

**REMOCIÓN DE CARGA ORGÁNICA EN VERTIMIENTOS PORCÍCOLAS
MEDIANTE FILTROS ANAEROBIOS CON VARIACIONES DEL LECHO
FILTRANTE**

DIANA MARCELA GUERRERO DELGADO

LEIDY JOHANA HIDALGO SALAS

**UNIVERSIDAD DE NARIÑO
FACULTAD DE CIENCIAS AGRÍCOLAS
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL
SAN JUAN DE PASTO**

2017

**REMOCIÓN DE CARGA ORGÁNICA EN VERTIMIENTOS PORCÍCOLAS
MEDIANTE FILTROS ANAEROBIOS CON VARIACIONES DEL LECHO
FILTRANTE**

DIANA MARCELA GUERRERO DELGADO

LEIDY JOHANA HIDALGO SALAS

ASESOR:

JAMES ROSERO CARVAJAL

MSc

**UNIVERSIDAD DE NARIÑO
FACULTAD DE CIENCIAS AGRÍCOLAS
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL
SAN JUAN DE PASTO**

2017

“Las ideas y conclusiones aportadas en el siguiente trabajo son responsabilidad exclusiva del autor”

Artículo 1ro del Acuerdo No. 324 de octubre 11 de 1966 emanado del Honorable Consejo Directivo de la Universidad de Nariño.

NOTA DE ACEPTACIÓN

PRESIDENTE JURADO

PRESIDENTE JURADO

ASESOR

San Juan de Pasto, noviembre de 2017

REMOCIÓN DE CARGA ORGÁNICA EN VERTIMIENTOS PORCÍCOLAS MEDIANTE FILTROS ANAEROBIOS CON VARIACIONES DEL LECHO FILTRANTE

REMOVAL OF ORGANIC LOADING OF PORK WASTEWATER THROUGH
ANAEROBIC FILTERS WITH VARIATIONS OF THE PACKED BED.

Diana Guerrero D.¹; Leidy Hidalgo S.²; James Rosero C.³

RESUMEN

Como respuesta ante la problemática ambiental generada por el vertimiento de aguas residuales porcícolas de la granja Botana, Universidad de Nariño, se implementó un conjunto de Filtros Anaerobios de Flujo Ascendente, tecnología biológica que presenta resultados óptimos en la eliminación de materia orgánica y sólidos presentes en vertimientos industriales, lo cual depende en gran medida del medio de empaque. Con el fin de evaluar la viabilidad y eficiencia en la implementación de materiales reutilizados para este lecho, se seleccionaron elementos como escombros, residuos de Polietileno Tereftalato (PET), Polietileno de Baja Densidad (PEBD) y finalmente materiales convencionales como grava de canto rodado. Posteriormente se realizó el seguimiento de los filtros mediante Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5), Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Sólidos Suspendidos Totales (SST); los resultados arrojaron que una vez se estabilizó el sistema, el PEBD presentó mejores condiciones operacionales y eficiencia en la remoción de DBO_5 con un porcentaje de 88,4%. La grava fue el material óptimo para remover DQO, llegando a un promedio de 61,4%, mientras el PET retuvo mejor los SST, alcanzando un porcentaje medio de 76,7%. Estas conclusiones se realizan teniendo en cuenta la eliminación de los contaminantes, la competitividad de los precios y la facilidad de acceso a los materiales.

Palabras clave: residuos reutilizados, eficiencia, vertimientos industriales, tecnología biológica, medio de empaque.

¹ Estudiante del programa de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ciencias Agrícolas, Universidad de Nariño. Pasto, Colombia, marchjr01@gmail.com

² Estudiante del programa de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ciencias Agrícolas, Universidad de Nariño. Pasto, Colombia, leidyclap@hotmail.com.

³ Docente del Departamento de Recursos Naturales y Sistemas Agroforestales, Facultad de Ciencias Agrícolas, Universidad de Nariño. Pasto, Colombia, jamesro0@hotmail.com.

ABSTRACT

In response to the environmental problems generated by the discharge of porcine wastewater from the Botana farm, University of Nariño, a set of upflow anaerobic filters was implemented, a technology that presents optimal results in the elimination of organic material and solids from both domestic and industrial wastewater, which depends on the packing bed. In order to evaluate the viability and efficiency of reused materials for this medium, elements such as debris, polyethylene terephthalate (PET) residues, low density polyethylene waste (LDPE) and finally conventional materials such as round stone were selected. Subsequently, the Biochemical Oxygen Demand (BOD), Chemical Oxygen Demand (COD) and Total Suspended Solids (TSS) were monitored. The results show that once the system stabilized, LDPE presented better operational conditions and efficiency in the removal of BOD with a percentage of 84.3%. Rolled gravel was the optimum material to remove COD, reaching an average of 47%, while PET retained the SST better, reaching an average percentage of 55.85%. These conclusions are made taking into account the elimination of pollutants, the competitiveness of prices and the ease of access of materials.

Key words: Packing bed, efficiency, reused waste, upflow anaerobic filter.

CONTENIDO

INTRODUCCIÓN	9
MATERIALES Y MÉTODOS	10
FASE I. DISEÑO DE LOS FILTROS ANAEROBIOS DE FLUJO ASCENDENTE.....	11
FASE II. IMPLEMENTACIÓN DEL SISTEMA.	12
FASE III. EVALUACIÓN DE LOS FILTROS ANAEROBIOS.....	12
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	13
FASE I. DISEÑO DE LOS FILTROS.....	13
FASE II. IMPLEMENTACIÓN DEL SISTEMA.	16
FASE III. EVALUACIÓN DE LOS FILTROS ANAEROBIOS.....	17
CONCLUSIONES	24
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	25

INTRODUCCIÓN

La ejecución a escala comercial de actividades porcícolas trae consigo grandes retos ambientales (Pérez *et al.*, 2005) debido a que el tratamiento y disposición de los residuos generados durante la cría de cerdos, ocasionan contaminación de las aguas superficiales y el subsuelo, por cuanto aporta significativos niveles de materia orgánica, agentes patógenos y nutrientes (Pinos *et al.*, 2012).

