

Evaluación a escala laboratorio de un filtro de arena como post tratamiento de un digerido  
proveniente de un biodigestor rural bajo condiciones psicrófilas

Ana Fernanda Murcia Ordóñez y Jeimmy Lizeth Santamaría Bravo

Trabajo de Grado para Optar al Título de Ingeniero Químico

Director

Humberto Escalante Hernández

PhD en Ingeniería Química

Codirectores

Liliana del Pilar Castro Molano

PhD en Ingeniería Química

Alexander Muñoz Muñoz

Ingeniero Químico

Universidad Industrial de Santander

Facultad de Ingenierías Fisicoquímicas

Escuela de Ingeniería Química

Bucaramanga

2023

### **Dedicatorias**

*Dedicado con todo el amor a mis padres por su gran apoyo, paciencia y entendimiento  
que me brindan desde el primer momento.*

*A mis hermanas, hermano, sobrinas y sobrino que siempre estuvieron ahí de manera  
absoluta en todo momento.*

*A todos aquellos amigos y cercanos que, con su amor, su apoyo y su paciencia, me  
entienden y enseñan la fortaleza necesaria para seguir adelante.*

*Y sobre todas las cosas a Dios, que me ha brindado todo, que nunca me ha desamparado  
y que me obsequió una familia tan increíble, que gracias a ellos todo esto fue posible.*

*Ana Fernanda Murcia Ordóñez*

*A Dios por su amor y bondad. Por acompañarme en cada momento, brindarme fortaleza para enfrentar los retos que la vida me ha impuesto y protegerme durante todo el camino.*

*A mi madre Elsa por su fe en mí y su amor incondicional. Por demostrarme el ejemplo de valentía, fortaleza, humildad y perseverancia.*

*A mi padre Oscar por su cariño y confianza que me brindaron fortaleza en los momentos difíciles. Por enseñarme el valor del trabajo duro y honrado.*

*A mi hermano David por su compañía y su inagotable confianza en mí.*

*A mi familia, en especial a mis primas Sandra, Angy y a mi tía Nini, por su amor, apoyo y consejos que me ayudaron a convertirme en la persona que soy.*

*A mis profesores los cuales han sido parte esencial en mi formación como profesional y como persona. A la profesora Liliana Castro por su orientación, confianza, apoyo y motivación.*

*A mis amigos Diego, Anderson y Nayra por acompañarme, escucharme y motivarme durante mi camino de formación como ingeniera.*

*Y por último y no menos importante a mí, por demostrar valentía, bondad y amor por las cosas que hago.*

*Jeimmy Lizeth Santamaría Bravo*

### **Agradecimientos**

A la Universidad Industrial de Santander, nuestra alma mater, por abrirnos las puertas y prepararnos para los retos que presenta la vida y la academia.

A la Escuela de Ingeniería Química por acogernos durante nuestros años de formación, a los docentes y funcionarios del laboratorio por instruirnos.

A los profesores Liliana del Pilar Castro Molano y Humberto Escalante por brindarnos la oportunidad de llevar a cabo este enriquecedor trabajo, por sus enseñanzas y por cada uno de sus consejos dados. A Alexander Muñoz, Elisabet Toro y Juan Jaramillo por su dedicación y compromiso con esta investigación, por compartir los conocimientos y la sabiduría que la vida les ha dado. Gracias, sin ustedes este trabajo no sería posible.

Finalmente, al grupo de investigación INTERFASE y la familia de Digestión Anaerobia por guiarnos con sus conocimientos y apoyarnos durante toda la investigación.

**Tabla de Contenido**

	<b>Pág.</b>
Introducción	14
1. Objetivos	17
1.1. Objetivo General	17
1.2. Objetivos Específicos	17
2. Marco Referencial	18
2.1. Filtración Lenta de Arena (FLA)	18
2.1.1. Factores que influyen en el funcionamiento de la FLA	19
3. Metodología	23
3.1. Dimensionamiento y puesta en marcha de las unidades de FLA	23
3.1.1. Proceso de digestión anaeróbica y características del digerido	23
3.1.2. Definición de los parámetros de diseño de las unidades de FLA	24
3.1.3. Determinación de la granulometría del lecho filtrante	26
3.2. Monitoreo de las unidades de FLA	27
3.3. Determinación de la calidad del digerido con y sin post tratamiento y selección del mejor sistema de filtración	27
3.3.1. Caracterización fisicoquímica	27
3.3.2. Caracterización microbiológica	28
3.3.3. Potencial agronómico	28
3.3.4. Selección de la mejor unidad de FLA	28
4. Resultados	29
4.1. Monitoreo de las propiedades fisicoquímicas del efluente durante el proceso de FLA	29

FILTRACIÓN LENTA DE ARENA COMO POST TRATAMIENTO DE DIGERIDOS	6
Sólidos Totales	29
Materia orgánica	30
Ion amonio	31
Ortofosfato	33
4.2. Monitoreo de las propiedades microbiológicas del efluente de los sistemas de FLA	34
Coliformes Totales	34
4.3. Determinación de la calidad del digerido con y sin post tratamiento y selección del mejor sistema de filtración	36
Fitotoxicidad residual del digerido y efluentes de las unidades de FLA 1 y 3	36
Matriz de evaluación de la calidad del digerido con y sin post tratamiento	38
Selección del mejor sistema de FLA	42
5. Conclusiones	43
Referencias bibliográficas	44
Apéndices	50

