

Alternativa a la corrección de la eficiencia por DBO soluble en lagunas de estabilización

Alternative to efficiency correction using soluble BOD in stabilization ponds

Acosta-Castellanos, Pedro Mauricio

Universidad Santo Tomás, Seccional Tunja

Pedro.acosta@usantoto.edu.co

Pacheco-García, Brigid Hiomara

Universidad Santo Tomás, Seccional Tunja

Brigid.pacheco@usantoto.edu.co

Resumen

Las lagunas de estabilización son un sistema de tratamiento de aguas residuales muy utilizado en zonas geográficas en desarrollo. Estos sistemas se caracterizan por los grandes espacios utilizados en términos de área, debido a los altos tiempos de retención hidráulica que se necesitan para remover la materia orgánica del agua residual. Uno de los métodos más conocidos es el planteado en 1970 por McGarry y Pescod, este modelo es prácticamente empírico y se basa en experimentaciones realizadas en modelos físicos. Algunas incertidumbres han surgido al pasar los años desde su aplicación como modelo de diseño, una de ellas es la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) soluble como parámetro de corrección del efluente primario que busca darle un pulido al efluente dentro del tratamiento. En este artículo se presenta una alternativa más intuitiva al proceso de corrección por DBO soluble, que involucra la carga orgánica superficial máxima y la carga orgánica removida del efluente primario. Se logró conseguir eficiencias teóricas con la aplicación de esta premisa superiores al 90 % en todo el sistema de tratamiento.

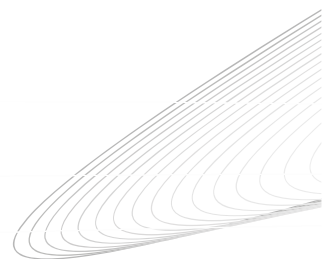
Palabras clave: agua residual, tratamiento de agua residual, PTAR, plantas de tratamiento, DBO, DBO soluble.

Abstract

Stabilization ponds are a wastewater treatment system widely used in developing geographical areas. These systems are characterized by their large space requirements in terms of area due to the extended hydraulic retention times needed for organic matter removal from wastewater. One of the most well-known methods was proposed in 1970 by McGarry y Pescod. This model is primarily empirical and based on experiments conducted on physical models. Some uncertainties have arisen over the years since its application as a design model, one of which is the use of soluble Biochemical Oxygen Demand (BOD) as a parameter for primary effluent correction to provide further treatment. This article presents a more intuitive alternative to the correction process using soluble BOD, which involves the maximum organic surface load and the organic load removed from the primary effluent. The application of this premise resulted in theoretical efficiencies exceeding 90% throughout the treatment system.

Keywords: M Wastewater, wastewater treatment, WWTP (Wastewater Treatment Plant), treatment plants, BOD (Biochemical Oxygen Demand), soluble BOD.

Para citar este artículo: Acosta-Castellanos, Pedro M.; Pacheco García, Brigid. "Alternativa a la corrección de la eficiencia por DBO soluble en lagunas de estabilización." In L'Esprit Ingenieux. Vol. 13-1, pp. 76-87.



1. INTRODUCCIÓN

Las aguas residuales son aguas producto de la actividad humana que contienen diversos contaminantes, muchos de estos son fruto de los procesos de transformación del agua ambiente en el uso industrial o doméstico. Así mismo, contienen entre otras cosas productos químicos, microorganismos patógenos, nutrientes, entre otros (Eriksson et al., 2002). La mala disposición o vertimiento de estas aguas tiene un impacto significativo en el ambiente, así como en la biodiversidad y en la calidad de vida de los seres humanos (Acosta-Castellanos et al., 2023; Castro Ortégón et al., 2020) duration and frequency (IDF. Esto a su vez redundo en altos costos en el tratamiento de agua para el consumo humano y profundiza en los problemas asociados al cambio climático y al balance hídrico además de reducir la posibilidad de lograr el desarrollo sostenible en donde el agua residual no es tratada (Acosta-Castellanos y Queiruga-Dios, 2022).

