

Stabilization pond effluents polishing by slow sand filtration

Leonardo N. Guerrero L. y Lenín Herrera

Facultad de Ingeniería, Universidad del Zulia
Apartado postal 10.482. Maracaibo (Zulia) 4002A-Venezuela
E-Mail: retecin@dino.conicit.ve

Abstract

Effluent from de Pilot Stabilization Pond System from the University of Zulia, was passed through a pilot slow sand filter to determine the polishing capacity of the filter. Samples were taken every two days during a 150-day period to measure Turbidity, TSS, Apparent Color, COD, TKN, NH_4^+ , Organic Nitrogen and Total Phosphorus content. During a 90 day-period, samples were taken to asses the bacteriological count for total and Fecal Coliform and the pathogenic bacteria *Salmonella* sp. Hydraulic Loading Rate (HLR) from 200 to 50 $\text{l/m}^2\text{h}$ were applied on sand beds having an effective size of 0,19 mm and 0,60 mm. The optimal performance was obtained at 50 $\text{l/m}^2\text{h}$ with 0,19 mm sand. The higher removals applying the specified HLR were: Color 56,2%, TSS 62,2%, COD 46,9%, Total Coliform 90,65% Fecal Coliform 94,5%, and *Salmonella* 87,09%. The filtration process showed a high dependence on HLR and more specifically, on the Daily Solids Load.

Key words: Stabilization ponds, effluent polishing, slow sand filtration, bacteria removal.

Pulimento de efluentes de lagunas de estabilización mediante filtración lenta en arena

Resumen

El efluente del sistema piloto de Lagunas de Estabilización (LDE) del Centro de Investigaciones del Agua (CIA) de LUZ, fue sometido a Filtración Lenta en Arena (FLA) de manera continua, utilizando dos filtros piloto con el objeto de determinar la capacidad de pulimento de los filtros. Durante 150 días se tomaron muestras cada dos días para medir Turbidez, SST, DQO, NTK, NH_4^+ , Nitrógeno orgánico, Fósforo total y Color Aparente. El contenido de bacterias Coliformes Totales y Fecales y *Salmonella* sp. se midió durante 90 días. Se aplicaron cargas hidráulicas desde 200 hasta 50 L/h.m^2 sobre lechos de arena de 0,60 y 0,19 mm de tamaño efectivo. Operando a 50 L/h.m^2 en arena de 0,19 mm y $\text{CU}=2,21$, se obtuvo el mejor comportamiento del proceso, y los mayores porcentajes de remoción de los parámetros evaluados: 56,2% del Color, 62,2% de los SST, 46,9% de la DQO, 90,65% de los Coliformes Totales, 94,5% de los Coliformes Fecales, y 87,09% de *Salmonella*. Se observó una gran dependencia entre la calidad del efluente final filtrado y la carga hidráulica aplicada, más específicamente de la carga diaria de SST.

Palabras clave: Lagunas de estabilización, pulimento de efluentes, filtración lenta en arena, remoción de bacterias.

Introducción

La Universidad del Zulia en Venezuela, a través del Convenio LUZ-Fundación POLAR viene desarrollando diversas investigaciones encamina-

das a elevar la calidad del efluente final del sistema de Lagunas de Estabilización (LDE) ubicadas en las instalaciones del Centro de Investigaciones del Agua (CIA) de la Universidad del Zulia con el propósito de llevar dicho efluente a una calidad que

permita su reutilización para el riego de las áreas verdes de la ciudad universitaria y también para el riego, de carácter experimental, de un cultivo de hortalizas que se sembraría en el lado Este del área de las lagunas del CIA. El sistema de LDE del CIA-LUZ recibe 15 l/s de aguas residuales domésticas provenientes de urbanizaciones vecinas de la ciudad universitaria. Tres lagunas facultativas reciben el agua cruda, previo desbaste, y prosigue, a cada una de estas, dos lagunas de maduración tal como se muestra en la Figura 1.