**Lista de tablas**

	<b>Pág.</b>
<b>Tabla 1</b> Caracterización del digerido antes y después de la sedimentación	24
<b>Tabla 2</b> Granulometría de los sistemas de FLA	26
<b>Tabla 3</b> Características fisicoquímicas y microbiológicas de los efluentes de las unidades de FLA	36
<b>Tabla 4</b> Evaluación de la calidad del digerido y los efluentes de las unidades de FLA	39
<b>Tabla 5</b> Evaluación de la calidad del digerido y los efluentes de las unidades de FLA	41

**Lista de Figuras**

	<b>Pág.</b>
<b>Figura 1</b> Mecanismos físicos de remoción de contaminantes y bacterias en los sistemas de FLA	21
<b>Figura 2</b> Fotografía de las tres unidades de FLA	25
<b>Figura 3</b> Diagrama de la unidad de FLA	26
<b>Figura 4</b> Porcentaje de reducción de ST para cada unidad de FLA	30
<b>Figura 5</b> Dinámica de reducción de DQO (barras) y SV (líneas) en los efluentes de las unidades de FLA 1 (amarillo), 2 (verde) y 3 (naranja)	31
<b>Figura 6</b> (a) Ciclo del nitrógeno (b) Ciclo del nitrógeno en los sistemas de FLA	32
<b>Figura 7</b> Comportamiento de la concentración de $\text{NH}_4^+$ en el afluente (triángulo azul) y los efluentes de las unidades de FLA 1 (cruz amarilla), 2 (equis verde) y 3 (rombo naranja)	33
<b>Figura 8</b> Concentración de $\text{PO}_4\text{-P}$ en el afluente (triángulo azul) y los efluentes de las unidades de FLA 1 (cruz amarilla), 2 (equis verde) y 3 (rombo naranja)	34
<b>Figura 9</b> Concentración de coliformes totales en los efluentes de las unidades de FLA 1 (cruz amarilla), 2 (equis verde) y 3 (rombo naranja)	35
<b>Figura 10</b> Fitotoxicidad residual del afluente (digerido) y los efluentes de las unidades de FLA 1 y 3	37
<b>Figura 11</b> Fotografía de las unidades de FLA en la experimentación preliminar	51
<b>Figura 12</b> Dinámica de reducción de DQO en los efluentes de las unidades de FLA (experimentación preliminar)	52
<b>Figura 13</b> Concentración de ST en el afluente y los efluentes de las unidades de FLA (experimentación preliminar)	53

**Lista de Apéndices**

**Pág.**

**Apéndice A.** Experimentación preliminar..... 50

## Glosario

**CE:** conductividad eléctrica

**CF:** coliformes fecales

**Co-DA:** co-digestión anaeróbica

**CT:** coliformes totales

**Cu:** coeficiente de uniformidad

**DA:** digestión anaeróbica

**DBC:** digestores de bajo costo

**DBO<sub>5</sub>:** demanda bioquímica de oxígeno

**D<sub>10</sub>:** diámetro efectivo

**DQO:** demanda química de oxígeno

**EB:** estiércol bovino

***E.coli:*** *Escherichia Coli*

**FLA:** filtración lenta de arena

**GEI:** gases de efecto invernadero

**IG:** índice de germinación

**ITAC:** Instituto Técnico Agropecuario de Cáchira

**LS:** lactosuero

**MinAmbiente:** Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible

**NH<sub>4</sub><sup>+</sup>:** ion amonio

**NMP:** número más probable

**NTC:** Norma Técnica Colombiana

**PO<sub>4</sub>-P:** ortofosfatos

**PVC:** policloruro de vinilo

**SST:** sólidos suspendidos totales

**ST:** sólidos totales

**SV:** sólidos volátiles

**UFC:** unidades formadoras de colonia

**UL:** unidades logarítmicas

## Resumen

**Título:** Evaluación a escala laboratorio de un filtro de arena como post tratamiento de un digerido proveniente de un biodigestor rural bajo condiciones psicrófilas\*

**Autores:** Ana Fernanda Murcia Ordóñez, Jeimmy Lizeth Santamaría Bravo\*\*

**Palabras Clave:** Agricultura, Co-digestión Anaeróbica, Digerido, Evaluación Agronómica, Filtración Lenta de Arena.

**Descripción:** El digerido procedente de la Co-digestión Anaeróbica (Co-DA) de estiércol bovino y lactosuero contiene nutrientes tales como: nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y sodio. Este efluente está compuesto por materia orgánica parcialmente biodegradada, biomasa microbiana y otros compuestos inorgánicos. Una de las aplicaciones directas del digerido se da en la agricultura, donde se aprovecha el contenido de nutrientes para mejorar las características del suelo, la calidad y el rendimiento de los cultivos. No obstante, su uso debe limitarse por la falta de estabilización de materia orgánica y el alto contenido de indicadores bacterianos. El objetivo de esta investigación fue evaluar a escala laboratorio tres sistemas de filtración lenta de arena como método de tratamiento del digerido mediante el monitoreo de las características fisicoquímicas, microbiológicas y agronómicas de los efluentes de cada sistema de filtración. La evaluación de las características fisicoquímicas indicó que los filtros removieron entre 34% y 37% de la materia orgánica contenida en el digerido, de igual forma se registraron eficiencias de eliminación entre 49%-99% del contenido de coliformes totales. Los efluentes de los sistemas de filtración se caracterizaron por tener concentraciones más elevadas de ion amonio con respecto al afluente, este comportamiento se relaciona con la alta cantidad de materia orgánica presente en el digerido; lo que conlleva a la inhibición del proceso de nitrificación. La evaluación agronómica indicó que el efluente del filtro 1 es el más apto para su uso en la agricultura siempre y cuando se encuentre en altas diluciones.