Tal es el caso de la granja Botana, donde los efluentes de la porcicultura son vertidos sobre un arroyo superficial que tributa en la quebrada Miraflores, la cual es fuente de irrigación para los habitantes de la zona (Corporación Autónoma de Nariño, 2011). Estas aguas residuales son sometidas a una serie de procesos en una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) la cual incluye biodigestores, desbaste por rejilla, trampa de grasas, sistemas de sedimentación y un filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA). Sin embargo, aún se requiere un mecanismo de pulimento para el vertimiento en mención, puesto que el tramo de la quebrada en donde tributa el arroyo superficial Botana es definido por CORPONARIÑO (2011) como de uso estético-paisajístico con potencialidad agrícola, por lo cual los límites permisibles de contaminantes son más exigentes que la resolución 0631/2015, requiriéndose tratamientos eficientes que garanticen el bienestar de los usuarios del cuerpo receptor.

Siguiendo este orden de ideas, se propone la implementación de una segunda etapa de FAFA puesto que esta tecnología es una de las mejores alternativas de pos tratamiento, dado que genera altas eficiencias en la remoción de sólidos suspendidos totales (SST) y compuestos orgánicos susceptibles a ser degradados por medios biológicos (DBO_5) y químicos (DQO) (Chernicharo, 2007), mediante la acción de biomasa microbiana adherida a un lecho fijo. El arreglo de los filtros se realizó teniendo en cuenta que autores como Batero y Cruz (2007) destacan que los FAFA incrementan su capacidad de eliminación de contaminantes hasta en un 35% cuando se disponen de forma sucesiva.

Por otro lado, cabe destacar que el lecho de soporte o medio filtrante retiene sólidos no solo en forma de biopelícula bacteriana adherida a la superficie de los materiales que lo integran, sino también por suspensión en sus espacios vacíos y en forma de lodos que se

ubican debajo de esta zona, asegurando así un efluente clarificado. El lecho de soporte suele estar compuesto por grava (Ministerio de Desarrollo Económico, 2000), material que aumenta considerablemente el peso del sistema y encarece su construcción (Chernicharo, 2007). Es por ello, que se propone la introducción de medios de empaque elaborados con residuos reutilizados, materiales de alta disponibilidad y bajos costos que presentan una amplia problemática ambiental, debido a sus largos periodos de degradación y a la inadecuada gestión de los mismos en el ámbito local (Alcaldía de Pasto, 2007).

A nivel internacional Villanueva *et al.* (2012) evaluaron la eficiencia de lechos de empaque alternativos en dos FAFAS, para el tratamiento de aguas residuales domésticas en Chiapas, México. Los resultados apuntaron que el reactor que utilizó cáscara de coco como medio filtrante obtuvo una remoción en DQO del 80%, frente al 75% alcanzado por un filtro con lecho convencional de grava. Conjuntamente, en el ámbito nacional Cárdenas y Ramos (2009) aplicaron esta tecnología para aguas mieles provenientes de trapiches en el municipio de Sandoná, Nariño. En este proyecto la concha marina alcanzó las mejores eficiencias de remoción en DQO y DBO₅, del orden de 89,7% y 87,8%, respectivamente, frente a otros elementos como canto rodado y material sintético y vitrificado.

Finalmente, se destaca que el objetivo del presente estudio fue evaluar la eficiencia en remoción de carga orgánica de cada material reutilizado como medio de soporte para los filtros anaerobios de flujo ascendente, en el tratamiento de aguas residuales porcícolas producidas en la granja experimental Botana. Para ello se realizó el diseño y montaje de los reactores teniendo en cuenta las características del afluente. Posteriormente se determinaron los porcentajes de remoción obtenidos en el efluente de cada FAFAs, en términos de Demanda Bioquímica de Oxígeno, Demanda Química de Oxígeno y Sólidos Suspendidos Totales.

MATERIALES Y MÉTODOS

La presente investigación fue llevada a cabo en la Granja Botana de la Universidad de Nariño se encuentra a una altura de 2820 msnm con una temperatura promedio de 12°C, y

precipitación anual de 967 mm (Universidad de Nariño, 2016). El predio se localiza sobre la vereda Botana perteneciente al corregimiento de Catambuco, municipio de Pasto. El proyecto se elaboró en tres fases, las cuales se describen a continuación.

Fase I. Diseño de los filtros anaerobios de flujo ascendente.

Visitas de campo y caracterización del afluente. Se efectuaron visitas a la zona de producción porcícola y su respectiva PTAR para establecer el sitio óptimo donde serían ubicados los reactores. Posteriormente se realizó un aforo de caudal por método volumétrico (IDEAM, 2004) en un recipiente graduado de 10 l y repeticiones cada 30 min. Se llevaron a cabo muestreos puntuales, durante 2 fechas en el punto previo a la descarga en aguas superficiales durante la hora pico de producción en la zona porcícola. Los parámetros de seguimiento fueron DQO, DBO₅ y SST. Estos dos últimos, son esenciales para medir la materia orgánica y estimar la tasa retributiva según el decreto 1076 de 2015.

Índice de Biodegradabilidad. Con los valores obtenidos en la caracterización se estimó la relación DBO/DQO, para determinar qué tan degradable por medios biológicos era el agua residual procedente de la PTAR (Bermúdez *et al.*, 2000).

Selección, recolección y adaptación de materiales para el lecho filtrante. Según los criterios sobre lechos de soporte de Chernicharo (2007), se elaboró una matriz de selección de materiales, con el fin de implementar aquellos que mejor se ajustan a la investigación. Posteriormente, se realizó la recolección de los elementos seleccionados en sectores comerciales, residenciales y rurales. Las modificaciones de los residuos se llevaron a cabo con el fin de propiciar un área específica óptima (Parra, 2006). Finalmente se midió la porosidad de estos objetos.

Diseño de los FAFAS. Las medidas de los 4 filtros son las mismas puesto que la única variable independiente es el material del medio de soporte. El diseño fue determinado bajo las consideraciones de Romero (2004), MDEC (2000) y Alvarado (2011). Para el caudal de diseño se tuvo en cuenta el tiempo de retención hidráulica (TRH) y el volumen útil, estimado a partir de la porosidad de los materiales del lecho.

Fase II. Implementación del sistema.

Inoculación del material filtrante. Los materiales adaptados, fueron sometidos a una mezcla con lodos provenientes del segundo biodigestor de la PTAR (Torres *et al.*, 2003). Este procedimiento se realizó en recipientes de plástico sellados y condiciones de invernadero.