Las aguas residuales tienen indicadores de contaminación que se utilizan para evaluar el grado y tipo de contaminación. Los indicadores son fundamentales para diseñar y operar las plantas de tratamiento de agua residual, algunos de estos indicadores son la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Oxígeno disuelto (OD), Sólidos suspendidos (SS), Coliformes fecales (CF), Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs) entre otros (Eriksson et al., 2002).

El primer indicador que se evalúa para la remoción de contaminantes en plantas de tratamiento de aguas residuales es DBO. La DBO mide la cantidad de oxígeno requerida por los microorganismos para descomponer la materia orgánica (MO) presente en el agua, la asociación entre presencia de materia orgánica y contaminación es directa, esto quiere decir que entre más alto el contenido de MO mayor es de esperar su grado de contaminación. A su vez, dentro del espectro de indicadores que se desprenden de la DBO, se puede encontrar la DBO soluble que es una fracción de la DBO total (Cárdenas et al., 2002). La DBO soluble se refiere a los compuestos orgánicos disueltos en agua, como carbohidratos, proteínas, grasas y otros compuestos biodegradables que están en solución y pueden ser utilizados por los microorganismos en el proceso de descomposición aeróbica (El-Rehaili, 1994).

La DBO soluble es importante en el tratamiento de aguas residuales porque indica la carga de MO soluble presente en el agua, que es esencial para determinar la cantidad de oxígeno necesario para su descomposición. Dentro de una planta de tratamiento reducir la DBO es indispensable para garantizar que se cumplan con los porcentajes de remoción o las normas específicas de vertimientos (Goffin et al., 2018). La principal diferencia entre la DBO total y la DBO soluble es la forma en que se considera la MO dentro del ensayo de laboratorio para su respectiva medición. La DBO total mide tanto la materia orgánica soluble como la no soluble, es decir, las partículas suspendidas o coloides, por su parte, la DBO soluble es únicamente la medida de la MO biodegradable que está disuelta en el agua (Amir y Gevorg P. Pirumyan, 2018; Aziz y Tebbutt, 1980; Leiviskä et al., 2008).

Las lagunas de estabilización o lagunas de oxidación son sistemas de tratamiento de aguas residuales con un tipo de tratamiento que busca reducir sus parámetros o indicadores de contaminación, especialmente se enfocan en la reducción de la DBO. Estos sistemas son caracterizados por tener pozos, piscinas o lagunas con profundidades no mayores a los 3 metros, en general con valores entre 1.0 metro a 1.5 metros. Estas piscinas permiten la descomposición aeróbica y anaeróbica de la materia orgánica a través de la acción de microorganismos presentes

en el agua y en el fondo donde actúan parcialmente los microorganismos anaeróbicos, debido a la acumulación de sedimentos (Crini y Lichtfouse, 2019; Saqqar y Pescod, 1992).

Las lagunas facultativas son una parte del sistema de lagunas de estabilización, que unidas a otras lagunas del mismo tipo o de otro, pueden conformar una planta de tratamiento de agua residual. La zona superficial está expuesta al aire y contiene oxígeno, lo que permite la descomposición aeróbica de la materia orgánica, a su vez favorece la simbiosis entre microorganismos, MO y la aparición de algas, estas últimas a su vez ayudan en el proceso de remoción de la MO y sirven como indicador de funcionamiento de la laguna. Por otra parte, en la zona más profunda hay una falta de oxígeno, lo que promueve la descomposición anaeróbica de la materia orgánica, pero en una menor proporción (Ellis y Rodrigues, 1995; Mara et al., 1979; Saqqar y Pescod, 1992).

Las lagunas facultativas son un sistema efectivo de tratamiento de agua residual, ya que ofrecen excelentes porcentajes de remoción de DBO y comparados con los sistemas convencionales de tratamiento son mucho más económicos. Esta última característica hace que sea una opción muy utilizada en países en vía de desarrollo o en zonas con limitados recursos económicos (Romero-Rojas, 2005).