---

\*Trabajo de Grado

\*\*Facultad de Ingenierías Fisicoquímicas. Escuela de Ingeniería Química. Director Humberto Escalante. Codirectora Liliana Castro. Codirector Alexander Muñoz.

### Abstract

**Title:** Laboratory scale evaluation of a sand filter as post treatment of a digestate derived from a rural biodigester under psychrophilic conditions\*

**Authors:** Ana Fernanda Murcia Ordóñez, Jeimmy Lizeth Santamaría Bravo\*\*

**Key words:** Agriculture, Anaerobic Co-digestion, Digestate, Agronomic evaluation, Slow Sand Filtration.

**Description:** Digestate from anaerobic co-digestion (Co-DA) of cow manure and cheese whey contains nutrients such as: nitrogen, phosphorus, potassium, calcium, and sodium. This effluent is composed of organic matter partially biodegraded, microbial biomass and other inorganic compounds. One of the direct applications of digestate is in agriculture, where the nutrient content is used to improve soil characteristics, quality and crop performance. However, its use should be limited due to the lack of organic matter stabilization and the high content of bacterial indicators. The objective of this research was to evaluate at laboratory scale three slow sand filtration systems as a method of digestate treatment by monitoring the physicochemical, microbiological and agronomic characteristics of the effluent from each filtration system. The evaluation of the physicochemical characteristics indicated that the filters removed between 34% and 37% of the organic matter contained in the digestate, as well as removal efficiencies between 49%-99% of the total coliform content. The effluents of the filtration systems were characterized by higher concentrations of ammonium ion in relation to the affluent; this behavior is related to the high amount of organic matter present in the digestate, which leads to the inhibition of the nitrification process. The agronomic evaluation indicated that the effluent from filter 1 is the most suitable for use in agriculture as long as it is at high dilutions.

---

\*Degree thesis

\*\*Faculty of Physicochemical Engineering, School of Chemical Engineering. Director Humberto Escalante. Co-director Liliana Castro. Co-director Alexander Muñoz.

## Introducción

La Digestión Anaerobia (DA) es un proceso ampliamente utilizado para la gestión y valorización de diferentes residuos orgánicos (Castro-Molano et al., 2019). En Latinoamérica, los sistemas más utilizados para llevar a cabo el proceso anaerobio son los Digestores de Bajo Costo (DBC). Los DBC consisten en una bolsa de polipropileno, con una entrada (alimentación) y dos salidas en tubo de PVC (descarga de digerido y salida de biogás). El gas producido se recolecta en un reservorio plástico. Estos sistemas se caracterizan por la ausencia de dispositivos de agitación, calefacción y por su bajo costo de construcción, operación y mantenimiento (Garfí et al., 2016). Para el año 2022 se reportó que, en Colombia, se han instalado 996 digestores de bajo costo alimentados principalmente con estiércol bovino y porcino (Tavera-Ruiz et al., 2023). El biogás producido en estos pequeños y medianos DBC es usado para cocinar, calentar y producir electricidad (Jaimes-Estévez et al., 2020). Con respecto al digerido, es el producto principal de la digestión en términos de masa, el cual es una mezcla de biomasa microbiana y material no degradado durante la bioconversión.

El digerido esta compuesto por dos fracciones: líquida y sólida. En la fracción líquida se encuentra principalmente nitrógeno (N) y potasio (K) y la fracción sólida contiene fósforo (P), calcio (Ca) y magnesio (Mg) (Liedl et al., 2006). Por su composición, el digerido es usado a nivel rural en aplicación directa al suelo para mejorar sus propiedades y aumentar los rendimientos de los cultivos (Goel et al., 2005). Sin embargo, los digeridos producidos en DBC que operan en condiciones psicrófilas presentan limitaciones como a) producción residual de metano y emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) debido al contenido de materia orgánica sin estabilizar (Cucina et al., 2021), b) efectos fitotóxicos en el suelo como el retraso de la germinación de las semillas, que está relacionada con el contenido de ácidos grasos volátiles (Albuquerque et al.,

2012) y c) efectos nocivos en la salud humana debido a que aumenta el riesgo de transferencia de patógenos a la cadena alimentaria cuando estos se aplican directamente al cultivo (Cucina et al., 2021). El panorama descrito anteriormente, indica que los nuevos retos en investigación deben apuntar a la adecuada gestión y valorización de los digeridos anaerobios generados en el sector rural; con el fin de mejorar su calidad en cuanto a concentración de nutrientes y reducción de patógenos.

