

# **Evaluación de un filtro percolador sin recirculación con medio de soporte en PVC para el tratamiento de aguas residuales combinadas (domésticas y pecuarias)**

Evaluation of a trickling filter recirculating with support amid PVC combined for treatment of sewage (domestic and livestock)



# Evaluación de un filtro percolador sin recirculación con medio de soporte en PVC para el tratamiento de aguas residuales combinadas (domésticas y pecuarias)<sup>1</sup>

Evaluation of a trickling filter recirculating with support amid PVC combined for treatment of sewage (domestic and livestock)

**Yenny Tatiana Romero Ladino<sup>2</sup>, Luisa Fernanda Rojas Ordóñez<sup>3</sup>,  
Juan Pablo Rodríguez Miranda<sup>4</sup>**

Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá D.C., Colombia

Artículo recibido en julio de 2016; artículo aceptado en septiembre de 2016

Citación del artículo: Romero Y., Rojas L. &, Rodríguez. J. (2017). Evaluación de un filtro percolador sin recirculación con medio de soporte en PVC para el tratamiento de aguas residuales combinadas (domésticas y pecuarias).

I+D Revista de Investigaciones, 9 (1), 38 - 48

## Resumen

La remoción de los contaminantes de un agua residual combinada (doméstica y pecuaria) considera la utilización de tecnologías de tratamiento, como los filtros percoladores, con lechos en policloruro de vinilo (PVC) y sin recirculación de efluentes, para la disminución de la carga orgánica medible como demanda química de oxígeno (DQO); los resultados experimentales indican que las remociones de DQO fueron superiores al 60%, el pH presentó un intervalo de 6,5 a 7,0 y el valor promedio de la constante cinética de degradación en el filtro fue de 0.175 d<sup>-1</sup>.

**Palabras clave:** Filtro percolador, aguas domésticas y pecuarias.

## Abstract

The removal of contaminants from a combined wastewater (domestic and livestock) considers the use of treatment technologies such as trickling filters, with beds in polyvinylchloride (PVC) and recirculation of effluents, for reducing the measurable organic load as chemical demand oxygen (COD); experimental results indicate that the removal of COD were above 60%, the pH presented a range of 6.5 to 7.0 and the average value of the constant kinetics of degradation in the filter was 0.175 d<sup>-1</sup>.

**Key words:** Trickling filter, domestic and livestock water.

1. Artículo de investigación, con enfoque cuantitativo, resultado de un proyecto de investigación terminado, Perteneciente al área de Ingeniería Ambiental, Potabilización del agua, desarrollado en el grupo de investigación: Aquaformat, financiado por la Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá D.C., Colombia.

2. Tecnóloga en Saneamiento Ambiental. Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Semillero de investigación Obatalá. Bogotá-Colombia. Correo institucional: tatianaromero89@gmail.com

3. Ingeniera Ambiental. Universidad Escuela Colombiana de Carreras Industriales ECCI. Correo electrónico: lui\_roord@hotmail.com

4. Rodríguez Miranda Juan Pablo. Profesor asociado. Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Grupo de investigación: Aquaformat. Dirección: Carrera 5 Este n.º 15 – 82. Avenida Circunvalar Venado de Oro. Bogotá D. C. Colombia. Correo institucional: jprodriguez@udistrital.edu.co, aquaformatgrupoinvestigacion@gmail.com

En la actualidad, en Colombia existen 1123 municipios, de los cuales solo cuentan con un sistema de tratamiento de aguas residuales alrededor de un 30%. En el 70% restante las aguas son vertidas sin ningún tipo de proceso a las fuentes hídricas. Adicionalmente, el 42% de las redes de alcantarillado son combinadas, es decir que transportan tanto aguas residuales como aguas lluvia, aumentando los costos de tratamiento, de acuerdo a lo planteado por el Consejo Nacional de Política Económica y Social [Conpes ], 2014; el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales [Ideam], 2010; León, 2016; Ministerio de salud, 2013; Rodríguez, 2010). El río Bogotá es la fuente hídrica más importante para el abastecimiento de la sabana de Bogotá. Sin embargo, al mismo tiempo es el principal receptor de los aportes domésticos y de las curtiembres, hecho que genera una degradación en la calidad de sus aguas debido a la contaminación orgánica y bacteriológica de los vertimientos. En sus 336 km de recorrido recibe las aguas de los ríos Sisga, Neusa, Tibitóc, Tejar, Negro, Teusacá, Frío, Chicú, Salitre, Fucha, Tunjuelito, Siecha, Balsillas (que a su vez recoge las aguas de los ríos Subachoque y Bojacá), Calandaima y Apulo. En términos de contaminación por carga orgánica, solo Bogotá aportó en el 2002, 158 000 ton/año, equivalentes al 84% del total en la cuenca (Conpes, 2002).

Este artículo propone la implementación de un sistema de estabilización de la materia orgánica mediante un filtro percolador para reducir la carga contaminante producida por los aportes que se realizan constantemente en la quebrada Mi Padre Jesús en la ciudad de Bogotá. El filtro percolador fue instalado con lecho en PVC en la planta piloto de aguas residuales de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

## Método

La distribución de la tubería del sistema se realizó de la siguiente manera: tubería desde la bocatoma a una distancia aproximada de cien metros de la planta hasta el tanque homogenizador; desde el tanque homogenizador hasta el tanque de alimentación de filtros; y mediante bombeo, del tanque de alimentación de filtros hacia la parte superior, donde el agua es distribuida homogéneamente por goteo, con un caudal de 0,1 L/min. El diámetro de la tubería de conducción es de media pulgada. El medio filtrante está compuesto por aros de policloruro de vinilo (PVC) modificados, para tener porosidad y adherencia de la biopelícula, dispuestos de manera desordenada, cuyas dimensiones son de 1" de diámetro y aproximadamente 2 cm de espesor.

## Parámetros de calidad del agua

La parte operativa en la planta piloto de agua residual tanto para el afluente como para el efluente, se realiza bajo el orden diario indicado en la Tabla 1.

