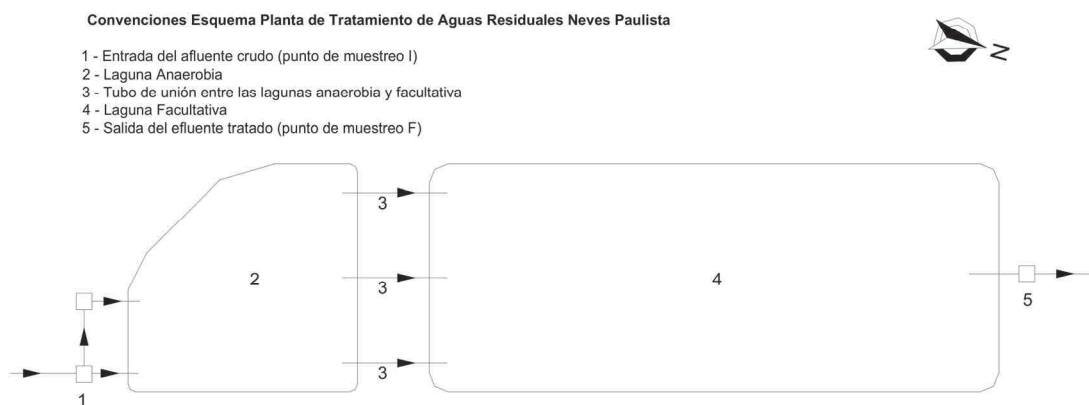
2.1 LOCALIZACIÓN Y CONFIGURACIÓN BÁSICA DE LA PTAR

La ciudad de Neves Paulista se localiza en la región centro oeste del estado de São Paulo, en la latitud $20^{\circ}50'48,35''S$ snmm y longitud $49^{\circ}37'49,54''W$, a una altitud de 549 metros, donde predomina el clima de sabana tropical -tipo Aw de acuerdo con la clasificación de Koeppen- con lluvias de verano y sequía de invierno, precipitaciones medias de 1355,5mm anuales y temperatura promedio anual de $22,8^{\circ}C$ según lo reportado por el Centro de pesquisas meteorológicas e climáticas aplicadas à agricultura (2013). La ciudad fue fundada en 1944 y de acuerdo con los resultados del censo de 2010 (IBGE, 2013), el municipio posee una población de 8.772 habitantes.

La PTAR fue implementada desde 1996, para ello se adoptó como sistema de tratamiento dos lagunas de estabilización con una laguna anaerobia seguida de una laguna facultativa. Cabe mencionar que para las fechas del presente estudio, la planta de tratamiento carecía de un sistema de pretratamiento (ni rejillas ni desarenador) del agua residual. La **Figura 1** presenta un esquema en el que se observa la configuración básica de las dos lagunas y se indican los componentes básicos de la planta así como los puntos de muestreo adoptados para la investigación.

La zona de entrada del afluente crudo a la planta de tratamiento consta de una cajilla a la que llega un

Figura 1. Esquema básico de la PTAR de Neves Paulista



tubo en concreto de 300 mm de diámetro (Punto 1, **Figura 1**). Por su parte, la zona de salida de la PTAR (Punto 5, **Figura 1**) está constituida por un sistema tipo *stop-log* en el que el efluente superficial de la laguna facultativa fluye libremente sobre un vertedero rectangular.

2.2 MONITOREO DEL AFLUENTE Y EFLUENTE DE PLANTA DE TRATAMIENTO

El monitoreo de la PTAR se realizó por medio de un total de 20 campañas de muestreos, distribuidas en 3 etapas que abarcaron las principales condiciones climáticas a las que esta se encontraría sometida, su distribución en el tiempo fue de la siguiente manera: la primera etapa se ejecutó entre los meses de noviembre y febrero (época de lluvia), con un total de 6 muestreos practicados cada 2 o 3 semanas; la segunda etapa entre abril y julio (período de sequía) con un total de 7 muestreos cada 2 semanas; la tercera etapa entre agosto y octubre (comienzo del periodo de lluvias) con 7 muestreos practicados cada 2 semanas.

El programa de seguimiento del desempeño de la planta consistió en la realización de mediciones en terreno y toma de muestras para análisis de parámetros de calidad del agua que reflejaron el comportamiento de la PTAR. Debido a que los tres tubos que intercomunican la laguna anaerobia con la laguna facultativa (número 3 en la **Figura 1**) funcionan en condiciones semi-sumergidas no fue posible realizar mediciones al efluente de la primera laguna (afluente de la laguna facultativa), por ello únicamente se muestrearon el afluente crudo en la caja de inspección de entrada a la planta (punto I, **Figura 1**) y el efluente final en la caja de inspección de salida (punto F, **Figura 1**).

Los parámetros medidos *in situ* fueron pH, oxígeno disuelto y temperatura y los medidos en laboratorio fueron demanda bioquímica de oxígeno (DBO), DBO filtrada, demanda química de oxígeno (DQO), número más probable de coliformes totales (NMPCT) y de coliformes fecales (NMPCF) por cada 100 mL, sólidos totales (ST), fijos (STF) y volátiles (STV), sólidos suspendidos totales (SST), fijos (SSF) y volátiles (SSV); adicionalmente, durante la primera y tercera etapas de la investigación se midieron los sólidos sedimentables presentes en el efluente final, en la primera y segunda

etapa se midió el nitrógeno amoniacal total (NAT), durante las tres etapas se midieron las concentraciones de nitrógeno total (NT) y fósforo total (FT) en el efluente final y para FT se midió también sus concentraciones en el afluente a lo largo de la tercera etapa del estudio.