Dentro de las alternativas para mejorar la calidad del digerido se encuentran la filtración por membranas, la adsorción química, la osmosis inversa y otras técnicas de tratamiento. Sin embargo, estos procesos son complejos de operar y costosos, dificultando su aplicación en zonas rurales (Liu et al., 2019). Juanpera et al., (2022) aplicó un análisis multicriterio para seleccionar la mejor alternativa para el post tratamiento y la reutilización agrícola del digerido obtenido de DBC implementados en granjas de pequeña escala en Colombia. Sus resultados mostraron que la Filtración Lenta de Arena (FLA) es una de las estrategias más prometedoras en términos técnicos, socioeconómicos y ambientales. La FLA es una tecnología utilizada para la eliminación de patógenos, materia orgánica y sólidos en suspensión contenidos en el afluente. Así mismo, la FLA ha sido utilizada para la purificación de aguas y el tratamiento de aguas residuales, demostrando eficiencias de eliminación de indicadores bacterianos hasta 99% (Liu et al., 2019). En cuanto al tratamiento de digeridos anaerobios, Xia et al., (2012) reportaron eficiencias de remoción de sólidos suspendidos de 82,9% y de Patil et al. (2019) presentaron un rango de reducción de materia orgánica entre 67%-94%.

Como caso particular, en el municipio de CÁCHIRA, Norte de Santander (7°44'10''N 73°03'03''O, 1882 msnm,  $17 \pm 3$  °C temperatura ambiente), el Instituto Técnico Agropecuario de CÁCHIRA (ITAC) tiene instalado un DBC (8 m<sup>3</sup>) desde hace 4 años, alimentado con Estiércol Bovino

(EB) y Lactosuero (LS), en una proporción 30% y 70% (Jaimes-Estévez et al., 2020), respectivamente. El DBC produce  $0,54 \text{ m}^3_{\text{biogás}} / \text{m}^3_{\text{digestor}} \cdot \text{día}$  con una calidad de 59%  $\text{CH}_4$  y 41%  $\text{CO}_2$  y aproximadamente 63 litros de digerido por día. Este digerido presenta una concentración de materia orgánica de 25,8 g/L, Coliformes Totales (CT) de 3450 UFC/g y presencia de *salmonella spp* (Cucina et al., 2021).

Teniendo en cuenta las características del digerido producido en el ITAC, se requiere un post tratamiento para su adecuada gestión y valorización. Basado en lo anterior, este trabajo de grado plantea la siguiente pregunta de investigación: ¿Es posible mejorar la calidad del digerido producido a condiciones psicrófilas en el digestor del ITAC mediante un post tratamiento a escala laboratorio utilizando FLA?

## **1. Objetivos**

### **1.1. Objetivo General**

Evaluar a escala laboratorio la filtración lenta de arena como proceso de tratamiento de un digerido proveniente de un digestor alimentado con la mezcla de estiércol bovino y lactosuero y operado bajo condiciones psicrófilas.

### **1.2. Objetivos Específicos**

Implementar a escala laboratorio sistemas de filtración lenta de arena para el tratamiento de un digerido proveniente de un biodigestor rural bajo condiciones psicrófilas, variando la granulometría del lecho filtrante.

Determinar las condiciones de operación del sistema de filtración lenta de arena a partir de las características fisicoquímicas y microbiológicas del digerido tratado.

Establecer la tipología y la calidad del digerido seleccionado con y sin post tratamiento, mediante su caracterización fisicoquímica, bioquímica, microbiológica y agronómica.

## 2. Marco Referencial

### 2.1. Filtración Lenta de Arena (FLA)

La FLA es una técnica que implementa procesos microbiológicos (formación de la capa *schmutzdecke*) y físicos (sedimentación, tamizado y adsorción) para la remoción de patógenos y materia orgánica. El tratamiento de efluentes mediante la FLA consiste en la circulación del fluido a baja velocidad a través de un lecho arenoso de diferentes granulometrías. Durante este proceso los sólidos quedan retenidos en el lecho filtrante. El fluido que ingresa a la unidad permanece en el medio filtrante entre 3 y 12 horas dependiendo de la tasa de filtración (Meza, 2019). En este tiempo, las partículas de mayor peso que se encuentran en suspensión se sedimentan y las partículas más ligeras se aglutinan en la superficie del lecho de arena.

Adicionalmente, en las unidades de FLA ocurre un proceso biológico (formación de una membrana biológica denominada *schmutzdecke*) que permite eliminar de forma efectiva patógenos, bacterias y otros componentes microbiológicos (Liu et al., 2019). La membrana biológica es un material filtrante de color marrón, densamente estructurada, que se forma en la parte superior del lecho filtrante con un espesor de aproximadamente 2 cm (Langenbach et al., 2009, Liu et al., 2019). La *schmutzdecke* está conformada por una gran variedad de microorganismos biológicamente activos que atrapan, digieren y descomponen la materia orgánica del afluente. La *schmutzdecke* está compuesta de bacterias, algas y protozoos que forman una cadena alimenticia benigna. Las bacterias y las algas crecen asimilando los nutrientes obtenidos mediante el fluido de ingreso, para así ser depredadas por los protozoos, los cuales después de morir se convierten en nutrientes para otros microorganismos (Liu et al., 2019).

El crecimiento de la *schmutzdecke* es resultado de la retención de partículas y la multiplicación biológica, lo que deriva en la reducción del tamaño de los poros en la superficie del material filtrante y en el aumento de la eficiencia del cernido de los sólidos suspendidos del afluente. Sin embargo, transcurrido un tiempo, esta acumulación de materia orgánica ocasiona una obstrucción en el filtro, lo que conlleva a una disminución en el caudal de salida, de modo que es necesario realizar mantenimiento de la unidad de filtración.