Montaje del sistema. Se realizó una nivelación del terreno y se implementó una estructura de soporte en madera y metal para los filtros, los cuales fueron construidos en tubos de PVC. A continuación se utilizaron tapas plásticas para la elaboración del falso fondo, posteriormente se construyó el componente hidráulico utilizando una bomba sumergible conectada a un tanque de almacenamiento que distribuye el agua por gravedad a los reactores. Todo el sistema se conectó por medio de mangueras, tubos y accesorios de conexión.

Arranque de los filtros. Posteriormente, los filtros se pusieron en marcha dando inicio a un proceso de adaptación del sistema, caracterizada por la inestabilidad en el rendimiento. La duración de esta etapa se monitoreó mediante el muestreo y análisis de los efluentes.

Fase III. Evaluación de los filtros anaerobios.

Caracterización del efluente. Los parámetros de seguimiento fueron DBO₅, DQO y SST. La frecuencia y el número de muestras en el efluente de los filtros se determinó siguiendo las recomendaciones del laboratorio químico y de aguas, Universidad de Nariño y en base al presupuesto asignado para el presente estudio; debido a que durante los primeros días se llevó a cabo la inoculación del lecho de soporte, la toma de muestras se realizó a partir de la semana cuatro inicio de la fase de arranque, hasta la semana 14 en donde ya existían condiciones estables del sistema.

La recolección semanal de las muestras puntuales se realizó según las instrucciones del respectivo laboratorio y el IDEAM (2004). Una vez obtenidos los resultados, se estableció la eficiencia de remoción de los filtros, confrontando las concentraciones de contaminantes obtenidas en el afluente y en el efluente de cada reactor.

Análisis estadístico. A continuación se estimó la desviación estándar de las eficiencias para cada reactor en el software Excel 2010. Luego se efectuó una prueba de normalidad Shapiro-Wilk, la cual indicó la forma de distribución de los datos correspondientes a las concentraciones en el efluente de cada filtro. Posteriormente, se realizó un test de homogeneidad de varianzas mediante el estadístico de Levene y finalmente, se llevó a cabo un análisis de varianzas de un factor ANOVA donde se estableció si existían diferencias significativas entre los FAFA, por medio de una prueba de hipótesis con un nivel de significancia de 0,05 (Chaux y Zambrano, 2011).

Análisis de precios según el material del medio de empaque. Se realizaron comparaciones de los promedios de eficiencia en remoción de los contaminantes, así como los costos de adquisición por m³ de cada material filtrante, para establecer el sistema más viable técnica y económicamente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Fase I. Diseño de los filtros.

Visita de campo y caracterización del afluente. Se definió que los filtros irían ubicados a la salida de la PTAR, en la caja de aforo y muestreo final como una medida de pos tratamiento, siguiendo las consideraciones de diseño de Batero y Cruz (2007); y debido a que el presente proyecto hace parte de una investigación a mayor escala, la cual se enfoca en evaluar la eficiencia de estos filtros con concentraciones graduales de materia orgánica. Por otra parte el análisis de las muestras obtenidas en el agua residual procedente de la planta de tratamiento presentó los siguientes resultados:

Tabla 1. Resultados de las jornadas de caracterización y aforo de caudal 2017.

Jornada de muestreo y aforo de caudal	Q (l/s)	Resultados caracterización (mg/l)			Valores límite (mg/l) Resolución 0631/2015			Objetivos de calidad Q. Miraflores (mg/l)	
		DBO ₅	DQO	SST	DBO ₅	DQO	SST	DBO ₅	SST
1	0,12	203,58	415	37					
2	0,11	257,51	725,7	80					
Promedio	0,115	230,54	570,3	70	450	900	200	3	5

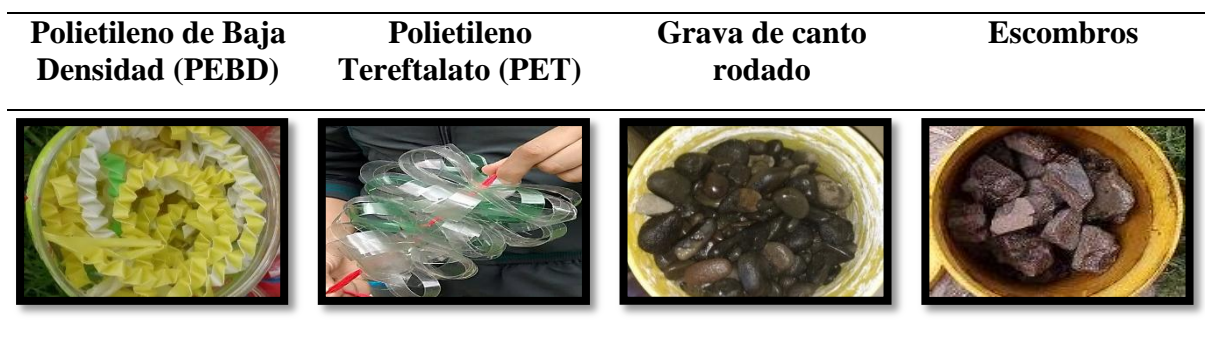
La Tabla 1 indica que si bien los vertimientos cumplen con los niveles permitidos por la Resolución 0631 de 2015 para descargas producto de la cría de porcinos (MADS, 2015), dichos valores se alejan de los requeridos por los objetivos de calidad del cuerpo receptor quebrada Miraflores (CORPONARIÑO, 2011), de manera que no son aptos para el uso estético-paisajístico con potencialidad agrícola al que están destinados.

Índice de biodegradabilidad: La relación DBO/DQO fue de 0,4, valor que indica que el vertimiento es degradable por métodos biológicos y en especial por un proceso anaerobio (Bermúdez *et al.*, 2000), siendo los FAFAS propuestos, pertinentes en este punto.

Selección, recolección y adaptación de materiales para lecho filtrante: Los elementos definidos para el medio fueron grava de canto rodado, escombros y residuos de Polietileno de Baja Densidad (PEBD) y Polietileno Tereftalato (PET), materiales que cumplen con las recomendaciones de Chernicharo (2007), puesto que son biológica y químicamente inertes, resistentes al desgaste y las fuerzas mecánicas, además de presentar elevadas porosidades, del orden de 40%, 67%, 74% y 76%, respectivamente.

Sumado a lo anterior, el PEBD, PET y los escombros se encuentran ampliamente disponibles y poseen bajos costos de adquisición, mientras la piedra incrementa la inversión inicial. La Figura 1 muestra los materiales utilizados; la forma de los residuos plásticos y de construcción fue modificada para generar mayor área de contacto y espacios intesticiales útiles para el desarrollo de la biopelícula.