Las muestras tomadas se dispusieron en frascos de polipropileno y de polietileno transparente, se almacenaron en cajas de icopor, se refrigeraron y se transportaron para su análisis en el Laboratorio de Saneamiento del Departamento de Ingeniería Civil de la Facultad de Ingeniería de la Universidade Estadual Paulista, Campus de Ilha Solteira.

La medición de los parámetros se basó en las metodologías de análisis establecidas por APHA, AWWA y WPCF (1998) en *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* en las modalidades: analítica, colorimétrica y espectrofotométrica.

Para conocer la variabilidad del flujo que ingresa a la PTAR se aforó el caudal por 24 horas consecutivas, ello se logró mediante la medición —y posterior análisis con la ecuación de Manning— de la columna de líquido afluente en el tubo localizado al inicio de la PTAR, previo a su distribución hacia las dos tuberías de entrada a la laguna anaerobia.

2.3 ESTUDIO BATIMÉTRICO

Se realizó un estudio batimétrico para determinar el volumen útil en las lagunas de estabilización, con él se definieron los perfiles de acumulación de sólidos sedimentados y a partir de ellos se calculó la cantidad de lodo dispuesto en el fondo de las dos unidades de tratamiento que permitió calcular el volumen disponible. En la laguna anaerobia se definieron 12 perfiles longitudinales y 12 transversales espaciados a cada 5,0 m, con excepción del primer perfil longitudinal y el último perfil transversal cuya separación respecto al borde de la laguna fue de 2,5 m (Ver **Figura 2**); en la laguna facultativa se definieron 13 perfiles longitudinales espaciados cada 5 m, con excepción de los dos ubicados en los extremos laterales separados por 2,5 m de distancia y 16 perfiles transversales espaciados cada 10 metros, con excepción de los dos primeros y dos últimos espaciados a cada 5 m (Ver **Figura 3**). En total se realizaron mediciones batimétricas para 152 puntos en la laguna anaerobia y 208 puntos en la laguna facultativa.



Para mantener el alineamiento de los perfiles en terreno se utilizó una estación total y prismas reflectantes que permitieron orientar la dirección de una embarcación auxiliar. La obtención de los datos batimétricos de profundidades total de la laguna, de la columna de líquido y del lodo acumulado se realizó con astas metálicas y de PVC según lo descrito por Gonçalves (1999). Con los datos obtenidos se elaboraron los perfiles del fondo de las lagunas y de acumulación de sedimentos y se calcularon los volúmenes de lodo por medio de programas de diseño asistido por computador.

de dicha laguna su área superficial calculada fue de 2.718,8 m², ligeramente inferior a la que se obtendría aplicando la ecuación de un trapecio regular.

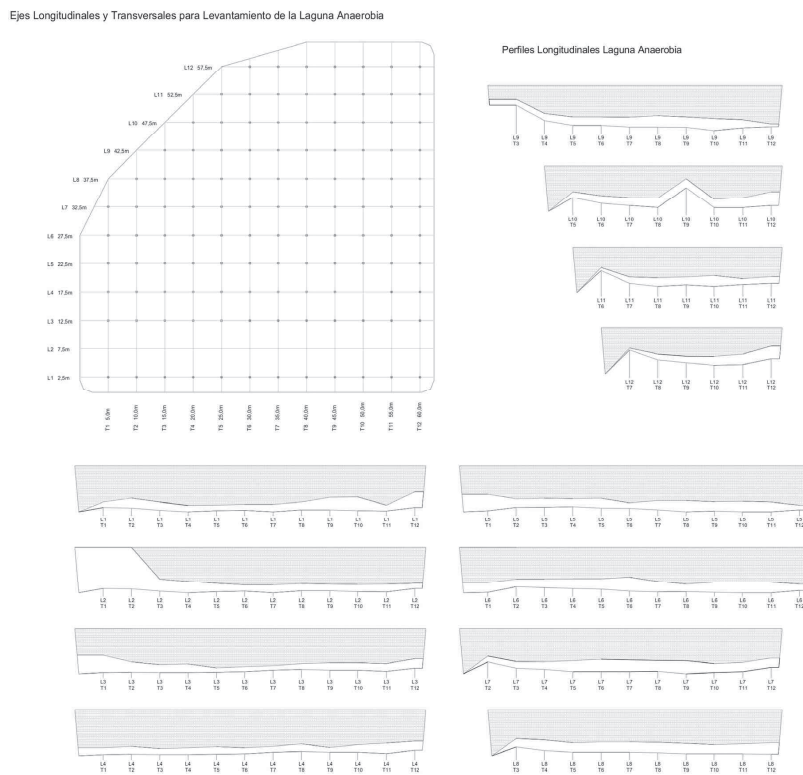
Las profundidades medias de la laguna y del lodo acumulado fueron respectivamente de 2,30 y 0,47 m. Mediante el uso del software para diseño asistido por computador se determinó que el volumen teórico total de la laguna sin acumulación de lodo fue de 6.900 m³ y el de sedimentos acumulados de 1.821 m³, que al considerar las densidades de lodo de lagunas anaerobias reportadas por Andreoli, *et al.* (2001) representarían del orden de 2.549.400 kg de lodo húmedo; con base en lo anterior, el volumen disponible (o útil) de la laguna para el momento de la investigación fue de 5.079 m³. Las discrepancias que se presentan entre los volúmenes determinados mediante el software y los obtenidos con el producto del área superficial y las profundidades medias se deben al heterogéneo fondo de la laguna anaerobia, especialmente en su zona izquierda (**Figura 2**, Perfiles L7 a L12).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 BATIMETRÍA DE LA PTAR

La laguna anaerobia presentó una forma de trapecio irregular con sección creciente en el sentido del flujo del agua, cuyas dimensiones características fueron: base menor 27,5 m, base mayor 60,0 m, altura de 62,5 m. Debido a la configuración irregular en planta