La efectividad de la FLA como tratamiento de flujos de residuos orgánicos ha sido evaluada mediante la medición de los parámetros fisicoquímicos: Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO<sub>5</sub>) y Sólidos Suspendidos Totales (SST) y de los parámetros microbiológicos: coliformes totales, Coliformes Fecales (CF) y *Escherichia coli* (*E. Coli*). En cuanto a los parámetros fisicoquímicos, se ha registrado una amplia gama de reducción de DQO (33%-99%), SST (28%-94%) y DBO<sub>5</sub> (51%-96%) (Tonetti et al., 2010; Patil et al. 2019; Liu et al., 2019; CINARA, 1992; Valencia et al., 2009), utilizando diferentes afluentes, materiales de arena, diseños de filtros y tasas de carga hidráulica. Con respecto a los indicadores bacterianos, Seeger et al., (2016) y Langenbach et al., (2009) reportaron eficiencias de eliminación de *E.coli* entre 1,1- 4,7 Unidades Logarítmicas (UL).

### **2.1.1. Factores que influyen en el funcionamiento de la FLA**

**2.1.1.1. Granulometría de la arena.** El material filtrante se describe en función de su tamaño efectivo ( $d_{10}$ ) y Coeficiente de Uniformidad ( $Cu$ ). El tamaño efectivo es la abertura del cedazo que permite pasar el 10% de los granos y el coeficiente de uniformidad es la razón entre el tamaño de partícula a través del cual pasará el 60% de los granos ( $d_{60}$ ) y el diámetro efectivo (Ecuación 1) (CINARA, 1992).

$$Cu = \frac{d_{60}}{d_{10}} \quad (\text{Ec. 1})$$

El tamaño de grano del lecho filtrante es un factor importante en la inmovilización de microorganismos y bacterias. La retención de microorganismos por parte del lecho de arena es inversamente proporcional al tamaño de la partícula del medio filtrante (Kristian Stevik et al., 2004). Generalmente, la filtración se convierte en un importante mecanismo de remoción cuando el tamaño celular promedio de la bacteria es mayor que el 5% de los granos que componen el lecho poroso (Kristian Stevik et al., 2004). Asimismo, el grosor de la membrana biológica se correlaciona con el tamaño de grano del material filtrante, obteniendo una capa más estable con menores tamaños de partícula (Liu et al., 2019). En este sentido, Pfannes et al., (2015) afirman que el rango granulométrico óptimo para mejorar las características microbiológicas del afluente se encuentra entre 0,15 mm a 0,4 mm con un Cu de 1,6. Sin embargo, este rango granulométrico se estableció para el tratamiento de aguas residuales.

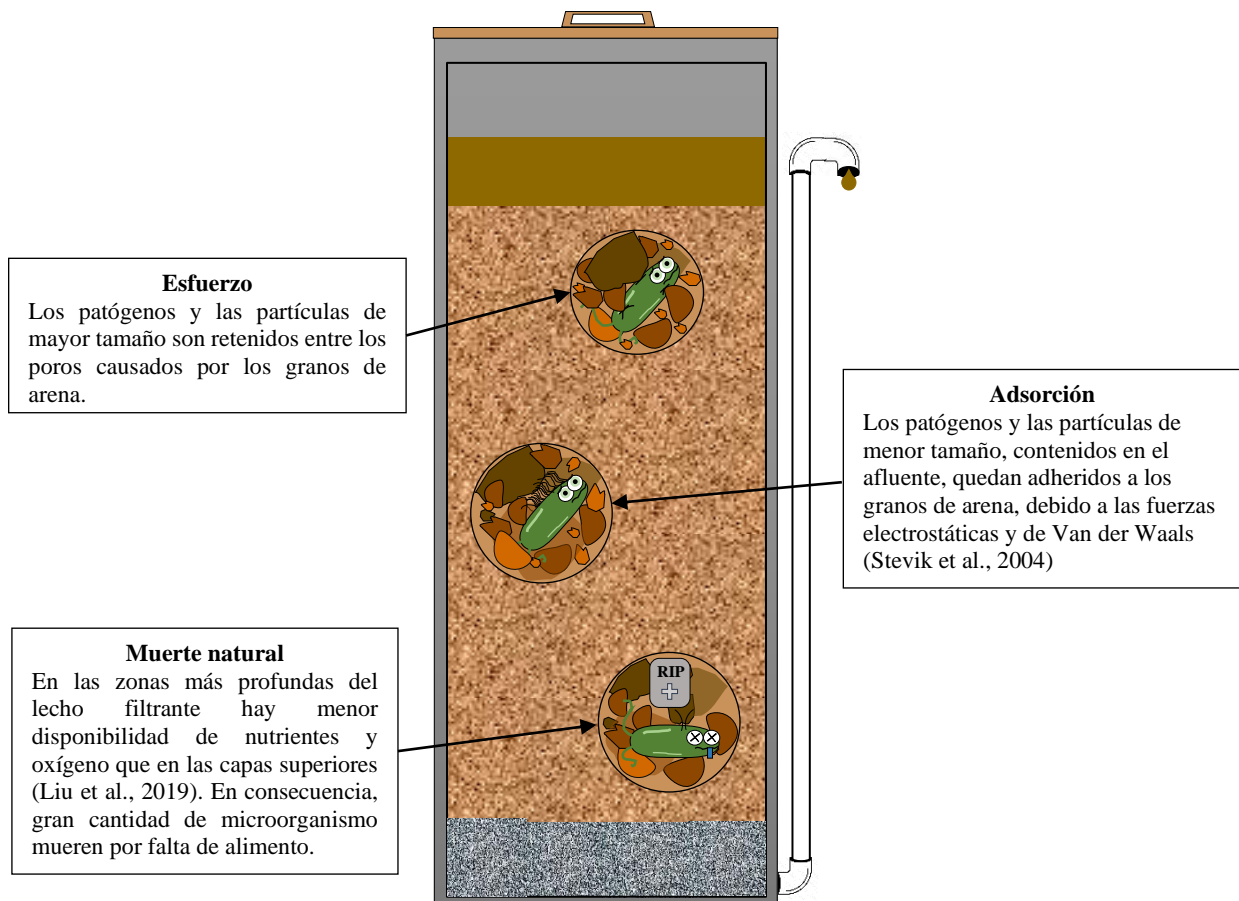
**2.1.1.2. Altura de agua sobrenadante.** Este parámetro de diseño proporciona una cabeza de agua, en la parte superior del lecho filtrante, que fomenta el paso del fluido a través del lecho de arena. Además, la profundidad de agua sobre el lecho de arena modifica la altura de la membrana biológica. Una mayor profundidad de agua produce una menor difusión de oxígeno lo que a su vez ocasiona una disminución en el metabolismo de los organismos dentro de la zona biológica, dando como consecuencia una membrana más delgada y una pérdida de efectividad en la unidad de filtración. Aguiar & Portela, (2009) concluyen que para el correcto funcionamiento del sistema de filtración se necesita una profundidad constante de agua sobrenadante de aproximadamente 5 cm.