**Tabla 1**  
**Toma de muestras diaria**

Parámetros	Toma de muestras		Tipo muestra	Tipo de técnica
	Días	Hora		
pH			Puntual	Electrométrica
Temperatura			Puntual	Electrométrica
Oxígeno disuelto	Lunes a domingo	8:00 a 21:00, con intersección cada dos horas	Puntual	Electrométrica
Conductividad			Puntual	Electrométrica
Sólidos totales disueltos (TDS)			Puntual	Electrométrica
Demanda química de oxígeno (DQO)	Lunes, miércoles y viernes	10:00	Puntual	Reflujo cerrado

**Tabla 2**  
**Toma de muestras diaria**

Parámetros	Unidad	Método
Temperatura.	°C	Electrodo.
Oxígeno disuelto	mg/L	Oxímetro con electrodo selectivo de membrana.
Sólidos disueltos totales	mg/L	Electrodo específico en estado sólido
Conductividad	µS/cm	Conductímetro con electrodo específico o selectivo en estado sólido.
pH	Unidades	Potenciómetro con electrodo combinado de vidrio.
Caudal	L/S	Calibración. Volumétrico
DQO	mg/L	Titulométrico de reflujo cerrado

**Fuente:** ( American Public Health Association [APHA], 2009)

## Filtro percolador en planta piloto

Un filtro percolador es un tanque que contiene un lecho, generalmente de material sintético o minerales, sobre el cual se aplican las aguas residuales (Fresenius, 1991; Read, 2014; W, 1970). Alrededor del lecho se adhiere una película de microorganismos que degradan la materia orgánica a medida que el agua residual percola hacia el fondo del tanque. Cuando la biopelícula adquiere un mayor espesor, se desprende hidráulicamente del lecho dando lugar a la formación de una nueva capa (Metcalf & Eddy, 2003; Ministerio de Desarrollo Económico [RAS], 2000; Von Sperling, 1996; Rich, 1973). En la Tabla 3 se presenta una comparación entre las condiciones de diseño empleadas en filtro percolador con lecho en PVC y las recomendadas para los filtros de tasa intermedia en el Título E (RAS, 2000).

Al comparar las características de diseño recomendadas por el RAS (2000) y las del filtro percolador con lecho en PVC es importante tener en cuenta que algunas de las

características de diseño empleadas son diferentes a las recomendadas por el RAS -2000 debido a que este, al ser un estudio de tipo experimental realizado a escala piloto, no tiene que seguir estrictamente los lineamientos establecidos por el propio estudio. En cuanto a las características físicas del sistema, este cuenta con una altura de 1,80 metros, área de 200 cm<sup>2</sup>, área superficial del medio de 98 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>, capacidad de 35 litros y un diámetro interno de 6,25 pulgadas.

**Tabla 3**  
*Comparación de características de diseño RAS -2000 – Título E vs. filtro percolador*

Característica	Tasa intermedia (Título E. RAS - 2000)	Filtro percolador con lecho en PVC
Medio filtrante	Roca, escoria	Plástico (PVC)
Carga hidráulica, m <sup>3</sup> /(m <sup>2</sup> -d)	3,7 – 9,4	7,25
Carga orgánica, kg DBO5/(m <sup>3</sup> -d)	0,2 – 0,5	1,45
Profundidad, m	1,8 – 2,4	1,8
Tasa de recirculación	0 - 1	0

Al comparar las características de diseño recomendadas por el RAS (2000) y las del filtro percolador con lecho en PVC es importante tener en cuenta que algunas de las características de diseño empleadas son diferentes a las recomendadas por el RAS -2000 debido a que este, al ser un estudio de tipo experimental realizado a escala piloto, no tiene que seguir estrictamente los lineamientos

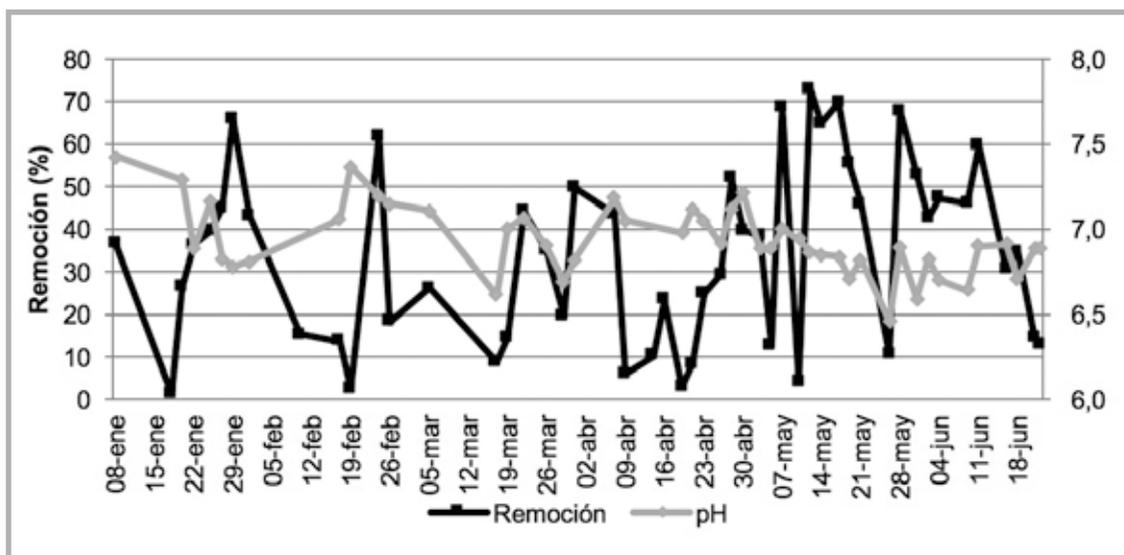
establecidos por el propio estudio. En cuanto a las características físicas del sistema, este cuenta con una altura de 1,80 metros, área de 200 cm<sup>2</sup>, área superficial del medio de 98 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>, capacidad de 35 litros y un diámetro interno de 6,25 pulgadas.