Figura 2. Vista en Planta y perfiles longitudinales de la laguna anaerobia



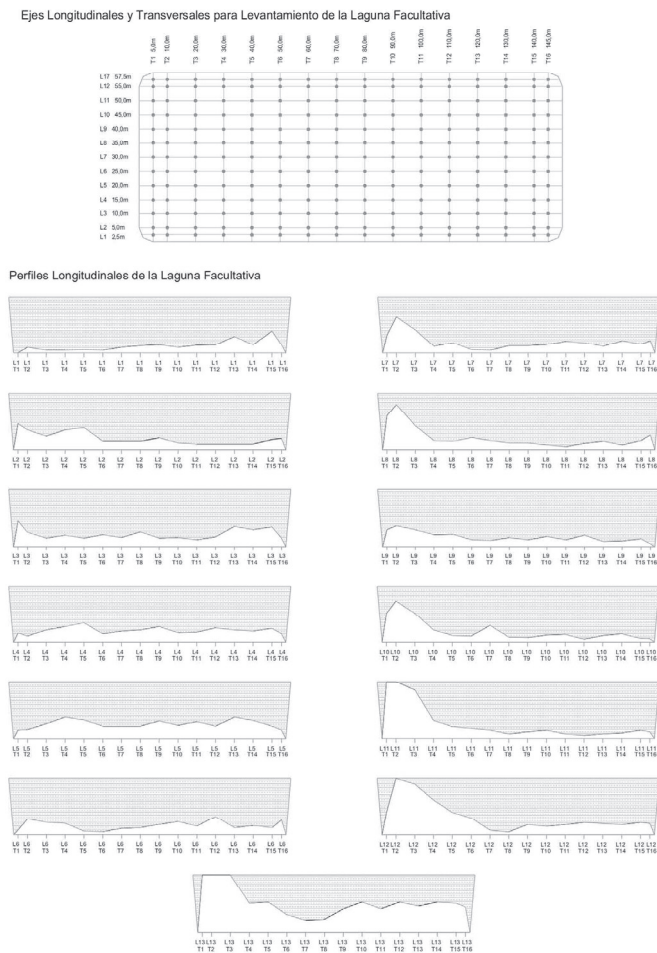
La **Figura 2** presenta en una vista en planta la disposición de los ejes definidos para el estudio batimétrico, así como los perfiles longitudinales obtenidos para la laguna anaerobia.

Los perfiles evidencian una acumulación relativamente homogénea de los lodos, con excepción de la mayor presencia de estos en el sector inicial de la laguna y de manera especial en su lado derecho (perfil L1, **Figura 2**), lo que pudo deberse a que la distribución del flujo afluente no se realizó de manera equitativa por las dos tuberías de entrada en las que se subdividió el líquido después del punto de muestreo I (Ver **Figura 1**). Adicionalmente a la heterogénea distribución del flujo, la ausencia de un pretratamiento propicia la acumulación de sólidos de fácil sedimentación al inicio de la laguna anaerobia.

Los volúmenes de sedimentos registrados altera la eficiencia de la unidad de tratamiento ya que de acuerdo con Nelson, *et al.* (2004), la acumulación de lodos puede impactar el desempeño de las lagunas por alteración de su comportamiento hidráulico debido a la disminución del volumen efectivo y a cambios en la configuración del fondo.

La laguna facultativa posee un largo de 150,0 m y un ancho de 60,0 m, lo que representa un espejo de agua de 9.000 m² con una relación largo/ancho de 2,5. La altura media de la columna de agua fue de 1,05 m y la profundidad media del lodo acumulado fue de 0,25 m. El volumen teórico total de la laguna fue de 9.500 m³ y el volumen de lodo acumulado de 2.250 m³, con base en lo anterior, su volumen útil disponible laguna fue de 7250 m³.

Figura 3. Vista en planta y perfiles longitudinales de la laguna facultativa





La **Figura 3** presenta la vista en planta de la disposición de los ejes utilizados en el estudio batimétrico y los perfiles longitudinales obtenidos para la laguna facultativa.

Como se puede observar en la **Figura 3**, la laguna facultativa también presentó una acumulación relativamente homogénea de sedimentos en la mayor parte de su extensión, con excepción del tercio inicial y con mayor énfasis en su parte izquierda como consecuencia del mayor flujo afluente en el tubo izquierdo de la laguna anaerobia, esta situación se pudo deber a diferencias de asentamientos entre las tres tuberías que conforman la estructura de paso entre las dos lagunas, con valores más pronunciados hacia el tubo izquierdo y central. La mayor concentración de los sedimentos en las zonas cercanas a los puntos de ingreso del afluente sugiere su labor de pulimento en la sedimentación de sólidos que eventualmente escapan de la laguna anaerobia.

Para controlar de manera rápida los efectos que la heterogénea acumulación de lodos ejercen sobre el desempeño de las lagunas se puede optar por la remoción controlada de los volúmenes localizados en las zonas más críticas, que según el estudio batimétrico se localizan en el tercio inicial derecho de la laguna anaerobia y los tercios iniciales central e izquierdo de la laguna facultativa. También cobra importancia el control del comportamiento hidráulico del sistema, para lo cual es recomendable tomar medidas en cuanto a la rectificación del nivel topográfico de los tubos que intercomunican a las lagunas y de esta manera garantizar la uniforme distribución del líquido, la minimización de flujos preferenciales y el aprovechamiento optimizado del volumen disponible en la segunda laguna.