**2.1.1.3. Profundidad del lecho filtrante.** El lecho filtrante es el medio a través del cual circula el afluente. Es habitual emplear arena como material granular. El proceso de remoción que se lleva a cabo en el medio filtrante está determinado por dos mecanismos físicos (figura 1)

a) Esfuerzo: las partículas de mayor tamaño suspendidas en el afluente son retenidas entre los poros formados por los granos de arena y b) Adsorción: las partículas más pequeñas, suspendidas en el afluente, quedan adheridas a la superficie de los granos de arena; desarrollando una película biológica que los envuelve. En esta película se metabolizan los contaminantes orgánicos por mecanismos biológicos, y ocurren reacciones bioquímicas que convierten a los productos de degradación microbiológica de aminoácidos en amonio, y de nitritos en nitratos (nitrificación) (Orozco et al., 1992).

**Figura 1**

*Mecanismos físicos de remoción de contaminantes y bacterias en los sistemas de FLA*



Shaikh et al., (2021) concluyeron que la remoción de patógenos en el lecho filtrante es más pronunciada en la parte superior (zona de la *schmutzdecke*), mientras que la remoción fisicoquímica (DQO, DBO<sub>5</sub>, amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) y ortofosfatos (PO<sub>4</sub>-P)), decrece o se hace nula a profundidades de 0,3 m a 0,5 m, bien sea por depredación o disponibilidad de alimento. También, Tonetti et al., (2010) y Mulugeta et al., (2020) evaluaron el efecto microbiológico de la variación del lecho para el tratamiento de aguas residuales y concluyeron que a mayor profundidad mayor es el tiempo de retención del afluente en el medio filtrante, alcanzando remoción de microorganismos y patógenos hasta el 99,9%. Con todo esto, Patil et al., (2019) indicaron que con 0,3 m de lecho filtrante se alcanzan remociones de Sólidos Totales (ST), DQO y DBO<sub>5</sub> de 88,6%, 93,9% y 96,3%, respectivamente, resultados prometedores para el tratamiento de digeridos de la DA.

### 3. Metodología

El desarrollo de este estudio se realizó en tres etapas metodológicas. La primera etapa consistió en el dimensionamiento y construcción de tres unidades de FLA, en las cuales se varió la distribución del tamaño de grano del lecho filtrante. En la segunda etapa se realizó la operación de filtración del digerido producido en el DBC del ITAC, en las tres unidades de FLA. Se monitorearon las variables DQO, ST, Sólidos Volátiles (SV),  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$  y CT para cada una de las unidades de FLA. Finalmente, se determinó la calidad de los efluentes de las unidades de filtración y se realizó la selección del mejor filtro, tomando como parámetro de decisión las normativas colombianas para el uso de efluentes en la agricultura.

#### 3.1. Dimensionamiento y puesta en marcha de las unidades de FLA

##### 3.1.1. *Proceso de digestión anaeróbica y características del digerido*

El digerido empleado en el presente estudio es procedente de un DBC implementado en el ITAC. El digestor está construido de geomembrana oscura de alta densidad, con un volumen total de  $8 \text{ m}^3$  (Jaimes-Estévez et al., 2022). Con el objetivo de mejorar la estabilización del proceso de DA y maximizar el rendimiento de biogás, el sistema se alimentó con una mezcla (Co-DA) de 30% de EB y 70% de LS (Jaimes-Estévez et al., 2022). La Co-DA se llevó a cabo en condiciones psicrófilas ( $17^\circ\text{C}$ ) y con un tiempo de retención hidráulica de 75 días (Cucina et al., 2021). Debido al alto contenido de materia orgánica y sólidos en suspensión del digerido ( $2757 \text{ mg/l DQO}$ ;  $7,61 \text{ g/kg ST}$ ) fue necesario sedimentar el digerido previo a la alimentación a las unidades de FLA. En la tabla 1 se presentan las características del digerido antes y después de la operación de sedimentación.