## Resultados y discusión

En la Figura 1 se observa la variabilidad de la remoción de la DQO en función del pH, en donde después del cuarto mes de operación del filtro percolador en PVC sin recirculación, se observa una ligera estabilidad en términos de la remoción de DQO.

El pH óptimo para el crecimiento de microorganismos se encuentra entre 6.0 y 8.0 (Ferrer, 2008). Cuando este valor supera este rango se hace evidente una disminución en el crecimiento microbiano, debido que el ambiente deja de ser neutro para convertirse en un ambiente ácido o alcalino. En la Figura 2 se puede observar una gran estabilidad en los valores de pH, caso contrario a lo que ocurre para los porcentajes de remoción, donde la variación es bastante alta, y aunque la mayoría de las remociones superiores al 60 % se encuentran en valores de pH comprendidos entre 6,5 y 7,0, lo que indica que este rango es el más adecuado para el crecimiento microbiano en el filtro percolador con lecho en PVC, al no evidenciar una relación directa entre las dos variables evaluadas se concluye que el pH no afecta significativamente al proceso analizado en esta investigación.

Se observa en la Figura 2 que antes y después de todo el tratamiento del agua el promedio del pH tanto del tanque homogenizador como del filtro percolador con



**Figura 1.**  
*Comportamiento de la eficiencia de remoción en función del pH.*

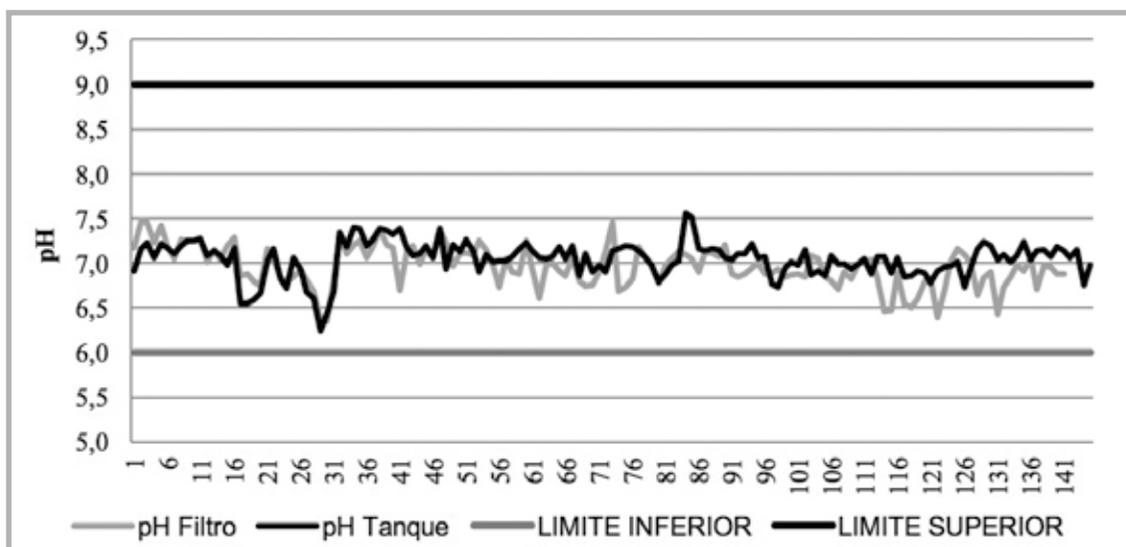


Figura 2.  
 pH Afluyente vs. Efluente.

lecho en PVC está en el rango de 6,2 a 7,6, de donde se concluye que los microorganismos que han crecido en el lecho son neutrófilos, porque son microorganismos cuyo crecimiento óptimo se efectúa a valores de pH neutro, ya que este comportamiento es normal en reactores alimentados con agua residual bruta, donde los valores de pH están alrededor de 7 (Metcalf & Eddy, 2003; Lawrence, 1970). Además, se ha demostrado que los cultivos fijos son menos afectados que los suspendidos por los cambios de las condiciones ambientales (concentraciones de temperatura, pH, nutrientes, productos metabólicos y sustancias tóxicas). Este efecto ha sido observado en los biofilms en distribución de agua (Droste, 1997; Pascal, 2016 & Ramalho, 1983) y generalmente se encuentra

en ríos y lagos, especialmente en los ubicados en zonas tropicales. Los valores de temperatura del afluyente – un parámetro no controlado– oscilaron entre 13,68 y 20,68°C debido, en parte, a la adaptación del medio en las etapas de inicio y estabilización del sistema, en las cuales se desarrolla el crecimiento de la capa microbiana, produciendo unos cambios en la temperatura debido a la actividad metabólica realizada por los microorganismos.

En la Figura 3 se observan los cambios ocurridos – en el oxígeno disuelto y el DQO– durante el período de evaluación; dichos cambios se pueden dividir en tres etapas: la primera, que va desde el primer día de operación (4 de enero) hasta el día 25 de marzo, de los

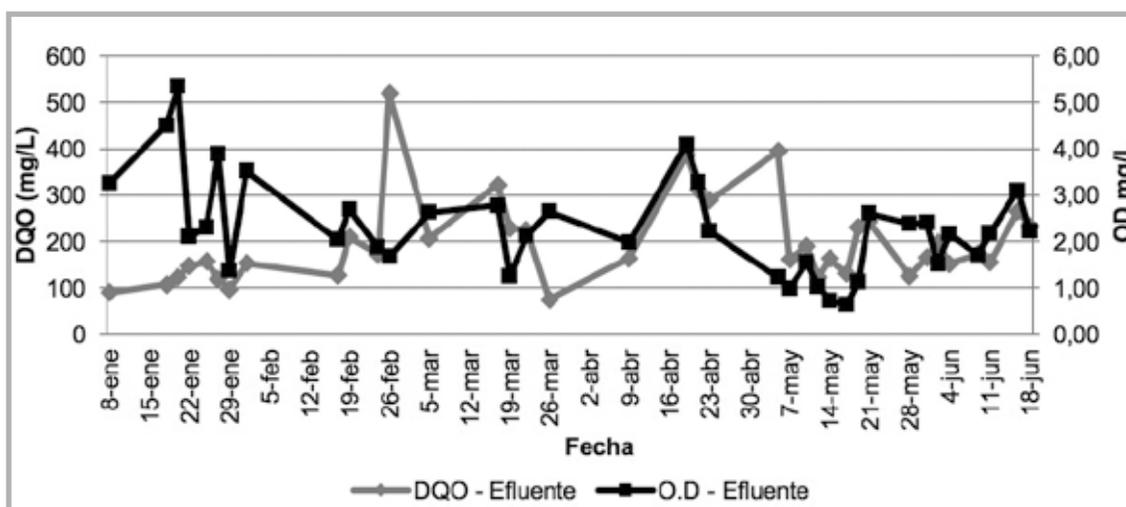


Figura 3.  
 Oxígeno disuelto efluente vs. DQO efluente.