Figura 1. Materiales de lechos filtrantes.



Como se evidencia en la Figura 1, todos los materiales alternativos al tradicional son residuos, pues según la Resolución 0330 de del 2017, este tipo de obras deberán propender por utilizar materiales reutilizables y/o reciclables (Ministerio de Vivienda, 2017).

Diseño de los FAFAS. Mediante procedimientos establecidos por el RAS 2000, Romero (2004) y Alvarado (2011), se obtuvieron los datos consignados en la Tabla 2.

Tabla 2. Dimensiones y parámetros de diseño de Filtros Anaerobios de Flujo Ascendente.

Filtro	Caudal de diseño (l/h)	Volumen útil (l)	Volumen filtros (l)	Altura total (m)	Altura del medio (m)	TRH (h)
PEBD	2,3	12,1				
Grava canto rodado	1,2	6,6	16	1,35	0,9	5,25
PET	2,4	12,5				
Escombros	2,1	11				

Puesto que el caudal fue estimado a partir del volumen útil, el cual se obtuvo empleando la porosidad (Mendez, *et al.*, 2007), la grava de canto rodado presenta un caudal de diseño bajo en comparación con los demás reactores como se evidencia en la Tabla 2, ya que es el material menos poroso. La Figura 2 muestra el diseño estandar propuesto para todos los filtros:

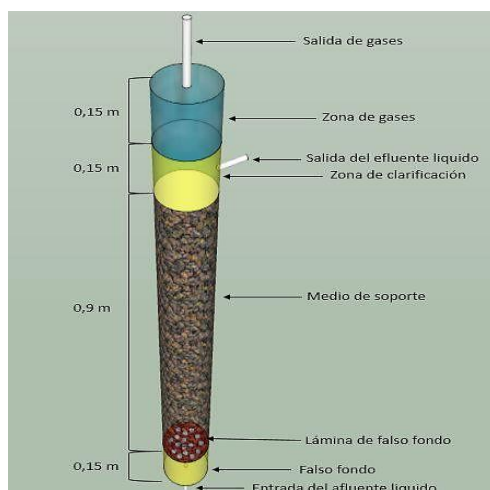


Figura 2. Esquema de los Filtros Anaerobios de Flujo Ascendente.

Como se observa en la Figura 2, se destinó una zona de falso fondo con el fin de propiciar un espacio libre de relleno para evacuar los lodos que puedan producirse en el tratamiento, dado que el material filtrante no es uniforme (Castaño, 2003 citado en Batero y Cruz, 2007), la altura del medio de soporte ocupa el 66,6% de la altura total del filtro, de acuerdo a Romero (2004) quien recomienda que para estos filtros, la altura del medio filtrante debe estar entre un 50 al 70% de la altura total.

Fase II. Implementación del sistema.

Inoculación del material filtrante. Este procedimiento se realizó con lodos provenientes de un biodigestor de la PTAR durante de 21 días, al final de los cuales se observó la formación de una biopelícula bacteriana alrededor de los elementos del lecho de acuerdo a Torres *et al.* (2003).

Montaje del sistema. El armazón de los reactores se realizó en tubos de PVC de 6", este material proporcionó una estructura resistente y regular ubicada sobre un soporte de madera y metal. El componente hidráulico consta de una bomba sumergible ubicada en la sección de agua clarificada del FAFA existente en la PTAR. Este dispositivo aseguró el flujo constante del agua hacia un tanque de almacenamiento elevado de 1000 l, que distribuía por gravedad el caudal afluente. La red de distribución se elaboró con manguera de 1" y tubo de PVC de 0,5" con sus respectivos accesorios. Para la evacuación del biogás se instaló una válvula de alivio en la parte superior de los reactores, la cual permitió conservar las condiciones anaerobias de los reactores. Una vez montado el sistema se depositó el lecho de soporte y se selló herméticamente mediante tapones de 6" como se observa en la Figura 3; a continuación los filtros fueron puestos en marcha, dando inicio a la fase de arranque.



Figura 3. Montaje del sistema de filtros 2017.

Fase III. Evaluación de los filtros anaerobios.

Caracterización del efluente. El análisis de las muestras obtenidas en el agua residual procedente de los filtros presentó los resultados consignados en las Figuras 4, 5 y 6.

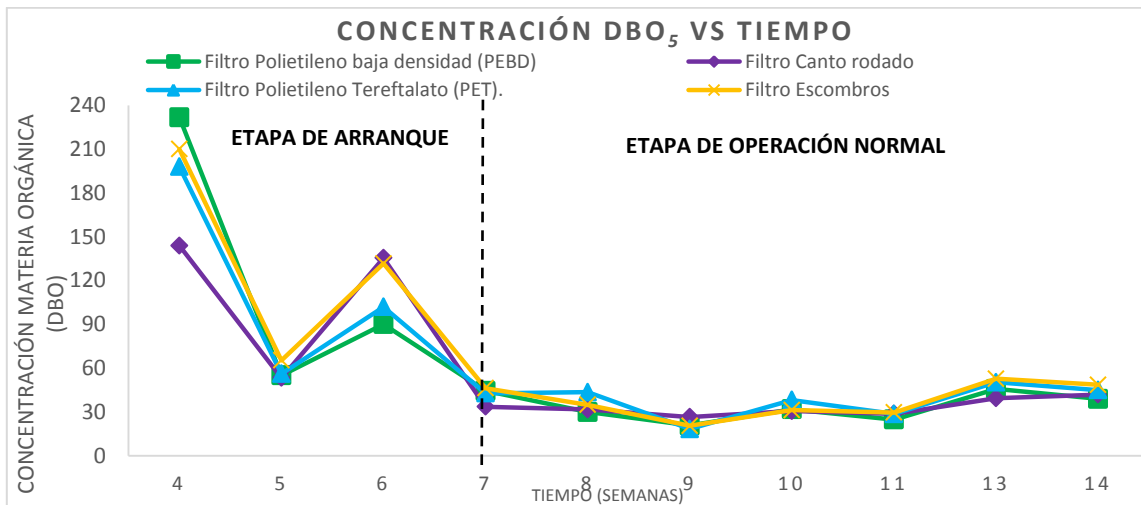


Figura 4. Concentración de DBO₅ en el efluente de los filtros a través del tiempo, 2017.