El diseño de las lagunas facultativas generalmente es empírico y se basa en diferentes experimentaciones que han realizado investigadores de todo el mundo. Es así que pueden encontrarse modelos de diseño muy reconocidos como el de McGarry y Pescod formulado en 1970 y muchos más que se reparten en diferentes partes del globo, especialmente en zonas con temperaturas tropicales, ya que las temperaturas altas favorecen la remoción de MO (Ellis y Rodrigues, 1995; Mara et al., 1979; Romero-Rojas, 2005).

El modelo de diseño de McGarry y Pescod implica dentro de sus cálculos la suposición de una relación de DBO soluble, que usualmente

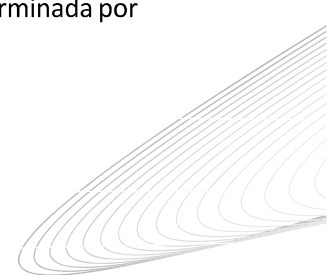
es tomada por la mayoría de diseñadores en 2, es decir en igual proporción. La suposición se basa en el hecho que la mayoría de los ensayos de laboratorio solo miden la DBO total y no la soluble, esta suposición solo puede ser aplicada en países o zonas donde se pretende tratar el agua residual y no existe la posibilidad de medir la soluble. En este artículo se propone una suposición alternativa dentro del diseño planteado por McGarry y Pescod en 1970 con respecto a la DBO soluble (Romero-Rojas, 2005).

2. METODOLOGÍA

Es importante aclarar que este artículo pretende ser la guía para los estudiantes de sistemas de tratamiento de agua residual o asignaturas similares de las facultades de ingeniería civil, sanitaria o ambiental de países donde comúnmente se aplican las lagunas facultativas. Para entender el reemplazo de la suposición en la DBO soluble, se procede en los acápites subsiguientes a mostrar el proceso de diseño común de una laguna facultativa por el método de McGarry y Pescod.

2.1 Carga orgánica superficial máxima (CMS)

Según McGarry y Pescod (1970), en los análisis operativos determinaron que en las lagunas facultativas la carga superficial puede aplicarse en un valor máximo antes de que entre en anaerobiosis y está intrínsecamente relacionada a la temperatura, en especial a la más baja que se presente en la zona de estudio. La carga superficial máxima es la que puede ser aplicada en relación con la superficie de contacto. La carga superficial máxima en lagunas facultativas se refiere a la cantidad máxima de carga orgánica, expresada en términos de DBO, que puede aplicarse por unidad de área superficial de la laguna sin comprometer la eficiencia de tratamiento del sistema, su cálculo está dado por la expresión empírica [1], determinada por McGarry y Pescod (1970).



$$CSM = 60.3 (1.0993)^{Ta} [1]$$

Donde;

CSM= Carga superficial máxima (kgDBO/ha-d)

Ta: Temperatura del mes más frío (grados centígrados)

2.2 Área superficial

El parámetro geométrico del área superficial es equivalente al área expuesta al ambiente una vez la laguna esté en uso y determinará la superficie necesaria para poder albergarla. Generalmente y por operatividad del tratamiento esta sección es rectangular, como puede verse en la figura 1. A su vez este parámetro de diseño está relacionado directamente por la CSM y se calcula con la expresión [2].

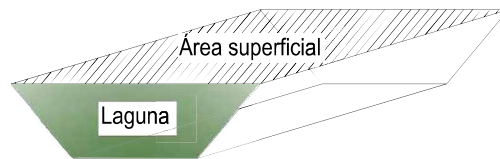


Ilustración 1. Representación gráfica del área superficial en una laguna facultativa.