cuales la mayoría oscilan entre 1.5 y 5 mg/L. Asimismo, en la figura se puede apreciar una presencia superior de oxígeno en comparación con el segundo grupo, que va desde el día 26 de marzo al 9 de abril, los cuales la gran mayoría oscilan entre 0.2 y 1.5 mg/L; se puede ver que en el tercer grupo, que va comprendido desde el 10 de abril hasta el último día de operación, el oxígeno disuelto del filtro percolador es menor al del tanque homogenizador, lo que se asocia a una sobrecarga orgánica, por falta de aireación y como consecuencia presenta malos olores a la salida del filtro percolador (MacArthur, 1997; RAS, 2000; Sierra, 2016), así como también se evidencia una gran variabilidad entre los datos, indicando una heterogeneidad del flujo.

El oxígeno disuelto a bajas concentraciones es un indicador de contaminación en el agua y también es el soporte de la vida animal y vegetal (Droste, 1997; Escaler, 2001). En la Figura 3 se observa que durante los seis meses de operación se presentó una variación constante entre las concentraciones de DQO y oxígeno disuelto. En el mes de mayo se observó una disminución en las concentraciones tanto de la DQO del efluente debido a la degradación de materia orgánica, así como en las de oxígeno disuelto; esta disminución en el oxígeno disuelto se debe principalmente a la aireación insuficiente del filtro, ya que tenía acumulación de desechos orgánicos en su parte inferior, en donde se encuentra el punto de muestreo.

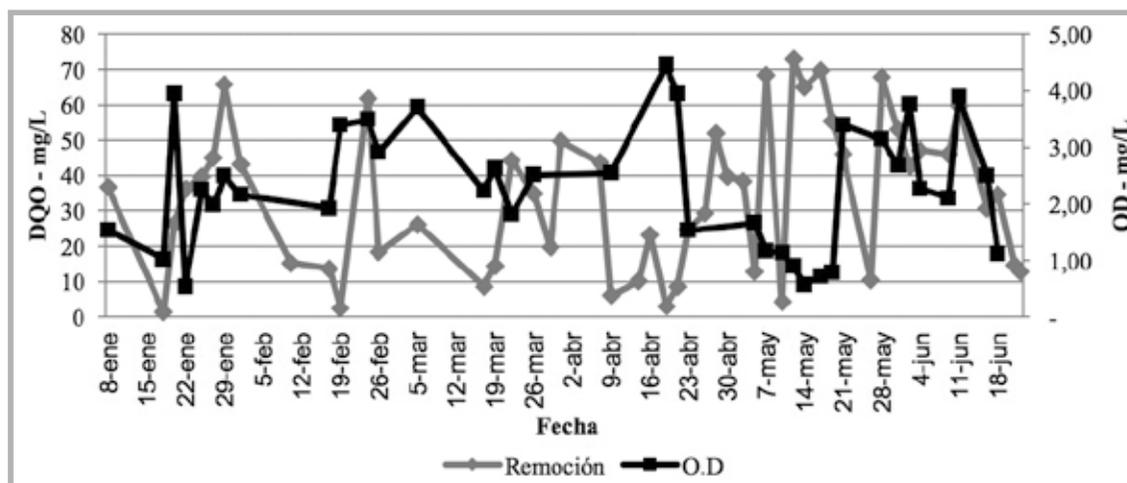


Figura 4.  
Comportamiento de la eficiencia de remoción en función del O. D.

En la Figura 4 se observa la tendencia del oxígeno disuelto a disminuir a medida que la eficiencia de remoción de DQO aumenta, cuando debería suceder lo contrario, dado que a mayor carga orgánica la necesidad de oxígeno disuelto aumenta para efectuar el proceso de degradación, lo que genera que este se reduzca, aunque debe aclararse que como el estudio es experimental probablemente este fenómeno se haya presentado debido a la presencia significativa de nitritos en el agua, que a su vez es causada por la aireación deficiente del filtro y la falta de recirculación en el sistema, lo que provoca una disminución del oxígeno disuelto y también disminuye la actividad microbiana aerobia (Arceivala, 1981; Ferrer, 2008; Lawrence, 1970).

La conductividad eléctrica en el agua es la capacidad para transportar una corriente eléctrica, la cual depende directamente de la presencia de iones de las soluciones ácidas o básicas en el agua. En la mayoría de soluciones acuosas cuanto mayor es la concentración de las sales

disueltas, mayor es su conductividad eléctrica (Ferrer, 2008). En la Figura 5, los datos de conductividad tanto del afluente como del efluente tienen valores que oscilan entre 130  $\mu\text{S}/\text{cm}$  a 625  $\mu\text{S}/\text{cm}$  para el caso de afluente, y 132  $\mu\text{S}/\text{cm}$  a 732  $\mu\text{S}/\text{cm}$  para el caso del efluente. Sin embargo, es importante resaltar que la disminución de las concentraciones durante el proceso de salida con respecto a las de entrada se debe al proceso de filtración, el cual reduce la concentración de sales presentes en el agua residual del afluente.