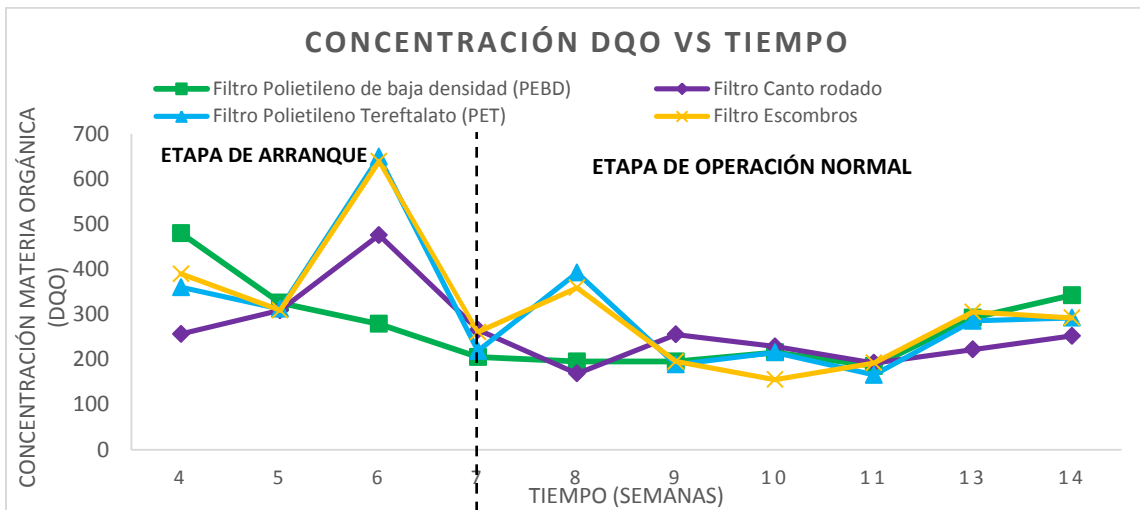


Figura 5. Concentración de DQO en el efluente de los filtros a través del tiempo, 2017.

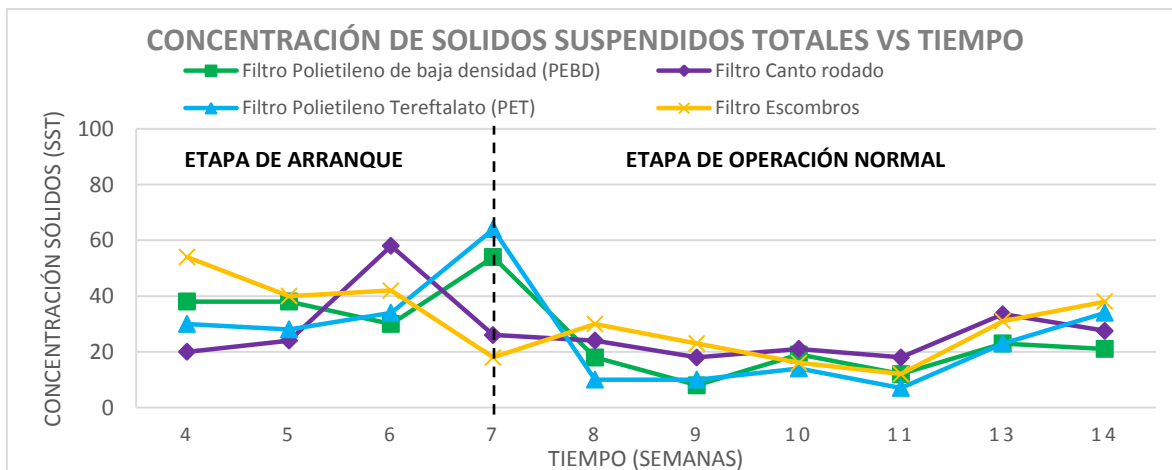


Figura 6. Concentración de SST durante las semanas de muestreo evaluadas.

Fase de Arranque. Las Figuras 4, 5 y 6 indican que durante las 4 semanas de arranque, la concentración de los tres parámetros en todos los reactores presentó grandes fluctuaciones, lo anterior ocurre en los primeros días de funcionamiento pues en esta etapa la biomasa activa aún se encuentra en proceso de adaptación y puede verse influenciada por diferentes factores de diseño, operacionales y ambientales, tales como la temperatura, las variaciones en la carga orgánica o la calidad del inóculo utilizado (Torres *et al.*, 2003), cabe resaltar que esta fase fue corta gracias al proceso previo de inoculación, que según Chernicharo (2007) permite mejorar la eficiencia y competitividad del sistema en menor tiempo. Pese a

las bajas temperaturas de la zona, que dificultan la degradación anaerobia, el arranque fue óptimo debido a la utilización de los lodos granulares como inóculo, tal y como ocurre en las investigaciones de Cubillos (2006), Batero y Cruz (2007) y Padilla (2010), donde se utilizan lodos de sistemas ya arrancados, puesto que tienen una alta actividad metanogénica y se encuentran adaptados a los sustratos presentes en el agua residual (Torres *et al.*, 2007).

Fase de estabilización. Las Figuras 4, 5 y 6, muestran cómo durante la fase de estabilización, las concentraciones disminuyeron considerablemente respecto a la etapa de arranque para todos los filtros, presentándose a partir de la séptima semana, un periodo de operación normal. Sin embargo, durante la semana 12 se realizó una jornada de limpieza en las instalaciones de la zona porcícola por parte de los operarios, con productos desinfectantes como cloro, lo que provocó una desestabilización de los filtros, por lo cual los resultados obtenidos en el noveno muestreo se descartaron puesto que no fueron significativos en el análisis del sistema. A raíz de este suceso se realizó un lavado y mantenimiento en las estructuras, lo que facilitó que los filtros recuperaran su comportamiento habitual en las últimas semanas de evaluación.

Para un análisis más detallado de la fase de operación normal, a continuación se sintetiza en la Tabla 3 los promedios de remoción obtenidos por los diferentes materiales durante dicha etapa:

Tabla 3. Promedios de remoción materia orgánica y suspendida en estabilización.