El área en las lagunas facultativas representa un valor alto de superficie, usualmente llegando a valores por encima de los 10000 m², o 1 una hectárea (ha).

$$A = \frac{Q * DBO}{CSM}$$

Donde;

A: Área

DBO: Demanda biológica de oxígeno (mg/lt)

CSM: Carga orgánica superficial máxima (kgDBO/ha-d)

2.3 Tiempo de residencia hidráulico o de retención

El tiempo de residencia hidráulico es el tiempo en que el agua residual va a estar en la laguna. Cabe recordar que este tipo de tratamientos dan como resultado tiempos prolongados, usualmente semanas, o meses, debido a que la degradación biológica se realiza sin ayuda de adición de sustrato, procesos mecánicos o químicos. Los tiempos de residencia hidráulica alta están asociados a los valores altos de área superficial y a su vez a la profundidad de las lagunas, la expresión [3], se usa para calcular este parámetro de diseño.

$$\theta h = \frac{A * H}{Q} [3]$$

Donde;

θh : Tiempo de residencia hidráulica (días)

A: área (m²)

H: profundidad útil de la laguna (m)

Q= Caudal (m³/día)

2.4 Carga orgánica volumétrica (COV)

La carga orgánica volumétrica o carga orgánica específica, es un parámetro utilizado en el diseño y la operación de sistemas de tratamiento de aguas residuales, que se calcula con la expresión [4]. Este valor representa la cantidad de materia orgánica presente en un volumen específico de agua que fluye a través del sistema de tratamiento en un período de tiempo específico. Se expresa en unidades de masa de materia orgánica por unidad de volumen y tiempo, como kilogramos de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) por metro cúbico por día (kg DBO/m³·d) o gramos de DBO por litro por día (g DBO/L·d). La COV es un indicador importante para evaluar la eficiencia y la capacidad de un sistema de tratamiento. Este parámetro ayuda a monitorear y controlar la eficiencia del proceso de tratamiento, asegurando que la carga orgánica no supere la capacidad de descomposición biológica o la CMS. Si la carga es demasiado alta, puede resultar en un rendimiento insuficiente.

$$COV = \frac{DBO * Q}{A * H} [4]$$

Donde;

COV: Carga volumétrica orgánica (gDBO/m³-día)

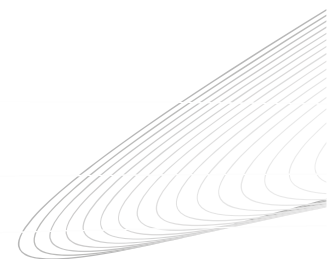
DBO: Demanda biológica de oxígeno (g/lit)

Q= Caudal (m³/día) A: área (m²)

H: profundidad útil de la laguna (m)

2.5 Carga orgánica superficial removida (COV)

Una vez determinados los parámetros geométricos de la laguna se puede llevar a cabo el cálculo de la remoción de carga orgánica, mediante la expresión [5], hallada mediante procesos comparativos de operación.



$$COR = 10.35 + 0.752 * (CSM) [5]$$

Donde;

COR: Carga orgánica superficial removida (kgDBO/ha-d)

CSM: Carga orgánica superficial máxima (kgDBO/ha-d)

La carga orgánica superficial removida en una laguna facultativa se refiere a la cantidad de materia orgánica expresada en DBO, que es eliminada o reducida por unidad de área superficial de la laguna facultativa durante un período determinado. Es un indicador que evalúa la eficiencia del proceso de tratamiento en la laguna facultativa para remover la carga orgánica presente en el agua residual. Este parámetro está asociado a la CSM como puede verse en la ilustración 2, que a su vez se relaciona con la temperatura del mes más frío.

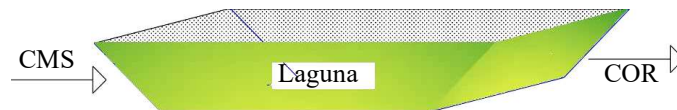


Ilustración 2. Representación de la carga de entrada en forma de CMS y la de salida en forma de COR en una laguna facultativa.