En la figura 6 se puede observar que en los meses comprendidos entre enero y abril la variación entre los datos fue bastante alta, llegando a producirse una estabilización relativa a partir de mayo. Las remociones obtenidas para los sólidos totales disueltos del afluente con respecto al efluente son bastante bajas, lo cual puede deberse a la acumulación de sales en la parte baja del filtro percolador, cuyo nivel de agua se mantuvo siempre a la mitad del filtro, generando una disminución

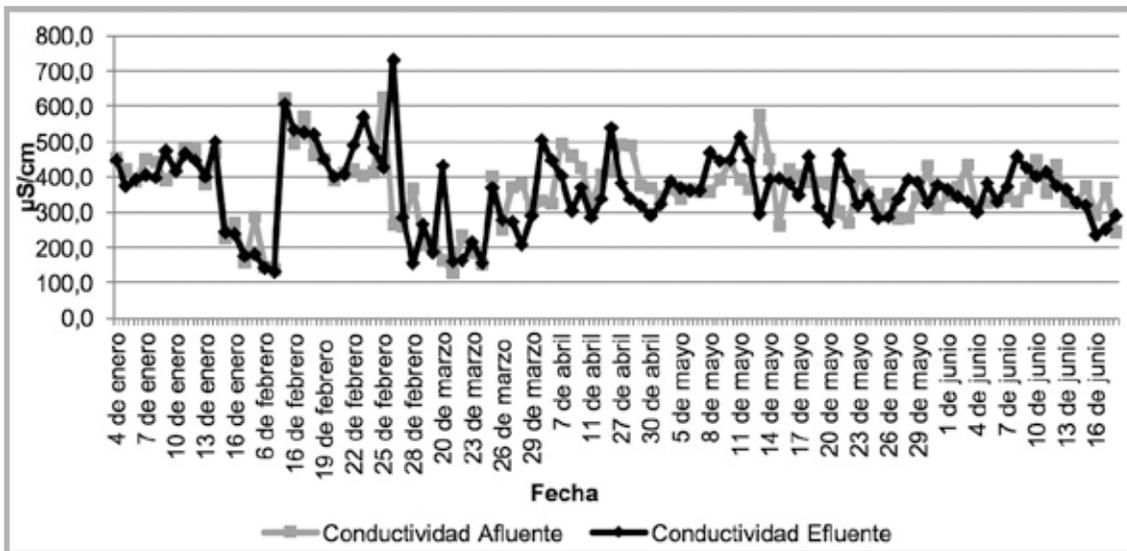


Figura 5.  
 Comportamiento de la conductividad

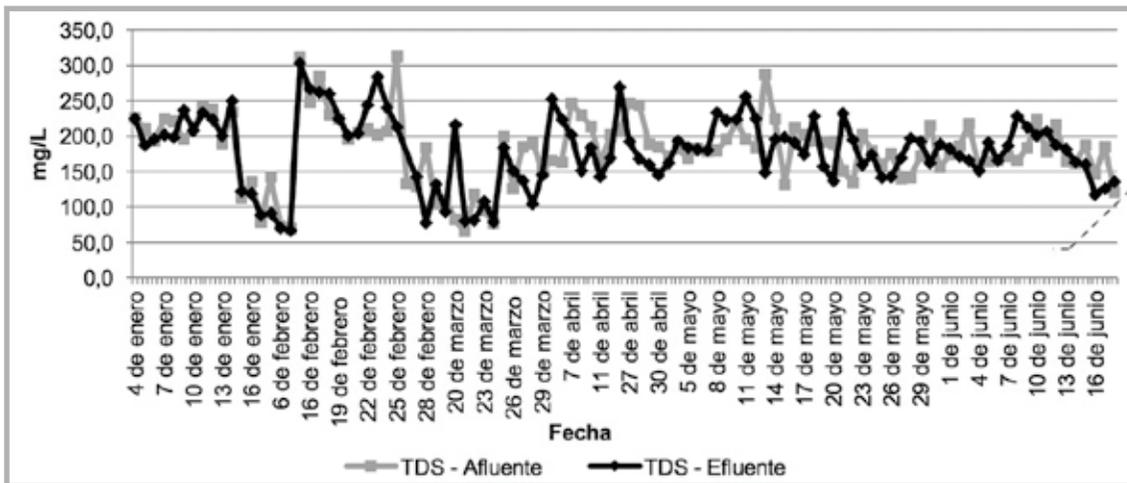


Figura 6.  
 Comportamiento de los sólidos totales disueltos

del movimiento del agua en este punto (Droste, 1997; Metcalf & Eddy, 2003). Otro factor que puede afectar este proceso es el taponamiento de la tubería de salida por acumulación de sólidos en el fondo del filtro proveniente del afluente o generado por el desprendimiento de la película adherida.

En la Figura 7 se encuentra representada la concentración de DQO en mg/L durante los seis meses de operación. Las concentraciones obtenidas son bastante dinámicas, lo cual indica que los vertimientos realizados no se ejecutan de manera constante. Se puede observar que en todos los casos se presenta una disminución de la concentración del efluente con respecto al afluente,

aunque las mayores eficiencias se obtuvieron a partir del mes de mayo, cuando se efectuó la variación de los caudales para la determinación de las constantes cinéticas de crecimiento microbiano, indicando que a medida que la DQO era más alta, debido al aumento del caudal y de la carga orgánica, también se presentó un incremento en el contenido de nutrientes presentes en el sustrato, generando un aumento en la actividad metabólica de los microorganismos y por consecuencia un mejor desempeño en el sistema. Por otro lado, cuando la DQO del afluente fue más baja, el contenido de nutrientes y la actividad microbiana disminuyó y por ende, la eficiencia del sistema también.