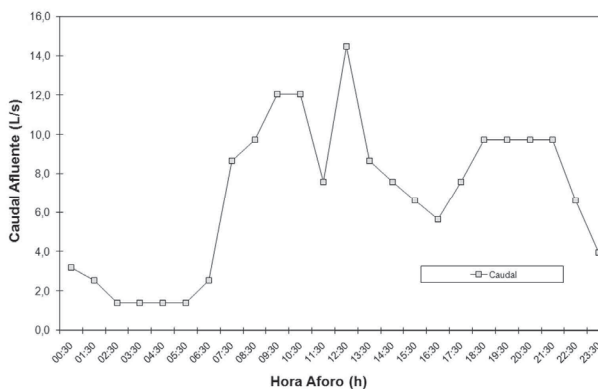
Según Gonçalves (1999), la extracción frecuente de los lodos y su disposición final en lechos de secado evita su excesivo espesamiento, lo que a su vez permite la aplicación de técnicas de remoción más sencillas y económicas tales como la descarga hidráulica o el uso de bombas centrífugas sin necesidad de suspender la operación de la unidad de tratamiento. Para ello dicho autor recomienda realizarlo cada uno o dos años; sin embargo, para efectos de programar las remociones periódicas del material se pueden considerar las tasas de acumulación de lodos *per cápita* reportadas por la literatura, cuyos valores oscilan entre 28 L/hab.año (Alvarado, *et al.*, 2011),

40 L/hab.año (Ministerio de Desarrollo Económico-RAS, 2000) y hasta 100 o 120 L/hab.año (OPS-CEPIS, 2005b).

3.2 CARACTERIZACIÓN DEL AFLUENTE Y EFLUENTE DE LA PTAR

La **Figura 4** presenta la variación del caudal afluente que ingresó a la planta de tratamiento durante el monitoreo de 24 horas consecutivas.

Figura 4. Variación del caudal afluente a la PTAR a lo largo de 24h



El caudal afluente a la PTAR presentó valores pico en horario de la mañana, al medio día y en el final de la tarde e inicio de la noche, ajustándose así a la variación diaria típica reportada en la literatura. El flujo osciló entre 1,4 y 14,5 L/s, con un valor medio calculado de 7,0 L/s; o sea, un caudal diario de aproximadamente 604,8 m³/d.

Con base en los volúmenes útiles disponibles de 5.079 y 7.250 m³ en las lagunas anaerobia y facultativa, calculados a partir del levantamiento batimétrico y considerando el caudal promedio se determinó que el TRH total de la laguna anaerobia fue de 8,4 d y el de la facultativa de 11,9 d, para un total de 20,3 d en la PTAR. El TRH de la laguna anaerobia superó al recomendado por von Sperling (2009) de 3,0 a 6,0 días y el de la facultativa se encontró en el rango de valores recomendado por el mismo autor de 7,5 a 22,5 días, a su vez superó los 10 días recomendados por Yáñez (1993) y fue menor a los 20 sugeridos por Kellner y Pires (1998); los TRH de los dos tipos de lagunas, son inferiores a los rangos recomendados por Crites y Tchobanoglous (1998) de 20 a 50 d para lagunas anaerobias y entre 25 y 180 d para las facultativas.

A continuación se presentan los resultados obtenidos para los parámetros analizados sobre muestras sencillas colectadas en horarios entre 9:00 y 10:00 de la mañana durante las tres fases del monitoreo de la planta.

Oxígeno Disuelto. Las concentraciones de OD en los líquidos afluentes y efluentes de la PTAR variaron respectivamente entre 0 y 0,6 y 0 y 10,44 mg/L, sus valores medios fueron de 0,05 y 1,44 mg/L. Aunque en el efluente se midieron valores mayores al mínimo recomendado de 2mg/L, solamente representaron el 10 % de las muestras, es recomendable que en la laguna facultativa se modifique el sistema de salida *stop log* por un sistema sumergido que garantice la migración de la menor cantidad posible de algas flotantes pues durante el día ellas producen por fotosíntesis OD, la retención de las algas además de mantener los niveles de oxígeno en el agua no afectaría los valores de la materia orgánica en el efluente final.

pH. El promedio de los valores de pH registrados respectivamente en el afluente y el efluente durante las tres etapas del monitoreo fueron: en la primera etapa 6,95 y 7,06; en la segunda etapa 6,80 y 7,18; en la tercera etapa 6,99 y 7,35. En términos generales se observó que el efluente fue más alcalino que el afluente debido a la actividad fotosintética de las algas presentes en la laguna facultativa que incrementa el pH como lo afirma Mara (2004).

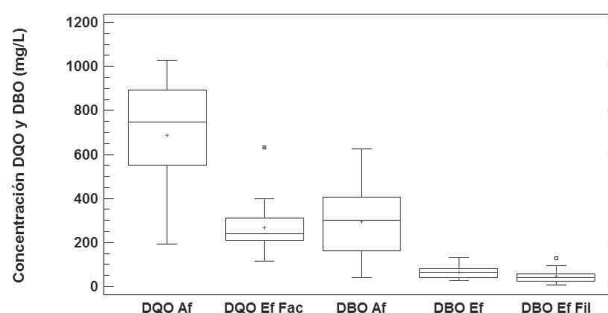
Temperatura. Las temperaturas medidas tanto en el afluente crudo como en el efluente de la PTAR oscilaron entre 11,0 y 29,8°C y sus valores promedio fueron respectivamente de 24,23 y 22,53°C. La pequeña reducción de los valores de temperatura en el efluente se debe a su variabilidad ambiental a lo largo del día pues durante la noche disminuye de manera importante y le resta calor a la masa de agua de las lagunas.

DBO, DBO filtrada y DQO. En el afluente la concentración de la DBO varió entre 40,3 y 627,0 mg/L con promedio de 294,4 mg/L y la DQO osciló entre 191,0 y 1.027,0 mg/L y promedio de 685,8 mg/L; en el efluente la DBO varió entre 26,0 y 133,0 mg/L con un valor medio de 63,9 mg/L, la DBO filtrada osciló entre 6,0 y 127,0 mg/L con promedio de 46,5 mg/L y la DQO registró valores entre 114 y 632 mg/L con promedio de 267,6 mg/L. La relación entre los valores medios de la DQO y DBO afluentes fue del orden de 2,32, ligeramente superior a las relaciones

típicas reportadas por autores como Metcalf and Eddy (1991).