2.6 Eficiencia de remoción

Le eficiencia de remoción es la cantidad de DBO que puede remover el sistema por unidad de superficie con relación a un día de operación, generalmente se expresa en % de eficiencia, se calcula bajo la relación de CSM y COR como se observa en la expresión 6.

$$E_1 = \frac{COR}{CSM} [6]$$

Donde;

E: Eficiencia (%)

COR: Carga orgánica superficial removida (kgDBO/ha-d)

CSM: Carga orgánica superficial máxima (kgDBO/ha-d)

El valor porcentual restante es el remanente de DBO que no podrá ser removido, y se calcula con la expresión [7], este valor es teórico y existen varias incertidumbres en el proceso de aplicación y operación de este tipo de tratamientos, adicional a que está basado en procesos empíricos, por lo tanto, es necesario prácticamente en todos los casos corregir el sistema de tratamiento teniendo presente otros factores que adicionen confiabilidad al efluente que se pretende tratar (Mara, 2003),

$$CO_1 = DBO * Q * E_r [7]$$

Donde;

Er=Remanente

Q =Caudal (m³/día)

DBO=Demanda biológica de oxígeno (g/Lt)

2.7 Corrección del sistema por DBO soluble

Teniendo presente las incertidumbres mencionadas, la corrección del efluente primario se hace bajo la suposición de DBO soluble, en la gran mayoría de casos este valor se asume como una relación de 2. Es decir que el DBO_{total}/DBO soluble igual a 2. En este punto es importante mencionar que la CMS es lo máximo que el sistema podrá soportar y que la CO_1 no puede superar el valor de CMS. Esto a su vez implica una incertidumbre adicional a las ya mencionadas, pues el sistema puede tener un sobredimensionamiento o un subdimensionamiento cuando el valor de CO_1 en el primer caso es muy bajo o en caso contrario muy alto (Romero-Rojas, 2005).

Posterior a lo anterior, el modelo se calcula nuevamente siguiendo todos los parámetros anteriores y se determina la eficiencia global del sistema, a partir de la remoción del efluente primario y el secundario, este último teniendo presente la premisa de la DBO soluble.

3. ALTERNATIVA AL DBO SOLUBLE COMO CORRECCIÓN DEL SISTEMA

Tomando como base la incertidumbre que genera el asumir la relación de DBO soluble y DBO total que es usada generalmente para el cálculo del efluente secundario que, a su vez, busca generar un factor de seguridad para darle una mejor eficiencia al sistema. Se buscó determinar una alternativa igual de coherente y que a su vez genere un factor de seguridad a todo el sistema elevando la eficiencia global del sistema.

Para visualizar mejor el problema asociado al asumir la relación de DBO soluble se muestra en la Tabla 1. El cálculo de una laguna facultativa teniendo una relación de 2 en DBO soluble y total. Se tomó como ejemplo un DBO del afluente de 200 mg/Lt. El valor de CO_1 se calculó con la expresión [7] y a su vez CO_{1c} se determinó a partir de la relación de 2 en DBO soluble, es decir el valor se multiplicó por 2. Aunque el valor no supera la CSM, en la eficiencia global del sistema se observa que se supera el 100 %, esto como ya se mencionó anteriormente es un sobredimensionamiento del sistema inducido por la suposición de la relación de DBO_{total} y DBO soluble.

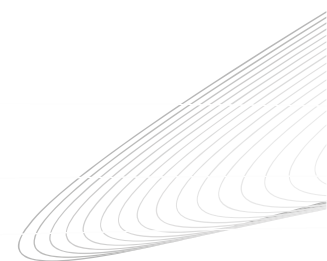


Tabla 1. Cálculo de una laguna facultativa por McGarry y Pescod, asumiendo un valor de relación de DBOtotal/DBOsoluble de 2.

DBO	200	mg/Lt
Temperatura	29	°C
Caudal	700	m³/día
CSM	939,05	KgDBO/ha.d
Área	0,1491	Ha
Área	1490,8712	m²
θh	6,38945	día
COV	0,03130161	KgDBO/Lt.d
COR	691,160006	KgDBO/Ha.d
E1	0,736	74%
CO1	36,9569	mgDBO/Ha.d
CO1c	73,9138967	
Área	1,8941	Ha
Área	18940,96	m²
θh	81,17553	día
COV	0,0024638	KgDBO/Lt.d
COR	37,1437876	KgDBO/Ha.d
E2	1,005	101%
E Global	1,001	100%