Debido a su simplicidad, eficiencia y economía, la Filtración Lenta en Arena (FLA) es un proceso apropiado para el tratamiento de agua, particularmente en los sistemas de abastecimiento de los países en desarrollo cuando se dispone de área a bajo costo. Su empleo en plantas municipales, particularmente como tratamiento terciario de efluentes de aguas residuales es también conocido. La EPA en el manual de diseño de LDE [1] recomienda la FLA intermitente como pulimento de efluentes de lagunas durante períodos en los cuales hay alta concentración de algas, y reporta el caso de varias plantas municipales que utilizan esta técnica para alcanzar las normas federales de descarga. Harris *et. al* [2] aplicaron FLA intermitente para pulir el efluente de una laguna reportando altas eficiencias de remoción, inclusive del NH_4^+ . Más recientemente, en Inglaterra se estudió la Filtración Lenta en Arena (FLA) como pulimento de otro tipo de efluentes secundarios [3]. Los resultados obtenidos en estos casos demostraron muy buena capacidad de la FLA para mejorar la calidad físico-química y bacteriológica del efluente tratado.

La presente investigación se desarrolló con el propósito de medir la capacidad de la FLA de manera continua para mejorar la calidad del efluente de las LDE del CIA-LUZ guiados por las normas y lineamientos de calidad para la reutilización de agua residual contemplados por la EPA [4], la OMS [5], y discutidos en la Water Research [6].

Parte Experimental

Todos los parámetros físico-químicos y bacteriológicos exceptuando la cuantificación de *Salmonella sp.*, fueron realizados siguiendo los métodos descritos en el Standard Methods [7]. La turbidez se leyó directamente en el turbidímetro nefelométrico, sólidos suspendidos Totales por filtración y secado a 110°C , Demanda Química de Oxígeno por refluo colorimétrico, Nitrógeno Total Kjeldhal y Nitrógeno Amoniacal por digestión en microkjeldhal, Nitrógeno Orgánico por la diferencia NTK-NH_3 , Fósforo Total por el método de Vanadato-Molibdato. La caracterización de nutrientes en lodo se hizo siguiendo métodos descritos en el Standard Methods, previa digestión. Las bacterias Coliformes por Tubos Múltiples, detección de *Salmonella* por Filtración en membrana y cuantificación por conteo de Unidades Formadoras de Colonias (UFC).

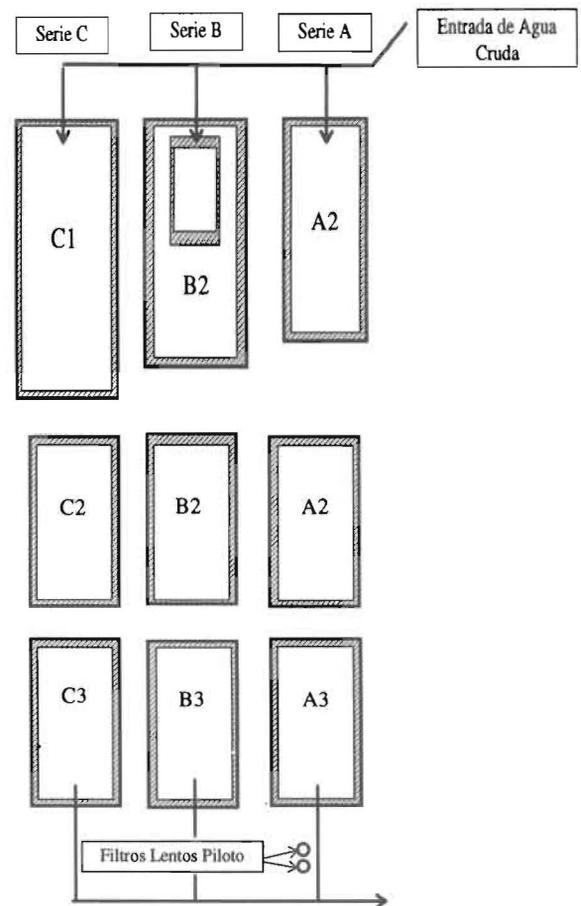


Figura 1. Esquema general de las lagunas de estabilización del CIA-LUZ y ubicación de los filtros piloto.

lométrico, sólidos suspendidos Totales por filtración y secado a 110°C , Demanda Química de Oxígeno por refluo colorimétrico, Nitrógeno Total Kjeldhal y Nitrógeno Amoniacal por digestión en microkjeldhal, Nitrógeno Orgánico por la diferencia NTK-NH_3 , Fósforo Total por el método de Vanadato-Molibdato. La caracterización de nutrientes en lodo se hizo siguiendo métodos descritos en el Standard Methods, previa digestión. Las bacterias Coliformes por Tubos Múltiples, detección de *Salmonella* por Filtración en membrana y cuantificación por conteo de Unidades Formadoras de Colonias (UFC).