La **Figura 5** presenta diagramas de cajas y bigotes generados a partir del programa Statgraphics Centurion XVI.I, en ellos se representa gráficamente la variación total de estos parámetros en el afluente y el efluente de la planta.

Figura 5. Variación de la DBO y DQO afluentes y efluentes y la DBO efluente filtrada



Con base en la concentración media de DBO cruda y el caudal promedio afluente se estimó el valor de la carga orgánica aplicada a la planta que fue de 178,5 kgDBO/d; con este dato y el volumen útil efectivo de la laguna anaerobia se calculó la carga orgánica volumétrica que ingresó a la PTAR, cuyo valor estimado fue de 0,035 kg DBO/m³/d, menor a los rangos recomendados por Uehara y Vidal (1998), de 0,04 a 0,08 kgDBO/m³/d y coincidente con el rango superior recomendado por von Sperling (2009), de 0,01 a 0,35 kgDBO/m³/d.

Como ya fue comentado, no fue posible realizar el análisis específico del efluente de la laguna anaerobia, por tal razón, para cuantificar la carga orgánica superficial que pudo ingresar a la laguna facultativa se lo hizo a partir de una eficiencia estimada de remoción de DBO relativamente baja del 50 % —menor al 70 % sugerido por Mara (2004) para lagunas anaerobias bajo temperaturas superiores a los 25 °C—. Con base en lo anterior se tiene que la concentración media estimada fue de 147,2 mg/L de DBO afluente, utilizando el valor del caudal medio la carga diaria calculada fue de 98,9 kgDBO/ha/d para un área superficial de 9.000 m²; valor que sería inferior los 260 kgDBO/ha/d recomendado por Kawai, *et al.* (1981) y a los rangos recomendados por von Sperling (2009) para zonas con invierno caliente y alta insolación, entre 240 y 300 kgDBO/ha/d.



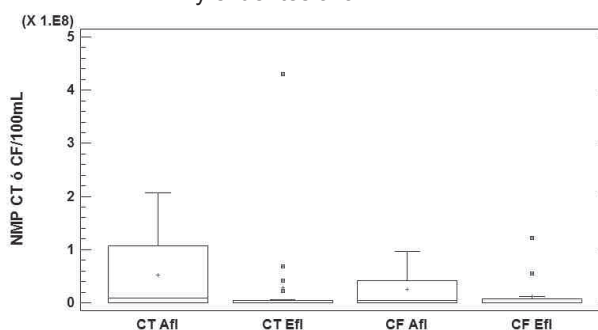
A partir de las concentraciones registradas se pudo determinar que la eficiencia media de remoción de la DBO por parte de la PTAR fue de 73,9 %, inferior al 80 % mínimo exigido en el Decreto n ° 8.464 (São Paulo, 1976); adicionalmente, la concentración media de DBO efluente supera ligeramente a la máxima recomendada de 60 mg/L. Aunque se registraron importantes eficiencias en la remoción de la materia orgánica, los valores calculados no satisfacen los requisitos que establece la legislación ambiental brasilera, ello pudo deberse a la heterogénea acumulación de lodos en las unidades de tratamiento antes comentada, fenómeno que puede generar flujos preferenciales en las lagunas y de esta manera alterar sus reales TRH; de igual manera, los desfases en los valores de las cargas volumétricas y de aplicación superficial con respecto a los rangos recomendados pudieron incidir en el desempeño de las unidades. Es probable que las dimensiones otorgadas al sistema de tratamiento hayan obedecido a un panorama de crecimiento poblacional mayor al que ha experimentado Neves Paulista, generando condiciones de sobredimensionamiento lo que se traduce en una eficiencia global menor a la esperable según los datos reportados por von Sperling (2012) para la asociación laguna anaerobia-laguna facultativa.

Al analizar los valores de la DBO afluente y la DBO efluente filtrada se determinó que bajo ese criterio sí se cumpliría con la legislación ambiental en términos de concentración y de eficiencia de remoción pues su valor medio sería del 82,4 %. Dicha situación además de validar el nivel de importancia del uso de la DBO filtrada para verificar la eficiencia de lagunas de estabilización como lo resaltan Ferreira, da Silva y Perez (2011), también pone de manifiesto la necesidad de un sistema de postratamiento que remueva una fracción adicional de la materia orgánica tanto particulada como disuelta y así ajustar las eficiencias de desempeño de la PTAR a las directrices ambientales brasileras.

Coliformes totales y fecales. En los exámenes bacteriológicos se determinó que la variación del NMP de CT/100mL en el afluente osciló entre $2,00 \times 10^4$ y $2,07 \times 10^8$ y en el efluente de la laguna facultativa entre $5,70 \times 10^3$ y $4,30 \times 10^8$; y la variación del NMP de CF/100mL fue de $1,00 \times 10^4$ a $9,70 \times 10^7$ en el afluente y de $1,70 \times 10^3$ a $1,22 \times 10^8$ en el efluente final de la planta.

La **Figura 6** presenta los diagramas de cajas y bigotes elaborados con el programa Statgraphics Centurion XVI.I, en dichos diagramas se ilustra la variación de los valores de coliformes totales y fecales registrados durante la investigación.