**Tabla 1***Caracterización del digerido antes y después de la sedimentación*

Parámetro	Unidad	Digerido antes de la sedimentación	Digerido después de la sedimentación
Sólidos totales	g/kg	7,61	3,76
Sólidos volátiles	g/kg	4,75	1,98
pH	Unidades de pH	9,2	8,2
Conductividad eléctrica	dS/m	7,42	4,25
DQO	mg/L	2757	1858
DBO <sub>5</sub>	mg/L	864	808
N total	g/L	0,18	0,32
K total (K <sub>2</sub> O)	g/L	0,613 ± 0,003	0,765 ± 0,001
Ca total (CaO)	g/L	0,344 ± 0,001	0,311 ± 0,0002
Mg total (MgO)	g/L	0,203 ± 0,001	0,193 ± 0,002
Na total	g/L	0,1303 ± 0,0009	0,1486 ± 0,0004
S total	g/L	0,22	0,215
Pb total	mg/L	<0,1*	<0,1*
As total	mg/L	0,02	0,01
Se total	mg/L	<0,003*	<0,003*
Cd total	mg/L	<0,05*	<0,05*
Ni total	mg/L	<0,1*	<0,1*
Cu total	mg/L	0,3	0,15
Zn total	mg/L	0,97	0,38
Mo total	mg/L	<1*	<1*
<i>Salmonella spp</i>	Presente/ Ausente	Ausente	Ausente
Huevos de helminto	Huevos/ 4 mL	Ausente	Ausente
Coliformes totales	UFC/mL	130000	99425

\*: Límite de detección del método

**3.1.2. Definición de los parámetros de diseño de las unidades de FLA**

Los principales parámetros de diseño que definen el comportamiento de una unidad de FLA son: *i)* el diámetro, *ii)* la altura de lecho filtrante y *iii)* el caudal de alimentación, que se asocian con el tiempo de residencia del afluente en el sistema de filtración y con la calidad del digerido tratado. La definición del diámetro y la profundidad del lecho filtrante se realizó a partir de revisión bibliográfica de sistemas de FLA aplicados a la potabilización de agua y el tratamiento de aguas residuales. Sin embargo, vale la pena resaltar, que la tecnología de FLA aplicada al tratamiento de aguas difiere de la usada para tratar el digerido; por lo tanto, los parámetros de

diseño son diferentes y no necesariamente replicables (CINARA, 1992). En este sentido, se realizó una experimentación preliminar para adaptar el diseño de los sistemas de FLA a las necesidades del caso de estudio (Apéndice A)

Se construyeron tres unidades de FLA (figura 2). La carcasa de los filtros consistió en columnas de policloruro de vinilo (PVC) con diámetro interno de 10,5 cm y altura total de 66,5 cm (figura 3). La profundidad del lecho filtrante se estableció de 30 cm (Patil et al., 2019). El lecho de soporte estaba compuesto por 2,5 cm de gravilla y 2,5 cm de grava de diámetro de 3,35 mm y 4,75 mm, respectivamente. Según los resultados obtenidos en la experimentación preliminar, presentada en el apéndice A, se estableció la altura de agua sobrenadante de 5 cm para permitir la difusión del oxígeno y el correcto crecimiento de la capa biológica, y un caudal de 500 ml diarios para evitar la temprana saturación de las unidades de FLA.

Durante la experimentación el digerido filtrado se recolectó en un recipiente de vidrio de 500 ml con el fin de almacenar muestras correspondientes a un día completo de operación.