Construcción de Filtros Piloto

Se construyeron dos unidades idénticas en lámina de acero de 2 mm de espesor, de forma cilíndrica y con un 1.90 m de altura total, constituidas por dos secciones, 60 y 130 cm, unidas por

una junta tipo brida apernada con tuercas de manera que pudieran ser desacopladas fácilmente, previo drenaje del sobrenadante, para llevar a cabo el raspado de arena entre periodos de filtración. La sección inferior de 60 cm contenía el lecho de arena, la válvula de drenaje del sobrenadante y el sistema de grava de drenaje de fondo. Para seguir el desarrollo de la pérdida de carga y determinar el final de cada periodo de filtración, se dotaron las unidades con piezómetros. La Tabla 1 resume las características de diseño del filtro piloto. Las unidades se ubicaron junto al canal de descarga de la serie A, de donde se tomó el flujo de alimentación de los filtros.

Resultados

Los datos se empezaron a recolectar luego del primer periodo de filtración con el objeto de permitir la maduración del lecho. En las Tablas 2 y 3 se

Tabla 1
Resumen de las características de diseño del filtro piloto

Características de Diseño	
Área de filtración	0.262 m ²
Tamaño efectivo de la arena	0.19 mm
Coefficiente de uniformidad de la arena	2.21
Altura del sobrenadante	0.95 m
Espesor del lecho filtrante	0.45 m

Tabla 2
Duración de los periodos de filtración con arena de 0,60 mm

Carga hidráulica l/m ² .h	Periodos de Filtración (días)					Promedio
	I	II	III	IV		
100	21	24	19	19		20.75
200	17	17	13	12		14.75

Tabla 3
Duración de los periodos de filtración con arena de 0,19 mm

Carga hidráulica l/m ² .h	Periodos de Filtración (días)						Promedio
	I	II	III	IV	V	VI	
100	5	4	4	4	-	-	4.25
75	10	8	9	-	-	-	9
50	15	10	9	10	14	14	9.7

puede comparar la duración del periodo de filtración para las diferentes cargas hidráulicas y para cada tamaño de arena empleado y en las Tablas 4, 5 y 6 el porcentaje de remoción de los parámetros de calidad evaluados.

Discusión de Resultados

La maduración será superior en aquellos lechos con periodo de filtración más prolongado, sin embargo, a diferencia de la calidad del agua cruda usualmente sometida a FLA en los procesos de potabilización, con muy escaso contenido de materia orgánica y microorganismos, la exuberante microfauna presente en LDE permiten presumir una maduración temprana del lecho, aún para el periodo de filtración de 4.25 días. Los altos porcentajes de remoción de bacterias coliformes y salmonella, cuyo alcance requiere de un lecho maduro, confirman tal presunción. Con 100 l/m².h y arena de 0,19 mm se obtuvo un periodo de 4,25 días, el más corto, y porcentajes de remoción del 83.11, 85.80 y 89.11% de coliformes totales, fecales y Salmonella respectivamente. Esto contribuye a esperar que un lecho de un FLA tratando aguas residuales domésticas requiera de menos tiempo de maduración que el que puede requerir el mismo lecho con agua cruda de buena calidad, como la destinada para consumo humano, bajo idénticas condiciones de operación. De otro lado, considerando que la carga superficial de sólidos suspendidos totales (CSS), expresada en g. de SST/m².d, que llegan al filtro se duplica en la misma propor-