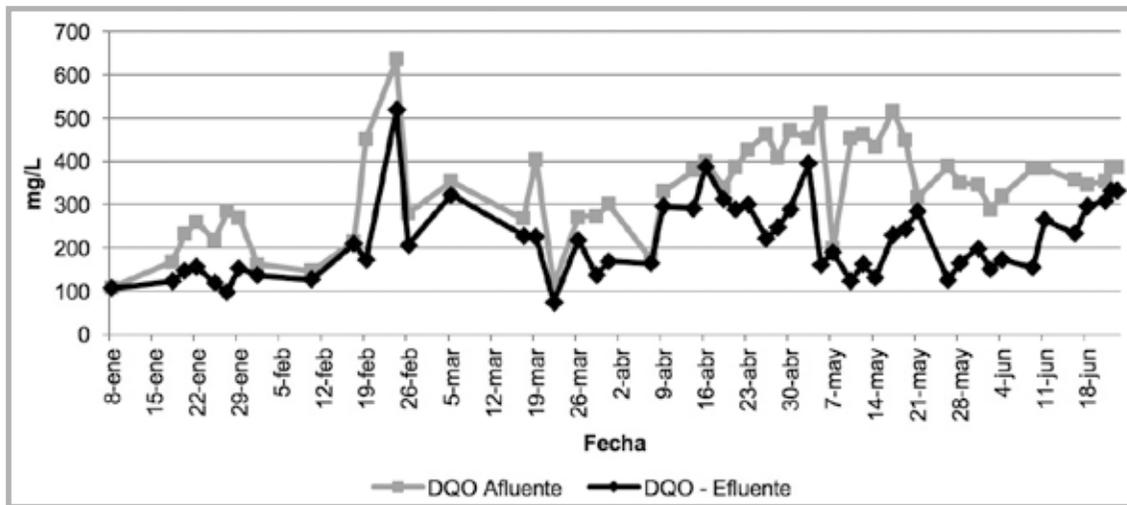


Figura 7.  
Comportamiento de la Demanda Química de Oxígeno

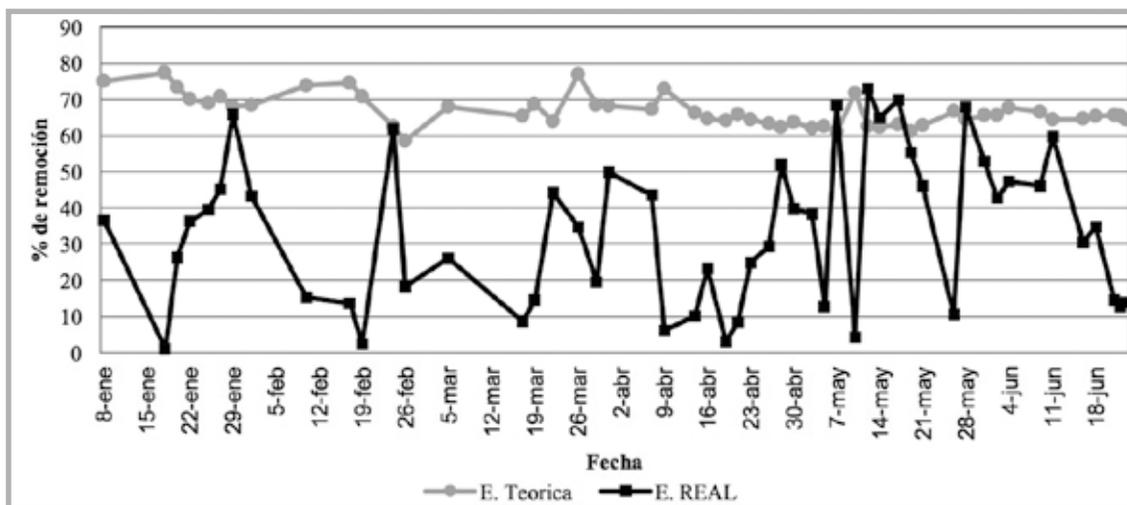


Figura 8.  
Eficiencia teórica vs. eficiencia real

En la Figura 8 se muestran los porcentajes de remoción obtenidos para este estudio, los cuales son bastante bajos con respecto a los calculados teóricamente por medio de la ecuación National Research Council (NRC) presentando también una variabilidad muy alta. Estos resultados pueden deberse a varias razones: a) Según Droste (1997) esta variación de los datos es típica en investigaciones asociadas a reactores biológicos que utilizan como sustrato directamente el agua residual bruta, como es el caso del filtro percolador con lecho en PVC, b) en los periodos de lluvia se presentaron diluciones significativas de nutrientes debido a que ni en el tanque de alimentación ni en el filtro existe ningún tipo de protección contra este fenómeno, c) se

observó que en varios días, como el 19 de febrero, 17 de marzo, 9, 21 y 23 de abril y 10 de mayo se presentaron las eficiencias más bajas en la planta piloto debido a que no hubo electricidad durante la noche y parte de la mañana, lo cual impidió que el proceso biológico se realizara de forma completa. Este suceso se pudo haber presentado debido a que como el filtro se encontraba vacío en la mañana y normalmente el nivel de agua debe estar a la mitad de este, por lo que el tiempo de contacto (paso de agua dentro del filtro) entre el sustrato y los microorganismos se disminuyó considerablemente generando una eficiencia muy inferior a lo esperado.

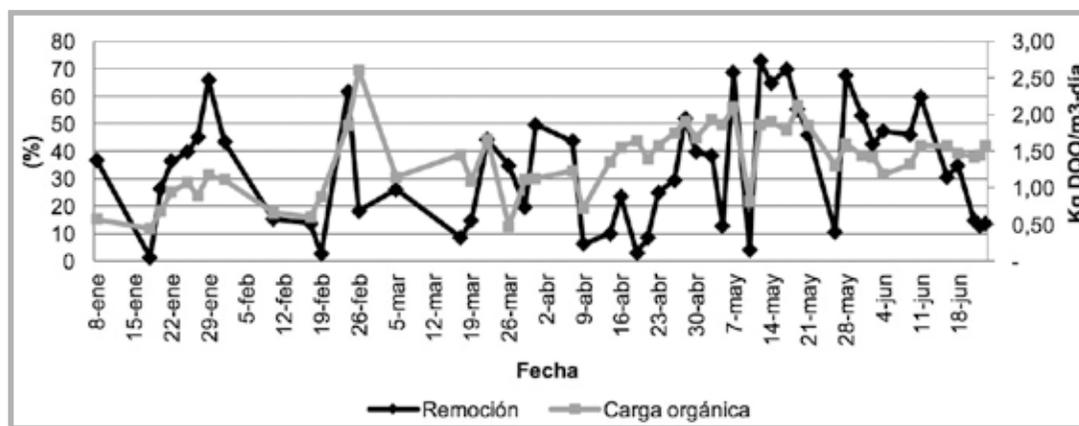


Figura 9.  
 Comportamiento de la eficiencia de remoción en función de la carga orgánica