Parámetro	No. de muestras	Filtro polietileno baja densidad		Filtro grava canto rodado		Filtro polietileno tereftalato.		Filtro escombros	
		% Rem	Desviación Estándar	% Rem	Desviación Estándar	% Rem	Desviación estándar	% Rem	Desviación estándar
DBO ₅	6	88,4	4	85,6	2,7	83,8	5,1	84,3	5,3
DQO		58,3	11,3	61,4	6,0	55,0	14,7	56,1	14,0
SST		76,0	8,2	66,2	8,6	76,7	14,7	64,3	14,1

La Tabla 3 evidencia que durante la operación normal todos los reactores alcanzaron un promedio de remoción en DBO₅ superior al rango de eficiencia de 65 a 80%, recomendado por Romero (2004) y la Resolución 0330 del Ministerio de Vivienda (2017), superando resultados de investigaciones similares como la desarrollada por Alvarado (2011) en Costa

Rica, donde se realizó un estudio comparativo de piedra tradicional y materiales alternativos como medios filtrantes, obteniéndose que los materiales plásticos presentaron remociones entre 31,97% y 42,06%. Las concentraciones obtenidas por el PEBD y la grava son similares a las resultantes de la investigación Cárdenas y Ramos (2009) en Sandoná – Nariño para el tratamiento de aguas mieles, donde materiales como la concha marina y elementos sintéticos lograron remociones de DBO_5 de 87,8%.

De este modo, las mayores remociones en DBO_5 fueron obtenidas por los reactores con lechos de PEBD y grava de canto rodado, siendo el plástico una alternativa óptima para este tipo de tratamiento, puesto que logró una remoción mayor a la de la piedra y presenta una densidad 1,96 veces menor, de manera que es mucho más liviano y flexible sin perder su resistencia, mientras que el medio tradicional afecta tanto el costo, como las necesidades de resistencia en las estructuras, (Castaño y Paredes, 2002). Sumado a lo anterior, la porosidad del canto rodado es casi la mitad de la del PEBD, de modo que este último permite mayores espacios intersticiales, mejor distribución del flujo y por ende, menores probabilidades de colmatación, problema muy común en los filtros tradicionales (Batero y Cruz, 2007). Existen casos similares como la investigación realizada por Castaño y Paredes (2002), donde se comparó medios filtrantes en piedra y aros de guadua, obteniéndose que los aros de guadua, al igual que el PEBD evaluado en este estudio, por su porosidad y densidad son menos susceptibles a taponamientos, sin embargo, la guadua por ser un material orgánico es más propensa a degradación con el tiempo, mientras que el PEBD al ser inerte, tiene mayor durabilidad.

Por otro lado, la temperatura promedio reportada en la estación agro-meteorológica del IDEAM, localizada en Botana, tuvo un valor promedio de $13,6^\circ\text{C}$ en los meses de operación, muy por debajo de la temperatura óptima descrita por la mayoría de autores. Acosta y Obaya (2005) indican que el tratamiento anaerobio opera satisfactoriamente a temperaturas mayores a 20°C , que aceleran la velocidad de degradación de materia orgánica. Sin embargo, en general la remoción de DBO_5 a $13,6^\circ\text{C}$ si fue significativa; otros autores como Gonçalves *et al.* (2001) indican que se han presentado casos donde los filtros operan en rangos inferiores a 20°C obteniendo resultados óptimos, especialmente cuando

estas estructuras se emplean como pos-tratamiento de tanques sépticos y reactores UASB (citado en Chernicharo, 2007).

Lo anterior no quiere decir que esta variable no sea importante para el buen desempeño del tratamiento, pues cabe señalar que para la semana 13 todos los filtros alcanzaron el mayor porcentaje de remoción de DBO_5 (Figura 4), lo cual puede deberse a que la temperatura ambiente en la fecha de muestreo tuvo un aumento hasta alcanzar los 15°C .

Para el caso de la DQO, la Figura 5 indica que la concentración en todos los filtros tuvo un comportamiento más variable en comparación con la DBO_5 (Figura 4), durante la etapa de arranque.

Según la Tabla 3, en la fase de operación normal, el promedio de eficiencia en remoción de DQO, fue aproximadamente la mitad del promedio removido en DBO_5 y la desviación estándar fue más alta puesto que se presentaron fluctuaciones hasta de 14,7%, comprobándose que hubo mayor inestabilidad en la remoción de este parámetro. Al igual que con la DBO_5 los filtros con grava de canto rodado y PBED alcanzaron los mayores promedios en remoción de DQO, sin embargo los valores no superan el 62%, esto se puede deber a que por sus características, el objetivo de un filtro biológico es remover principalmente materia orgánica en términos de DBO_5 . Area *et al.* (2010) indican que para cargas contaminantes de DQO, por más eficiente que sea el tratamiento, no alcanza para llegar a los niveles requeridos por sí solo, por lo cual es necesario recurrir a una combinación de tratamientos avanzados.

Lo anterior, ocurre a raíz de que si bien la DQO de un agua residual contiene una fracción de sustratos biodegradables (DQO_{BD}), que se transforman en metano y en una menor proporción en lodos, también contiene una fracción no biodegradable conocida como DQO recalcitrante o biológicamente resistente (DQO_{Rec}), la cual contiene sustratos complejos que los microorganismos fermentativos no pueden degradar, debido a que la biomasa del filtro aún no está adaptada para su desdoblamiento, o porque los sustratos pueden ser biológicamente inertes, de esta forma, la DQO_{Rec} no es fermentada y permanece biológicamente inalterada en el efluente (Bermúdez, 2000). Según lo anterior, es posible

aseverar que con el transcurso del tiempo se genere una adecuación más óptima de la biomasa en los filtros y la remoción de DQO aumente.

Cabe resaltar, que existen investigaciones con tiempos de retención hidráulica mayores a 1 día, que han logrado alcanzar eficiencias en DQO mayores a las resultantes en este estudio, tal es el caso Alvarado (2011), quien reportó promedios de eficiencia de 69,28% para filtros con medio de soporte en piedra y 72,95% para materiales plásticos, de igual manera en la investigación de Villanueva *et al.* (2012) se logró una remoción de 75% en DQO para reactores con materiales de fibra de coco y grava, por su parte, Cárdenas y Ramos (2009) reportan una remoción de DQO de 87,7% en la utilización de medios sintéticos y conchas marinas.