Para no incurrir en este error inducido, existe la alternativa de reducir el valor de relación, pero aun así se basaría en una suposición. Por este motivo se propone estimar un valor de CO1c mediante la relación de DBO de entrada y DBO de salida. Es decir, la CSM restando el valor de COR, que sería el remanente del sistema, este valor es la parte de DBO total (que ya incluye el DBO soluble) que no va a ser removido del sistema. Por lo tanto, el CO1c se calcularía mediante la expresión [8].

$$CO_1 = CSM * COR[8]$$

Con esta expresión coherente en unidades de carga se corregiría la incertidumbre asumida por la relación de DBO soluble. Así las cosas, el mismo ejemplo que se muestra en la tabla 1, pero con corrección de carga teniendo presente la expresión [8], se tendrían los resultados que se muestran en la tabla 2.

Tabla 1. Cálculo de una laguna facultativa por McGarry y Pescod, tomando el valor de remanente COR.

DBO	200	mg/Lt
Temperatura	29	°C
Caudal	700	m³/día
CSM	939,05	KgDBO/ha.d
Área	0,1491	Ha

Área	1490,8712	m ²
∅h	6,38945	día
COV	0,03130161	KgDBO/Lt.d
COR	691,160006	KgDBO/Ha.d
E1	0,736	74 %
CO1	247,8883	mgDBO/Ha.d
CO1C	247,8883	
Área	0,5648	Ha
Área	5647,71	m ²
∅h	24,20445	día
COV	0,00826294	KgDBO/Lt.d
COR	190,069002	KgDBO/Ha.d
E2	0,767	77 %
E Global	0,938	94 %

Como puede observarse la eficiencia global del sistema baja, esto influenciado por la eficiencia del efluente secundario, ya que el efluente primario en ambos casos no cambia, el área total a su vez también se reduce. Bajo esta premisa se sigue considerando un factor de seguridad pues se calcula un efluente secundario al igual que en el caso de la relación por DBO soluble.

4. CONCLUSIONES

La DBO soluble que se asume dentro de los cálculos para el diseño de una laguna facultativa por el método de McGarry y Pescod, aunque genera un grado de confiabilidad alto, puede inducir a sobredimensionamientos, que a su vez debido al tipo de características asociadas al área que tienen las lagunas facultativas, puede repercutir en altos costos de construcción. Teniendo presente que estos sistemas de tratamiento son mayormente utilizados en países en desarrollo, esto puede suponer que obras tan importantes, puedan desecharse por sus altos costos dentro de estas regiones.

Con la expresión planteada en esta investigación se alcanzaron en diferentes escenarios valores superiores en eficiencia total al 93 % y nunca superan el 100 %. Caso contrario al utilizar la relación de 2 de DBO soluble, donde se tienen eficiencias globales superiores al 100 %. Bajo la suposición de tener un solo efluente, es decir, el efluente primario, donde en cualquiera de los casos las eficiencias no superan el 80%.

Es importante mencionar que los valores de eficiencias superiores al 100% utilizando la relación de DBO soluble se alcanzan en los casos de DBO bajas y caudales bajos, esto es debido a las expresiones empíricas implícitas en el método, con la alternativa planteada en este artículo se omite estos errores y permite dar un pulido al efluente primario asignado un valor de seguridad que aumenta la eficiencia global en el sistema.

Aunque la alternativa planteada supone una solución a errores inducidos bajo la relación de DBO soluble y total, es necesario revisar el argumento y expresión acá planteadas mediante la construcción de una planta piloto que determine su uso correcto. Por tal motivo, es importante mencionar que se debe seguir investigando al respecto y generar otras alternativas a la suposición de valores inherentes a los modelos empíricos para el cálculo de lagunas de estabilización.