En la Figura 9 se observa una alta variabilidad en la carga orgánica del filtro percolador debido a que el vertimiento no se realizaba de manera constante sino en diferentes horarios. Estos valores fluctuaron de 0,45 a 3,20 kg DQO/m<sup>3</sup>-día. Se puede observar en los meses de mayo y junio, a medida que la carga orgánica aumentó la eficiencia de remoción también lo hizo, debido al incremento de nutrientes presentes en el medio,

mejorando la degradación de materia orgánica por parte de los microorganismos. De acuerdo al Título D del RAS - 2000, el plástico como medio filtrante es recomendado en filtros con cargas orgánicas que oscilan entre 0,5 y 8 kg DQO/ m<sup>3</sup>-día, y el valor promedio de la carga orgánica aplicada al filtro fue de 1,45 kg DQO/ m<sup>3</sup>-día el cual se encuentra dentro del rango recomendado para este tipo de medio.

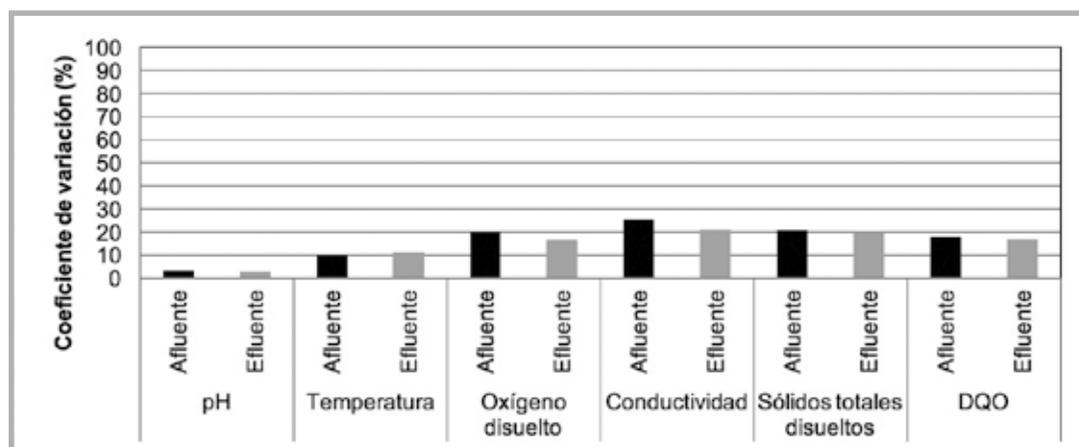


Figura 10.  
 Coeficientes de variación para el afluente y efluente

En algunas ocasiones, los límites que definen la homogeneidad en una muestra no funcionan de manera adecuada, por lo que se genera un coeficiente de variación extremadamente alto y como consecuencia no es posible interpretar estos valores estadísticamente (Ospina, 2001). Este es el caso de la demanda química de oxígeno y oxígeno disuelto, cuyo coeficiente de variación fue superior al 30%, lo que indica una significativa heterogeneidad en la muestra, por lo que se descartaron los valores que superaran este porcentaje. Aún efectuando esta medida el porcentaje descartado para los tres parámetros fue superior al 10% permitido mediante la medida de media recortada (Escaler, 2001

& Fresenius, 1991), por lo que se declaran no fiables estadísticamente. Se debe aclarar que esta variación tan alta se debe principalmente a que este es un estudio experimental en el que no se controlaron las condiciones en ningún momento durante la operación. Sin embargo, en la Figura 10 se observan coeficientes de variación bajos, tanto para el pH como para la temperatura, inferiores al 15%, lo que indica un comportamiento homogéneo frente a estas variables; coeficientes de variación entre el 15 y 30% para la conductividad y los sólidos totales disueltos, que son muestra de un comportamiento moderadamente homogéneo.