Tabla 4
Resumen de los porcentajes de remoción de parámetros físico-químicos

Carga Hidráulica l/m ² .h	Porcentajes Promedio de Remoción							
	Turb.	SST	DQO	NTK	NH ₄ ⁺	N.Org.	Fósf.	Color
arena de 0,60 mm								
200	1.8	42.5	20.0	-5.7	-11.0	-1.1	21.8	-
100	8.7	45.0	31.7	-4.6	-8.1	-0.7	15.9	45.7
arena de 0,19 mm								
100	26.0	45.9	36.5	3.3	-4.7	18.8	12.8	28.0
75	11.9	42.1	24.8	-1.1	4.1	-37.7	-	36.0
50	33.0	62.2	46.9	3.1	-0.2	1.3	22.3	56.2

Tabla 5
Resumen de los porcentajes de remoción bacteriológicos

Carga Hidráulica l/m ² .h	Porcentajes Promedio de Remoción		
	Coliformes totales	Coliformes fecales	Salmonella
arena de 0,60 mm			
200	78.35	61.77	68.53
100	82.5	90.70	78.25
arena de 0,19 mm			
100	83.11	85.80	89.11
75	92.13	89.49	-
50	90.65	>94.50	87.09

ción con que se incrementa la carga hidráulica y que la mayoría de estos sólidos son microorganismos y materia orgánica, una CSS mayor, significará una mayor afluencia de microorganismos y más rápida población del lecho, lo que podría compensar el poco tiempo que se pueda tener para activar los mecanismos biológicos de tratamiento. Sin embargo, en un sistema de FLA a escala real, una duración del periodo de filtración de 4.25 días implicará labores de limpieza un tanto arduas y costosas, por lo que podría ser más conveniente aplicar cargas hidráulicas menores.

Los cortos periodos de filtración obtenidos, obedecen a la elevada CSS. Durante la fase experimental se recibieron CSS desde 84 hasta 333.3 g/m².d, valores impracticables en los procesos convencionales de FLA para agua potable, en donde la concentración de sólidos suspendidos en la fuente de agua cruda tendrían que ser bajísimos para dar viabilidad a un proceso de FLA para potabilización. Siendo la CSS dependencia directa de los valores de SST y la carga hidráulica a aplicar,

Tabla 6
Datos medidos en el efluente final de las LDE del CIA-LUZ.

Parámetro mg/l	Valores obtenidos		
	Mínimo	Promedio	Máximo
DBO	38.7	48.6	61.7
DQO	155.3	179.6	212.7

se puede asegurar que de no variar los SST, la CSS se incrementará en la misma proporción con que se incremente la carga hidráulica, de ahí que a mayor carga hidráulica aplicada menor periodo de filtración se obtendrá.

Las condiciones de pH ácido y bajo oxígeno disuelto, presentes en las Lagunas de maduración durante la noche promueven la amonificación del agua. Se cree que este fenómeno disimuló la nitrificación que se pudo haber dado en el sobrenadante del filtro lento explicando el aumento de NH₄⁺ a la salida de los filtros. Durante el periodo de mues-

treo se reportaron datos [8] de DBO y DQO en el agua de la Laguna que alimentaba los Filtros, éstos permitieron establecer una relación DBO/DQO igual a 0,27, lo que deja deducir que al remover, mediante FLA con arena de 0,19 mm a 50 l/m².h, el 46,9% de la DQO original, se está removiendo toda la parte orgánica biodegradable más el 27,3% de la fracción orgánica biorresistente. Basado en la misma relación DBO/DQO, la relación DBO/SST removida, con 50 l/m².h sobre arena de 0,19 mm, es 1.61. Para obtener una relación de porcentajes de remoción de DBO/SST alta, se requiere que el porcentaje de remoción de DBO sea alto mientras la remoción de SST sea baja, lo que indicaría una prominente actividad biológica como mecanismo de tratamiento según estudios reportados por Axtell [9], quien durante seis años desarrolló pruebas empleando microtamices, en los cuales el mecanismo de remoción es estrictamente el cernido, encontrando relaciones de porcentajes de remoción DBO/SST en un rango de 0.6 a 0.43. Trusdale [10] obtuvo, luego de 4 meses de pruebas con microtamices, una relación de 0.5. Mara [11] obtuvo una relación de 0.54. Obtener un alto porcentaje de remoción de DBO relacionado con un porcentaje de remoción de SST bajo, significa que la remoción fue eminentemente por mecanismos biológicos.