Para el caso de los sólidos suspendidos totales, la Tabla 4 indica que el filtro con lecho de escombros presentó la menor eficiencia en remoción durante la operación, esto ocurrió debido a que el residuo de construcción utilizado contenía ladrillo, elemento que por efecto del agua puede desprender fácilmente material particulado, puesto que está formado por sustratos finos de arcillas y silicatos, minerales sumamente pequeños que tienden a ser arrastrados con el fluido que entra al medio poroso, pudiendo ocasionar colmatación o disminución de la eficiencia en remoción (Area *et al.*, 2010). A pesar de ello, una vez el sistema alcanza la estabilización, los microorganismos se inmovilizan mediante la adhesión al escombros. Por otro lado, los promedios de eficiencias en remoción de SST alcanzaron niveles significativos, para los reactores con lechos elaborados a partir de residuos de PET y PEBD. Esto demuestra, que los medios de empaque elaborados con materiales plásticos pueden alcanzar mayores al 60%, valor recomendado por Chernicharo (2007) y el Ministerio de Vivienda (2017) para FAFAS.

Según Batero y Cruz (2007) este tipo de sistemas presentan una retención de biomasa media-alta, sin embargo, cabe resaltar que los sólidos que ingresaron en los reactores eran de diámetros muy finos, debido que las aguas residuales fueron tratadas previamente mediante procedimientos de sedimentación de las partículas de mayor tamaño. Es por ello, que estos elementos pueden no ser retenidos en el medio de empaque, debido a que los materiales de contacto para FAFAS generalmente presentan alta porosidad con el fin de

evitar colmatación y propiciar la formación del biofilm (Torres *et al.*; 2003). Por otra parte, si se pretende optimizar la retención de sólidos, se debe implementar un tratamiento físico que comprenda un medio filtrante con poca porosidad como la arena, ampliamente utilizada para remover pequeñas partículas de sólidos disponibles en los vertimientos.

Análisis estadístico. El test de normalidad de Shapiro-Wilk, señala que los datos tomados para realizar el seguimiento del parámetro DBO₅, presentan una distribución diferente a la normal, mientras el 60% de los datos recogidos en los reactores para DQO y SST cuentan con distribución gaussiana. A continuación, el estadístico de Levene arrojó que las varianzas de los datos para cada parámetro presentan homogeneidad. Finalmente se destaca que la ANOVA arrojó un nivel de significancia de 0,9, 0,6 y 0,7 para DBO₅, DQO y SST respectivamente, aceptando una hipótesis nula que establece que no se presenta una diferencia estadísticamente significativa entre las eficiencias alcanzadas por los filtros (Chaux y Zambrano, 2011), y por ende pueden ser empleados tanto materiales convencionales, como residuos sintéticos de alta porosidad y adecuada área específica, puesto que se obtienen resultados similares. No obstante, debido a la igualdad de varianzas, se consideraron los precios de adquisición y montaje como un criterio de selección importante.

Análisis de precios según el material del medio de empaque. La Tabla 4 evidencia que las estructuras realizadas con PEBD y PET constituyen las mejores opciones para disminuir los niveles de DBO₅, DQO y SST puesto que además de ser eficientes en la remoción de materia orgánica, disminuyen los costos en la construcción de este tipo de tratamientos anaerobios, y se encuentran ampliamente disponibles en zonas residenciales, comerciales y rurales. Cabe resaltar, que es recomendable evaluar también las inversiones en mantenimiento a mediano y largo plazo en especial en circunstancias de taponamiento para los filtros en piedra y las que podrían presentar los demás materiales, además de evaluar su durabilidad, estos valores no han sido considerados hasta el momento puesto que no existen costos establecidos para los medios alternativos utilizados que apenas se están evaluando el presente modelo piloto (Castaño y Paredes, 2002).

Tabla 4. Comparación de costos y eficiencias para materiales del medio de empaque.

Material del medio de empaque	Costo de adquisición (\$COP)/m ³	Eficiencia de remoción (%) en la etapa de operación normal (t° inferior a 20°C)		
		DBO ₅	DQO	SST
Canto rodado	81.900	85,6	61,4	66,2
Escombros	0	84,3	14,0	14,1
PET	0	83,8	55,0	76,7
PEBD	0	88,4	58,3	76,0

CONCLUSIONES

El polietileno de baja densidad es un material altamente útil como lecho filtrante en FAFAS alcanzando buenas eficiencias en la remoción de DBO₅ y SST.

El filtro que contenía lecho filtrante elaborado con escombros obtuvo las menores remociones en SST dado que sus materiales presentaron desprendimiento de partículas al entrar en contacto con el agua residual, por lo que se recomienda emplear materiales sintéticos resistentes a las condiciones del medio al que son expuestos.

Todos los filtros presentaron mayores fluctuaciones y bajas eficiencias en remoción de DQO, dado que el agua residual contiene sustratos resistentes a la degradación que requieren mayor adaptación de los microorganismos, o tratamientos posteriores para ser depurados.

Los filtros con medios PEBD y PET fueron los más viables técnica y económicamente pues además de sus altas eficiencias en remoción, no tienen costo de adquisición y disminuyen el peso del reactor, demostrándose que la reutilización de residuos sólidos es una alternativa factible tanto para el tratamiento de aguas residuales, como para la disminución de impactos ambientales ocasionados por la gestión inadecuada de residuos plásticos.

La fase de estabilización se logró en corto tiempo debido al lodo empleado como inóculo para acelerar el periodo de arranque, el cual permitió que las bacterias se adecuaron de manera eficaz a los materiales de soporte y al sustrato.

Se requiere un control de variables externas como el lavado de los sitios de descarga del agua residual dado que esto podría desestabilizar considerablemente el rendimiento del sistema anaerobio.

Los resultados obtenidos aportan a la disminución de la carga orgánica y sólidos presentes en el agua residual, sin embargo se requieren sistemas de pulimento para el alcance de los objetivos de calidad de la quebrada Miraflores.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alcaldía de Pasto. 2007. PGIRS 2007-2022. En: PGIRS Pasto, <http://www.pasto.gov.co/index.php/component/phocadownload/category/135-planes-ambientales?download=103:plan-de-gestin-integral-de-residuos-slidos-2007-2022>;

Consulta: Septiembre, 2017

Alvarado, A. 2011. Evaluación de materiales de desecho como medio filtrante en FAFAS. En: Repositorio TEC, https://repositoriotec.tec.ac.cr/bitstream/handle/2238/3020/Informe_final.pdf?sequence=1; consulta: Agosto, 2017

Area, M.; Ojeda, S.; Barboza, O.; Bengoechea, D.; Felissia, F. 2010. Tratamientos aplicables para la reducción de la DQO recalcitrante de efluentes de pulpos quimimécánicos y semiquímicos(revisión). Rev. de Ciencia y Tecnología(13).