Figura 6. Variación de los CT y CF afluentes y efluentes a la PTAR



Los altos valores de CT y CF en el efluente final se presentaron fundamentalmente en la etapa 1 de la investigación; es decir el periodo de lluvias, en el que también -como se verá más adelante- se registraron los mayores valores de SS en el efluente. Bolton, *et al.* (2011) afirman que la eficiencia de fotoinactivación de microorganismos como los coliformes en lagunas de estabilización suele ser afectada por la alta presencia de SS, tal situación pudo incidir en la baja eficiencia reportada por la planta en la remoción de CF.

Con base en los NMP promedio se determinó que la eficiencia media de remoción de CT fue del 92,0 % y de CF del 87,1 %; o sea, 1,96 y 1,94 unidades logarítmicas de remoción de los microorganismos, valores que al considerar las condiciones de TRH, profundidad y relación largo/ancho de la laguna facultativa se ajustan a las eficiencias esperadas según el modelo propuesto por von Sperling (2005) formulado a partir de un modelamiento hidráulico de flujo disperso. La cantidad de coliformes del efluente final, cuyos valores medios fueron respectivamente de $2,88 \times 10^7$ CT/100mL y de $1,12 \times 10^7$ CF/100mL superaron en gran medida los valores establecidos por la legislación ambiental para el estado de São Paulo pues el Decreto Estatal n° 8.468 (São Paulo, 1976) exige que para vertimiento de efluentes en cuerpos de agua receptores Clase 2 el NMP sea inferior a 5.000 CT/100mL, de los cuales deberán ser máximo 1.000 CF/100mL.

Nitrógeno total y nitrógeno amoniacal total.

El NT del efluente varió entre 14,0 y 141,0 mg/L, con valor promedio de 46,0 mg/L. Los valores medios por etapa fueron: en la primera 54,0 mg/L; en la segunda 33,4 mg/L y en la tercera 50,9 mg/L. El afluente registró como valor medio en la primera etapa 2,7 mg/L y en la segunda etapa 6,0 mg/L, en el efluente tanto la primera como la segunda etapa reportaron una concentración media de 1,1 mg/L. La eficiencia media calculada de remoción del NAT fue del 63,0 %, adicionalmente, las concentraciones finales son menores a las máximas permitidas por la legislación federal brasilera, cuyo valor límite es de 20 mg/L (BRASIL, 2005).

Según Camargo (2008), las vías y mecanismos para transformación y eliminación de nitrógeno en lagunas de estabilización facultativas pueden ser: la asimilación a través de algas y bacterias, la volatilización del amonio, la nitrificación-desnitrificación, la sedimentación y la mineralización. Con relación al nitrógeno amoniacal, van der Linde and Mara. (2010) enfatizan que en lagunas facultativas este es rápidamente asimilado como material celular por la biomasa de las lagunas, principalmente por las algas, lo que justifica las eficiencias de remoción obtenidas.

Fósforo total. En el efluente de la planta la concentración media efluente en la primera etapa fue de 2,6 mg/L y en la segunda de 3,3 mg/L; para la tercera etapa los valores del afluente variaron entre 5,2 y 6,9 mg/L con promedio de 6,4 mg/L, en el efluente variaron entre 2,6 y 4,7 mg/L con 3,6 mg/L como promedio. Con base en los valores registrados, la eficiencia media calculada para la remoción de FT fue del 43,0 %. De acuerdo con el Ministerio de Obras Públicas y de Transportes (MOPT, 1991), la remoción de fósforo puede deberse a la mineralización del fósforo orgánico, a su precipitación como sales insolubles, o a la asimilación del fósforo soluble en el crecimiento de algas y bacterias; sin embargo, debido a que los valores de pH permanecieron muy cercanos a la neutralidad puede considerarse que el fenómeno predominante fue la asimilación biológica según lo comentado por Mara, *et al* (2001).

Sólidos totales, sólidos sedimentables. En el afluente crudo las concentraciones de ST oscilaron entre 286 y 1664 mg/L, con 168 a 723 mg/L de STF y 96 a 1407 mg/L de STV; en el efluente final las concentraciones variaron entre 270 y 973 mg/L de ST, con

170 a 543 mg/L de STF y de 83 a 592 mg/L de STV. Los valores medios calculados para dichos parámetros en el afluente de la planta fueron 781, 350 y 430 mg/L respectivamente para los ST, STF y STV; los promedios calculados para el efluente fueron 543, 289 y 265 mg/L para ST, STF y STV. Con base en las concentraciones medidas se determinó que las eficiencias medias de remoción de sólidos totales fueron de 35,8% de los ST, 21,5 % de los STF y 45,8 % de los STV.

En la primera etapa el efluente de la laguna facultativa registró altos valores de sólidos sedimentables que variaron entre 7,8 y 26,0 mL/L con un valor medio de 19,1 mL/L. Por su parte, en la tercera etapa los valores medidos en el efluente de la PTAR variaron entre 0,1 mL/L y 0,4 mL/L con valor medio de 0,2 mL/L. En la primera etapa todas las muestras reportaron valores mayores al máximo recomendado por la norma de 1mL/L; como se verá en el siguiente ítem, ello coincidió con las altas concentraciones de sólidos suspendidos en dicha etapa, lo que pudo darse como consecuencia de las precipitaciones o eventual burbujeo de gases provenientes de la capa de lodos que suelen resuspender material sedimentado en zonas donde la columna del líquido es baja.

Sólidos suspendidos. El afluente de la planta registró concentraciones de SST que variaron entre 82 y 553 mg/L, con 4 a 237 mg/L de SSF y 16 a 500 mg/L de SSV; en el efluente final las concentraciones variaron entre 65 y 720 mg/L de SST, con 1 a 280 mg/L de SSF y de 6 a 440 mg/L de SSV; en la época de lluvias (primera etapa de la investigación) se registraron en el efluente concentraciones mayores que las afluentes, lo que se pudo deber a resuspensión de lodos sedimentados, que incrementan las concentraciones de sólidos y materia orgánica final que inciden en la eficiencia de fotoinactivación de microorganismos como los CF. Las concentraciones medias de SST, SSF y SSV en el afluente de la PTAR fueron 286, 80 y 210 mg/L respectivamente, los promedios para el efluente fueron 179, 51 y 133 mg/L. A partir de los valores medidos se determinó que las eficiencias medias de remoción fueron: 49,0 % para SST, 70,7 % para SSF y 66,8 % para SSV.