5. REFERENCIAS

- Acosta-Castellanos, P. M., Castro Ortégón, Y. A. y Perico Granados, N. R. (2023). Regionalization of IDF Curves by Interpolating the Intensity and Adjustment Parameters: Application to Boyacá, Colombia, South America. *Water* 2023, Vol. 15, Page 561, 15(3), 561. <https://doi.org/10.3390/W15030561>
- Acosta-Castellanos, P. M., y Queiruga-Dios, A. (2022). Education for Sustainable Development (ESD): An Example of Curricular Inclusion in Environmental Engineering in Colombia. *Sustainability* 2022, Vol. 14, Page 9866, 14(16), 9866. <https://doi.org/10.3390/SU14169866>
- Amir, H., y Gevorg P. Pirumyan. (2018). Evaluation of Non-Organic Solids Removal in Wastewater Treatment of Pulp Factories with Ozonation. *International Journal of Scientific Engineering and Science*, 2, 9–11. https://www.academia.edu/36284661/Evaluation_of_Non_Organic_Solids_Removal_in_Wastewater_Treatment_of_Pulp_Factories_with_Ozonation
- Aziz, J. A., y Tebbutt, T. H. Y. (1980). Significance of COD, BOD and TOC correlations in kinetic models of biological oxidation. *Water Research*, 14(4), 319–324. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90077-9](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90077-9)
- Cárdenas, C., Perruelo, T., Fernández, D., Quero, R., Chávez, E., Saules, L., y Herrera, L. (2002). Treatment for domestic wastewater by using aerated ponds. *Revista Técnica de La Facultad de Ingeniería Universidad Del Zulia*, 25(2), 00–00. http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0254-07702002000200003&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Castro Ortégón, Y. A., Acosta Castellanos, P. M., Pardo Garcia, M. A., y Guisa Arias, S. A. (2020). Design of an Aquaponic Production System for the Quinchas of the Municipality of Otanche - Boyacá, under the Approach of the New Rurality. *ACM International Conference Proceeding Series*, 219–224. <https://doi.org/10.1145/3434780.3436672>
- Crini, G., y Lichtfouse, E. (2019). Advantages and disadvantages of techniques used for wastewater treatment. *Environmental Chemistry Letters*, 17(1), 145–155. <https://doi.org/10.1007/S10311-018-0785-9/METRICS>
- El-Rehaili, A. M. (1994). Implications of activated sludge kinetics based on total or soluble BOD, COD and TOC. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 15(12), 1161–1172. <https://doi.org/10.1080/09593339409385525>
- Ellis, K. V., y Rodrigues, P. C. C. (1995). Multiple regression design equations for stabilization ponds. *Water Research*, 29(11), 2509–2519. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(95\)00081-U](https://doi.org/10.1016/0043-1354(95)00081-U)
- Eriksson, E., Auffarth, K., Henze, M., y Ledin, A. (2002). Characteristics of grey wastewater. *Urban Water*, 4(1), 85–104. [https://doi.org/10.1016/S1462-0758\(01\)00064-4](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(01)00064-4)
- Goffin, A., Guérin, S., Rocher, V., y Varrault, G. (2018). Towards a better control of the wastewater treatment process: excitation-emission matrix fluorescence spectroscopy of dissolved organic matter as a predictive tool of soluble BOD5 in influents of six Parisian wastewater treatment plants. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(9), 8765–8776. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1205-1>

- Leiviskä, T., Nurmesniemi, H., Pöykiö, R., Rämö, J., Kuokkanen, T., y Pellinen, J. (2008). Effect of biological wastewater treatment on the molecular weight distribution of soluble organic compounds and on the reduction of BOD, COD and P in pulp and paper mill effluent. *Water Research*, 42(14), 3952–3960. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.06.016>
- Mara, D. D. (2003). *Domestic Wastewater treatment in developing countries* (2nd ed.). Earthscan.
- Mara, D. D., de Ceballos, B. S., y Silva, S. A. (1979). Design Verification for Tropical Oxidation Ponds. *Journal of the Environmental Engineering Division*, 105(1), 151–155. <https://doi.org/10.1061/JEEGAV.0000864>
- Romero-Rojas, J. (2005). *Lagunas de estabilización de aguas residuales*. Escuela Colombiana de Ingeniería Julio Garavito, Bogota, Colombia.
- Saqqar, M. M., y Pescod, M. B. (1992). Modelling coliform reduction in wastewater stabilization ponds. *Water Science and Technology*, 26(7–8), 1667–1677. <https://doi.org/10.2166/WST.1992.0610>