Batero, Y.; Cruz, E. 2007. Evaluación de FAFAs con medio de soporte en guadua para la remoción de materia orgánica de agua residual sintética. En DSpace Principal UTP, <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/bitstream/handle/11059/821/6283B328.pdf?sequence=1>; consulta: Septiembre, 2017.

- Bermúdez, R.; Hoyos, J.; Rodríguez, S. 2000. Evaluación de la disminución de la carga contaminante de la vinaza de destilería por tratamiento anaerobio. *Rev. Internacional de Contaminación Ambiental*. 16(3): 103-107.
- Cárdenas, G.; Ramos, R. 2009. Evaluación de la eficiencia de reactores de lecho fijo utilizando aguas mieles residuales de trapiches artesanales. *Ciencia e ingeniería neogranadina*. 19(1): 25-38.
- Castaño, M.; Paredes D, 2002. Uso de aros de guadua en filtro anaerobios para el tratamiento de aguas residuales. En: http://www.sigguadua.gov.co/sites/default/files/archivos/Castano_Paredes.PDF; consulta: Octubre, 2017.
- Chaux, G.; Zambrano, N. 2011. Tratamiento de aguas residuales mediante reactores anaerobios de placas verticales paralelas en acrílico. *Rev. Bio. Agro*. 9(2): 159-169.
- Chernicharo, C. 2007. Principios de tratamiento biológico de aguas residuales. 5(1). Iwa Publishing, Belo Horizonte, Brasil. 175 p.
- Corporación Autónoma de Nariño. 2011. PORH de la quebrada Miraflores. En: Trámites y servicios CORPONARIÑO, <http://corponarino.gov.co/expedientes/descontaminacion/porhmirafloresp1.pdf>; consulta: septiembre, 2017
- Cubillos, H. 2006. Puesta en marcha y evaluación de un reactor anaerobio de flujo a pistón para el manejo de lixiviados del relleno sanitario de Villavicencio “Don Juanito”. En: <http://repository.lasalle.edu.co/bitstream/handle/10185/14909/T41.06%20C891p.pdf?sequence=1>; consulta: Octubre, 2017
- IDEAM. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. 2004. Guía para el monitoreo de vertimientos, aguas superficiales y subterráneas. En: Trámites y Servicios CORPONARIÑO, http://corponor.gov.co/corponor/sigescor2010/TRAMITESYSERVICIOS/Guia_monitoreo_IDEAM.pdf
- Acosta, L.; Obaya, M. 2005. La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I. ICIDCA. *Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, 39(1) 35-48.

Mendez, R., Vidal, G., Lorber, K.; Marquez, F. 2007. Producción limpia en la industria de curtiembre. En: https://books.google.com.co/books?id=h4h5ZeI3howC&pg=PA34&lpg=PA34&dq=volumen%3D%20q*trh&source=bl&ots=UPKr-j_Nss&sig=URnBnWfqQ6sXOdp6EaccXF1QbhI&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwiGoZqU3JvXAhUBKiYKHbGNvcQ6AEINDAD#v=onepage&q&f=false; consulta: Noviembre, 2017

MADS. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 2015. En: [lasalle.edu.co](http://www.lasalle.edu.co), <http://www.lasalle.edu.co/wps/wcm/connect/7bf35b9e-b9ac-45b3-a280-c7dec8b1499d/Resolucion+631-2015.pdf?MOD=AJPERES>; consulta: Septiembre, 2017

MDEC. Ministerio de Desarrollo Económico. 2000. Reglamento Técnico del Sector Agua Potable y Saneamiento Básico. En: cra.gov.co, http://cra.gov.co/apc-aa-files/37383832666265633962316339623934/7._Tratamiento_de_aguas_residuales.pdf; Consulta: septiembre, 2016

Ministerio de Vivienda. 2017. Resolución 0330 de 2017. En: [minvivienda.gov.co](http://www.minvivienda.gov.co), <http://www.minvivienda.gov.co/ResolucionesAgua/0330%20-%202017.pdf>; Consulta: Septiembre, 2017.

Padilla, E. 2010. Evaluación de un filtro anaerobio de flujo ascendente para tratar agua residual de rastro. En: <https://ciatej.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1023/59/1/Edith%20Padilla%20Gasca.pdf>; consulta: Octubre, 2017.

Parra, L. 2006. Operación de un FAFA hasta alcanzar el estado estable. En: Biblioteca digital UNAL, <http://www.bdigital.unal.edu.co/1178/1/linamarcelaparrarodriguez.2006.pdf>; consulta: noviembre, 2016.

Pérez, T.; Pérez, J.; Ravelo, D. 2005. Qué podemos hacer los productores del sector pecuario a favor del medio ambiente. *Rev. Gestión y Ambiente*. 8(1): 147-150.

Pinos, J.; García, J.; Peña, L.; Rendón, J.; González, C.; Tristán, F. 2012. Impactos y regulaciones ambientales del estiércol generado por los sistemas ganaderos de algunos países de América. *Agrociencia* 46 (4): 359-370.

Romero, J. 2004. Tratamiento de aguas residuales: teoría y principios de diseño. Bogotá: Escuela Colombi Pérez ana de Ingeniería.

Torres, P.; Pérez, A.; Cajigas, A.; Jurado, C.; Ortiz, N. 2007. Selección de inóculos para el tratamiento anaerobio de aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca. *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente*, 6(1), 105-111.

Torres, P.; Rodríguez, J.; Uribe, I. 2003. Tratamiento de aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca en filtro anaerobio: influencia del medio de soporte. *Rev. Scientia et Technica*. 23 (1): 75-80.

Universidad de Nariño. 2016. Granja Experimental Botana. En: Portafolio, <http://www2.udenar.edu.co/project/granja-experimental-botana/>; consulta: Junio, 2017

Villanueva, J.; Gómez, J.; Vásquez, R.; Nájera, H.; Roblero, N.; Hernández, E. 2012. Evaluación de la remoción de la demanda química de oxígeno (DQO) en dos biofiltros con diferentes empaques. *Lacandonia*. 6(2): 107-114.