En términos generales la planta de tratamiento remueve una importante cantidad de sólidos, ello se aprecia en los perfiles batimétricos así como en la



disminución de las concentraciones de materia orgánica; sin embargo, persisten altas concentraciones de sólidos volátiles en el efluente final que en parte están representados por algas que salen con el líquido tratado por la laguna facultativa.

Con el fin de mejorar el desempeño de la PTAR es fundamental la remoción del lodo acumulado en las lagunas, especialmente en los puntos más críticos que afecten el desempeño hidráulico y los TRH de las unidades de tratamiento; de igual manera, se recomienda incluir un pretratamiento que reduzca la rápida acumulación de lodos, que conste por lo menos de rejillas o tamices para retención de los sólidos de mayor tamaño y de un sistema de desarenado, preferiblemente conformado por dos unidades en paralelo para garantizar las labores de mantenimiento y remoción de arenas y lodos de una unidad mientras la otra pueda operar de manera normal.

El dispositivo de salida del efluente final puede ser mejorado al incorporar una pantalla para retención de natas y sólidos flotantes según lo recomendado por Peña y Mara (2004), otra alternativa es la sustitución del sistema actual por una salida sumergida. Tales medidas podrían reducir la cantidad de algas que migran con el líquido tratado y además de reducir los valores de la DBO y sólidos suspendidos pueden ayudar a mantener los niveles de OD en el agua mejorando de esta manera la calidad del efluente final.

Para garantizar un mejor y más estable desempeño de la PTAR respecto a la remoción de materia orgánica, de sólidos y reducción de la cantidad de coliformes fecales, es necesario incorporar en el tren de tratamiento alternativas de pos-tratamiento; entre ellas se encuentran sistemas de tratamiento biológico o físico químico con cierto nivel de mecanización y consumo energético, puede contemplarse también la inclusión de sistemas naturales altamente eficientes

como *wetlands* de flujo superficial o sumergido y el aprovechamiento de la alta radiación solar de la zona por medio de lagunas de maduración.

CONCLUSIONES

El estudio batimétrico de las laguna indicó una acumulación heterogénea de los lodos que representa una reducción del volumen útil de las unidades de tratamiento del orden del 26,4 % para la laguna anaerobia y del 23,7 % para la laguna facultativa.

El desempeño de la PTAR en cuanto a la remoción de materia orgánica no cumple con lo exigido por la legislación ambiental para el estado de São Paulo pues la remoción media de la DBO en la PTAR fue del 73,9 %, menor que el 80% mínimo requerido y la concentración media en el efluente final fue de 63,9 mg/L, valor que superó el máximo permitido por la legislación estatal que establece como valor límite 60 mg/L.

La eficiencia media de remoción de coliformes fecales fue menor a 2 unidades logarítmicas, el NMP promedio estos microorganismos medidos en el efluente final de la PTAR fue de $1,12 \times 10^7 / 100 \text{ mL}$, que se encuentra muy lejano del máximo permitido por la legislación de 1.000 CF/100mL.

Ya que las concentraciones de materia orgánica en el efluente final superaron los límites permitidos y la eficiencia de remoción de la DBO fue menor a la mínima exigida por la legislación estatal se hace necesaria la implementación de un sistema de tratamiento complementario que contribuya con la remoción adicional de MO.

Para reducir la cantidad de coliformes presentes en el efluente final se recomienda adoptar un sistema de pos tratamiento que podría ser mediante una serie de lagunas de maduración que pueden hacer buen uso de la alta insolación predominante en la zona.

REFERENCIAS

- Alvarado, A.; Sánchez, E.; Durazno, G.; Vesvikar, M. and Nopens, I. *CFD analysis of sludge accumulation and hydraulic performance in Ucubamba WSP (Cuenca, Ecuador)*. En: Proceedings of the 9th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilisation Ponds 1-3 August, Adelaide, Australia. 2011.
- Andreoli, C.V.; von Sperling, M. E.; Fernandes, F. (2001). *Lodo de Esgotos: Tratamento e Disposição Final* -

- Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v.6. Primeira edição.* Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais, Companhia de Saneamento do Paraná.
- APHA; AWWA and WPCF (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 18th ed. New York: Public Health Association Inc.
- Bolton, N.F.; Cromar, N.J.; Buchanan, N.A. and Fallowfield, H.J. (2011). *Variations in sunlight attenuation in waste stabilisation ponds and environmental waters*. En: Proceedings of the 9th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilisation Ponds 1-3 August, Adelaide, Australia.
- Brasil. Resolução CONAMA Nº 357, de 17 de março de 2005. [consultado el 4 de agosto de 2013]. 23 p. Disponible en: http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/resolucao_conama357.pdf.
- Camargo M.A. (2008). *Nitrogen transformation pathways and removal mechanisms in domestic wastewater treatment by maturation ponds*. Ph.D. Thesis, School of Civil Eng., Univ. of Leeds, U.K.
- Centro de pesquisas meteorológicas e climáticas aplicadas à agricultura – CEPAGRI (2012). *Clima dos municípios paulistas*. [consultado el 15 de julio de 2013]. Disponible en: http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_367.html.
- Corcoran E.; Nellemann C.; Baker E.; Bos R.; Osborn D. and Savelli H. (2010). (Eds). *Sick Water? The central role of wastewater management in sustainable development. A Rapid Response Assessment*. Birkeland Trykkeri AS, Norway: United Nations Environment Programme –UNEP-.
- Crites, R. and Tchobanoglous, G. (1998). *Small and decentralized wastewater management systems*. First edition. Boston: McGraw Hill.
- Ferreira I.S.; da Silva M.F. and Perez W.E. *Avaliação da utilização de DBO filtrada para verificação da eficiência de lagoas de estabilização*. En: 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 25 a 29 de setembro de 2011. Porto Alegre – RS. 2011.
- Gonçalves R.F. (Coordenador) (1999). *Gerenciamento do lodo de lagoas de estabilização não mecanizadas. Primeira edição, Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB*. Vitória (Espírito Santo): Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade Federal do Espírito Santo.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. (2011). *Censo Demográfico 2010 - Resultados do universo*. [consultado el 23 de julio de 2013]. Disponible en: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/xtras/perfil.php?codmun=353250&search=sao-paulo|neves-paulista>.
- Kawai, H.; Yano, T.; Rocha, M.J.M.; Limas, A. and Scheneiderman, B. (1981). Estabelecimento de critérios para dimensionamento de lagoas de estabilização. *Revista DAE*, 127, pp. 37-45.
- Kayombo S.; Mbwette T.S.A.; Katima J.H.Y.; Ladegaard N. and Jørgensen S.E. (2005). *Waste Stabilization Ponds and Constructed Wetlands Design Manual*. Osaka, Japan: United National Environment Programme.
- Kellner, E. y Pires, E.C. (1998). *Lagoas de Estabilização-Projeto e Operação*. Primeira edição. Rio de Janeiro: Ed. ABES.
- Kouraa A.; Fethi F.; Fahde A.; Lahlou A. and Ouazzani N. (2002). Reuse of urban wastewater treated by a combined stabilization pond system in Benslimane (Morocco). *Urban Water*, 4, pp. 373–378.
- Mara, D.; Pearson, H.; Oragui, J.; Arridge, H. and Silva, S. (2001). *Development of a new approach to waste stabilization pond design*. Research Monograph No. 5. London: School of Civil Engineering, University of Leeds.
- Mara, D. (2004). *Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries*. First edition. London: Earthscan Ed.
- Ministerio de Desarrollo Económico (2000). *Resolución 1096 de noviembre 17 de 2000. Reglamento Técnico para el Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico – RAS*. República de Colombia.
- Metcalf and Eddy (1991). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. Third edition. New York: Metcalf and Eddy Inc.
- Ministerio de Obras Públicas y Transportes MOPT (1991). *Depuración por lagunaje de aguas residuales - Manual de operadores*. Madrid – España: Centro de publicaciones del MOPT.
- Nelson, K.L.; Jiménez, C.B.; Tchobanoglous, G. and Darby, J.L. (2004). Sludge accumulation, characteristics, and pathogen inactivation in four primary waste stabilization ponds in central Mexico. *Water Research*, 38, pp. 111–127.
- Organización Panamericana de la Salud –OPS-, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales -CEPIS- (2005). *Especificaciones técnicas para la construcción de tanque séptico, tanque Imhoff y laguna de estabilización*. Lima: OPS-CEPIS.
- Organización Panamericana de la Salud –OPS-, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales -CEPIS- (2005). *Guía para el diseño*



de tanques sépticos, tanques Imhoff y lagunas de estabilización. Lima: OPS-CEPIS.

Peña, M. and Mara, D. (2004). *Waste Stabilisation Ponds*. The Netherlands: IRC International Water and Sanitation Centre.

Ramalho, R.S. (1996). *Tratamiento de aguas residuales*. Barcelona: Editorial Reverté S.A.

São Paulo. 1976. Decreto Estadual nº 8.468, de 8 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a Prevenção e o Controle da Poluição do Meio Ambiente. 76 p. Disponible en: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Institucional/documentos/Dec8468.pdf>. [Consultado el 2 de agosto de 2013].

Uehara, M.Y. y Vidal, W.L. (1998). *Operação e Manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas. Série Manuais*. Primeira edição. São Paulo: Ed. CETESB.

van der Linde, E.R.C. and Mara, D. (2010). Nitrogen Removal During Summer and Winter in a Primary Facultative WSP Pond: Preliminary Findings from ¹⁵N-labelled Ammonium Tracking Techniques. *Water Science and Technology*, 61(4), pp. 979 – 984.

von Sperling, M. (2005). Modelling of Coliform Removal in 186 Facultative and Maturation Ponds Around the World. *Water Research*, 39, pp. 5261 – 5273.

von Sperling, M. (2009). *Lagoas de Estabilização - Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v.3*. 2ª Edição ampliada. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais (DESA/UFMG).

von Sperling, M. (2012). *Introducción a la calidad del agua y al tratamiento de aguas residuales - Principios del Tratamiento Biológico de Aguas Residuales, Volumen 1*. 1ª Edición en español. San Juan de Pasto (Colombia): Editorial Universitaria de la Universidad de Nariño.

Yañez, F.C. (1993). *Lagunas de Estabilización. Teoría, diseño y mantenimiento*. Primera edición. Cuenca, Ecuador: ETAPA.

**PARA CITAR ESTE ARTÍCULO /
TO REFERENCE THIS ARTICLE /
PARA CITAR ESTE ARTIGO /**

Sánchez-Correa, C.A.; Gómez-García, M.A. y Rodríguez-Niño, G. (2013). Caracterización termodinámica para sistemas de esterificación heterogéneos en destilación reactiva. *Revista EIA*, 10(20) julio-diciembre, pp. 139-151. [Online] Disponible en: <http://dx.doi.org/10.14508/reia.2013.10.20.139-151>