La eficiencia negativa para remover la turbidez ligada a una eficiencia positiva para remover los SST, se debe a que un gran número de partículas de tamaño inferior a 1,5 µm (bacterias, algas, ultrafinos orgánicos), tamaño equivalente al diámetro efectivo del poro del papel de fibra de vidrio empleado para filtrar la muestra en los análisis de SST, pueden pasar el poro pero son registrados por el turbidímetro nefelométrico al leer turbidez. En general las remociones obtenidas, aunque menores que las obtenidas por Harris *et. al* [2], fueron de magnitud media alta, considerando que las unidades operaron de manera continua y las LDE del CIA-LUZ operaban a caudal constante y no como LDE municipales con caudales nocturnos mínimos, situación que podría explicar la eficiencia negativa para eliminar el NH₄⁺. Hace falta continuar el estudio de la FLA tomando muestras nocturnas y diurnas operando de manera continua para establecer que sucede con las formas de nitrógeno, y estudiar además el comportamiento de la FLA de manera intermitente, cuidando que las LDE del CIA-LUZ reciban la carga diaria de

manera similar a LDE municipales para hacer las comparaciones correspondientes.

Conclusiones

La calidad obtenida después de filtrar el efluente de las LDE del CIA-LUZ depende de la carga hidráulica aplicada, más específicamente de la carga diaria de SST, DQO y bacterias coliformes que recibieron los FLA.

La FLA del efluente final de las Lagunas es un proceso inestable y dependiente de la calidad afluente para cargas hidráulicas por encima de 50 l/m².h. A cargas superiores la calidad físico-química y bacteriológica es menor.

En el proceso de FLA estudiado se apreció una gran actividad biológica como mecanismo de tratamiento.

La FLA del efluente de las Lagunas del CIA-LUZ a razón de 50 l/m².h puede producir un efluente libre de DBO y una concentración de SST menor que 29 mg/l. Aunque se obtuvieron porcentajes altos de remociones de bacterias Coliformes y *Salmonella* sp., operando a 50 l/m².h con arena de 0,19 mm, se requerirá de un tratamiento ulterior para alcanzar los lineamientos de la OMS, la cual recomienda que el número de coliformes fecales estén por debajo de 1000/100 ml. para riego de cultivos de productos consumidos crudos, en donde el grupo expuesto sean trabajadores. Si el contacto va a ser directo, como en jardines, el número de coliformes fecales debe ser inferior a 200/100 ml.

Agradecimiento

A la Fundación POLAR por el financiamiento del presente trabajo y su apoyo a la investigación sobre el agua.

Referencias Bibliográficas

1. EPA. Municipal Wastewater Stabilization Ponds, Design Manual. 202-204. 1983.
2. Harris, S.E., *et. al*. Intermittent Sand Filtration for Upgrading Waste Stabilization Pond Effluents. JWPCF. Jan. 83-101. 1977.
3. Ellis, K. V. Slow Sand Filtration as a Technique for the Tertiary Treatment of Municipal Sewages. Water Res. 21: 403-410. 1987

4. EPA. Guidelines for Water Reuse, Manual. 179-244. 1992.
5. WHO. Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture. Report of a WHO Scientific Group, Technical Report Series 778, World Health Organization, Geneva, Switzerland. 1989.
6. Hespanhol, I., and Prost, A.M. WHO Guidelines and National Standards for Reuse and Water Quality. Wat. Res. 28. 119-124. 1994.
7. APHA-AWWA-WPCF. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 1992.
8. Comunicaciones Personales con el Ingeniero Alberto Trujillo. Jefe de Operación de las Lagunas de Estabilización del CIA-LUZ. 1995.
9. Axtell, R.J. Basingstoke Sewage Treatment Works. Inst. Publ. Hlth Engrs. 4. 4-14, 22. 1961.
10. Truesdale G. H. and Birbeck A. E. and Shaw D. A critical examination of some methods for further treatment of effluents from percolating filters. J. Inst. Sewage Purification. 63, 81-101. 1964.
11. Mara, D.D. Sewage treatment in hot climates. Wiley, London. 1976.

Recibido el 16 de Septiembre de 1996
En forma revisada el 25 de Febrero de 1997