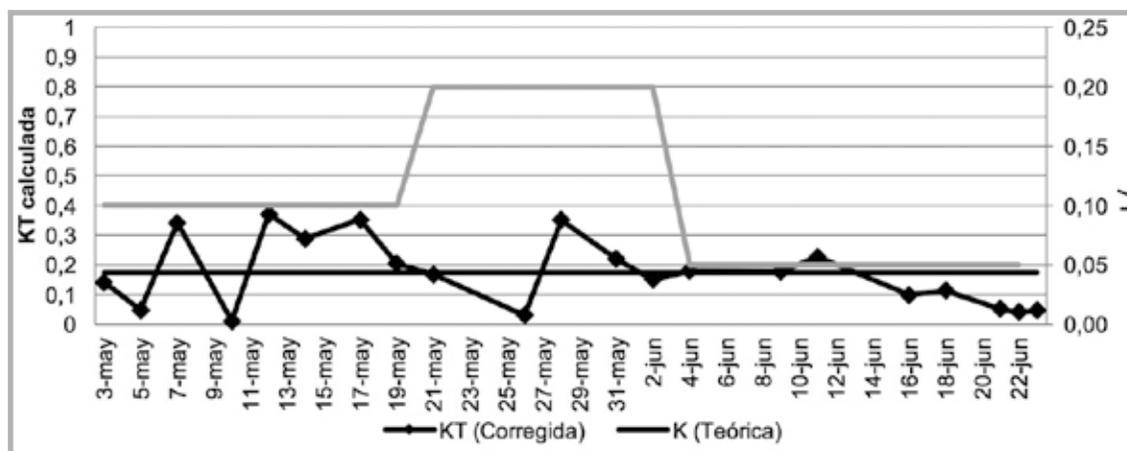


Figura 11.  
Constantes cinéticas de degradación de materia orgánica

El comportamiento del filtro percolador se ajusta a las constantes cinéticas de biodegradación de materia orgánica. Se puede observar que el valor base para 20°C ( $K_{20}$ ) es igual a 0,175 d<sup>-1</sup>. Esta constante indica el rendimiento general del filtro en la remoción de DQO y controla la tasa de remoción de su concentración. A medida que el valor de  $KT$  aumenta se presenta una mayor eficiencia de remoción (Metcalf & Eddy, 2003; Von Sperling, 1996). Los resultados obtenidos de manera individual indican una dispersión bastante alta para las constantes calculadas con respecto al valor de  $K_{20}$  teórico de 0,175 d<sup>-1</sup>, debido a que los vertimientos no se efectúan en horarios fijos, por lo que la variación en la carga orgánica aplicada es bastante significativa. Por otro lado, se calcularon los promedios de las cargas orgánicas durante los días en que se manejó cada uno de los tres caudales evaluados, así como las constantes respectivas para estos valores, con el fin obtener un referente del comportamiento del filtro percolador si la carga orgánica fuera aplicada de manera constante. De acuerdo a lo anterior, el caudal de 0,2 L/min con un valor de 0,171 en la constante de reacción mostró un mejor comportamiento con respecto a los de 0,1 y 0,05 L/min, siendo el más apto para su utilización.

## Conclusiones

El trabajo experimental para la remoción de contaminantes presentes en el agua residual combinada cruda (doméstica y pecuaria) mediante la utilización de la tecnología de filtro percolador, considera un valor promedio de la constante cinética de degradación de la materia orgánica de 0,175 d<sup>-1</sup>, lo que indica esta constante afecta el filtro percolador, y por ende, se afecta el caudal de tratamiento. Este valor es directamente proporcional a su dimensionamiento, sin dejar de considerar que la constante determinada, que influye en

la degradación de la materia orgánica en el mismo filtro percolador, es del orden superior del 60% a un pH de 6.5 a 7.5; es decir, se podría tener una estructura hidráulica adicional como otro filtro percolador o un proceso biológico aeróbico complementario para alcanzar los estándares de vertimientos de aguas residuales tratadas.

El uso de materiales plásticos como lecho en filtros percoladores es una buena opción dado que su superficie permite la rápida adaptación y un óptimo crecimiento de la biopelícula en el sistema. Uno de los grandes beneficios de este tipo de sistema es que remueve una cantidad considerable de materia orgánica como DQO, utilizando un bajo porcentaje de energía; no obstante, el filtro percolador debe ser complementado con otra tecnología para la remoción integral de los contaminantes del agua residual.

## Referencias

- American Public Health Association [APHA]. (2009). Handbook of Water and Wastewater Treatment Plant Operations, Second Edition. USA: American Public Health Association.
- Arceivala, J. (1981). Wastewater Treatment and Disposal: Engineering and Ecology in Pollution control. New York: Marcel Dekker Inc.
- Consejo Nacional de Política Económica y Social. (2002). Acciones prioritarias y lineamientos para la formulación del Plan Nacional de Manejo de Aguas Residuales. Conpes 3177. Bogotá: Departamento Nacional de Planeación DNP.
- Consejo Nacional de Política Económica y Social. (2014). Política para el suministro de agua potable y saneamiento básico en la zona rural. Bogotá: Departamento Nacional de Planeación DNP.

- Droste, R. (1997). Theory and practice of water and wastewater treatment. New york: John Wiley & Sons Inc.
- Escaler, I. (2001). Eliminación bioógica de nutrientes (nitrógeno y fósforo) mediante un proceso discontinuo de fangos activados. Tecnología del agua., 67 - 77.
- Ferrer, J. (2008). Tratamiento biológicos de aguas residuales. Valencia: Universidad politécnica de valencia.
- Fresenius, W. (1991). Manual de disposición de aguas residuales. Lima: Centro panamericano de ingeniería sanitaria y ciencias ambientales (CEPIS/OPS/OMS).
- Ideam. (2010). Estudio nacional del agua. Bogotá: Ideam.
- Lawrence, W. (1970). Unified basis for biological treatment. Design and operation. USA: ASCE.
- León, K. (2016). Ecuaciones econométricas para los costos de inversión en plantas de tratamiento de agua potable en Colombia. I+D revista de investigaciones, Volumen 7, Número 1, Año 04, Enero - Junio, 109-115.
- MacArthur, I. (1997). Environmental health services in Europe: an overview of practice in the 1990s. Copenhagen: WHO/ EURO.
- Metcalf & Eddy. (2003). Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse. 4 edition. New york: Mc Graw Hill.
- Ministerio de Salud. (2013). Análisis de situación de Salud. Colombia 2013. Bogotá: Ministerio de Salud y Protección Social.
- Pascal, A. (2016). Determinación de las características hidrodinámicas de dos sedimentadores SEDHELCON para el tratamiento de aguas residuales. I+D Revista de investigaciones, Volumen 7, Número 1, Año 04, Enero - Junio, pp 117-124.
- Ramallo, R. (1983). Tratamiento de aguas residuales. Quebec: Editorial Reverté S.A.
- RAS. (2000). Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico. Título E. . Bogotá: Ministerio de Desarrollo Económico.
- Read, L. (2014). Optimality versus stability in water resource allocation. Journal of Environmental Management, 343 - 354.
- Rich, L. (1973). Environmental systems engineering. USA: Mc Graw Hill.
- Rodríguez, J. P. (2010). Contaminación del agua. En Contaminación ambiental en Colombia (pp. 255 - 300). Bogotá: Fundación en causa por el desarrollo humano.
- Sierra, L. (2016). Determinación de la tasa relativa de crecimiento de la LEMNA MINOR SP en el tratamiento de efluentes de un sistema de tratamiento de aguas residuales municipales. I+D revista de investigaciones, Volumen 7, Número 1, Año 04, Enero - Junio, 91-97.
- Von Sperling, M. (1996). Comparison among the most frequently used systems for wastewater treatment in developing countries. Water science and technology, 156 - 180.