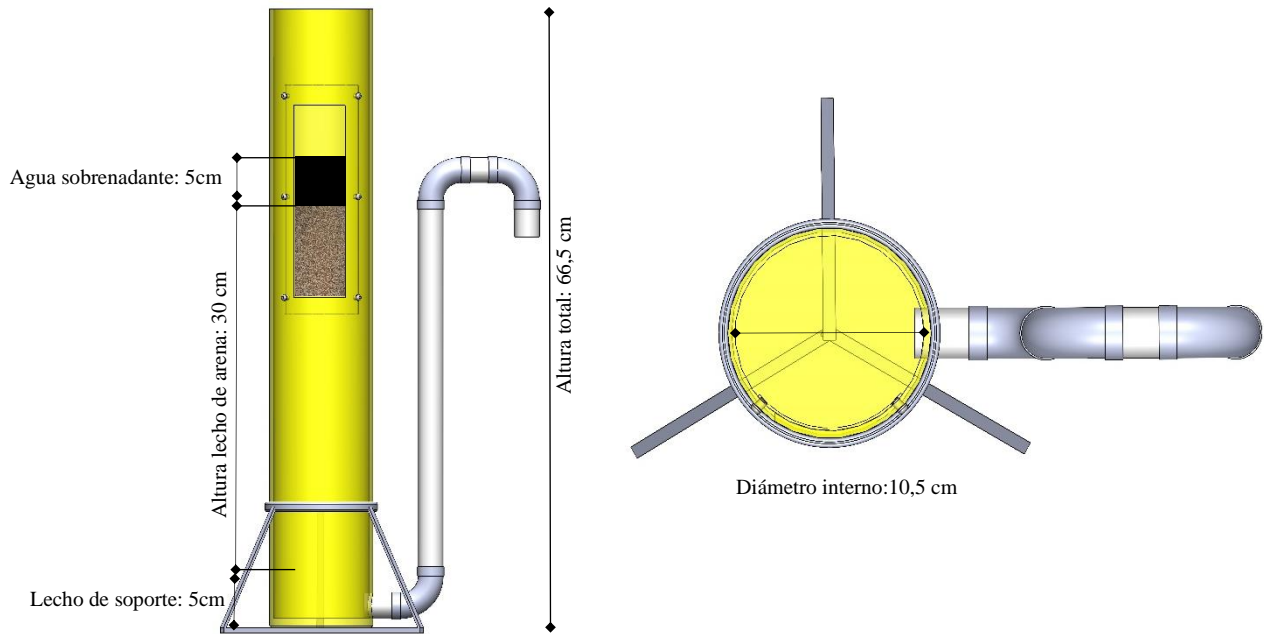
## Figura 2

*Fotografía de las tres unidades de FLA*



**Figura 3**

*Diagrama de la unidad de FLA*



**3.1.3. Determinación de la granulometría del lecho filtrante**

Para la configuración del medio filtrante se mezclaron diferentes fracciones granulométricas de arena para variar sistemáticamente el tamaño efectivo. De este modo, se obtuvieron tres rangos de distribución de tamaño de grano, detallados en la tabla 2.

**Tabla 2**

*Granulometría de los sistemas de FLA*

# FLA	D <sub>10</sub> [mm]	Rango tamices [mm]	Coefficiente de uniformidad (Cu)	Clasificación
1	0,14	0,14 – 0,3	1,8	Arena muy fina
2	0,33	0,3-0,9	1,8	Arena fina
3	1,06	0,9-2	1,8	Arena media

### **3.2. Monitoreo de las unidades de FLA**

La eficiencia de las tres unidades de FLA se determinó en función del monitoreo de las características fisicoquímicas y microbiológicas. La DQO, ST, SV,  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{PO}_4\text{-P}$  se determinaron con una frecuencia de dos veces por semana, a partir del noveno día de operación, mediante el procedimiento estándar (APHA, 2017). El análisis de coliformes totales (CT) se realizó una vez por semana, a partir del día 18 de operación, siguiendo el método establecido por la Norma Técnica Colombiana (NTC 4458, 2018)

Partiendo de los resultados de la caracterización microbiológica (CT) se realizó la preselección de las dos unidades de filtración que presentaron el mejor comportamiento durante la experimentación, tomando los CT como el principal indicador de desempeño.

### **3.3. Determinación de la calidad del digerido con y sin post tratamiento y selección del mejor sistema de filtración**

La calidad del digerido con y sin post tratamiento se determinó en función de las características fisicoquímicas (DQO,  $\text{DBO}_5$ , pH, Conductividad Eléctrica (CE), cloruros, fluoruros y metales pesados), microbiológicas y agronómicas. Esta caracterización se realizó una vez finalizada la operación de las unidades de FLA (día 53).

#### ***3.3.1. Caracterización fisicoquímica***

La  $\text{DBO}_5$  se cuantificó de acuerdo con el método estándar 5210 B. El pH y la CE se midieron utilizando un electrodo de vidrio y una sonda de conductividad, respectivamente. La electroforesis capilar se usó para la cuantificación de cloruros y fluoruros.

La concentración de metales pesados (cobre (Cu), zinc (Zn), plomo (Pb), mercurio (Hg), arsénico (As), níquel (Ni), selenio (Se), cadmio (Cd) y molibdeno (Mo)) se determinó según el método EPA 3050 B.

### **3.3.2. Caracterización microbiológica**

Los coliformes totales, coliformes fecales, la *Escherichia coli*, huevos de helminto y *salmonella spp* se determinaron mediante el procedimiento estándar (NTC 4458, 2018; NTC 4574, 2007).

### **3.3.3. Potencial agronómico**

El Índice de Germinación (IG) se determinó mediante el ensayo de fitotoxicidad propuesto por Solé-Bundó et al., (2017). Se utilizaron tres muestras puras (digerido y los efluentes de los sistemas de FLA seleccionados en la segunda etapa) y cuatro diluciones por muestra (10%, 20%, 50% y 70% v/v) como medio de germinación. El agua destilada se utilizó como control. Se distribuyeron 10 semillas de lechuga (*Lactuca sativa*) en un filtro de papel previamente humedecido con 5 mL de cada solución de germinación. Estos filtros se introdujeron en una placa Petri, sellada con una película plástica, durante un periodo de 120 horas en la oscuridad. Al finalizar la incubación el IG se cuantificó determinando el número de semillas germinadas y midiendo la longitud de la raíz primaria.

El nitrógeno (N) y el fosforo (P) total se determinaron siguiendo el método descrito por la NTC 370 (2011) y NTC 234 (1996) respectivamente. Los demás nutrientes (Ca, Mg, K, Na) se cuantificaron de acuerdo con el método estándar 3111 B.

### **3.3.4. Selección de la mejor unidad de FLA**

Las características fisicoquímicas de los digeridos filtrados se compararon con los criterios de calidad para el uso seguro de aguas residuales en cultivos agrícolas autorizados establecidos en la Resolución 1207 (2014), emitida por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MinAmbiente). Asimismo, los parámetros microbiológicos y los nutrientes se evaluaron según la NTC 5167 (2022).

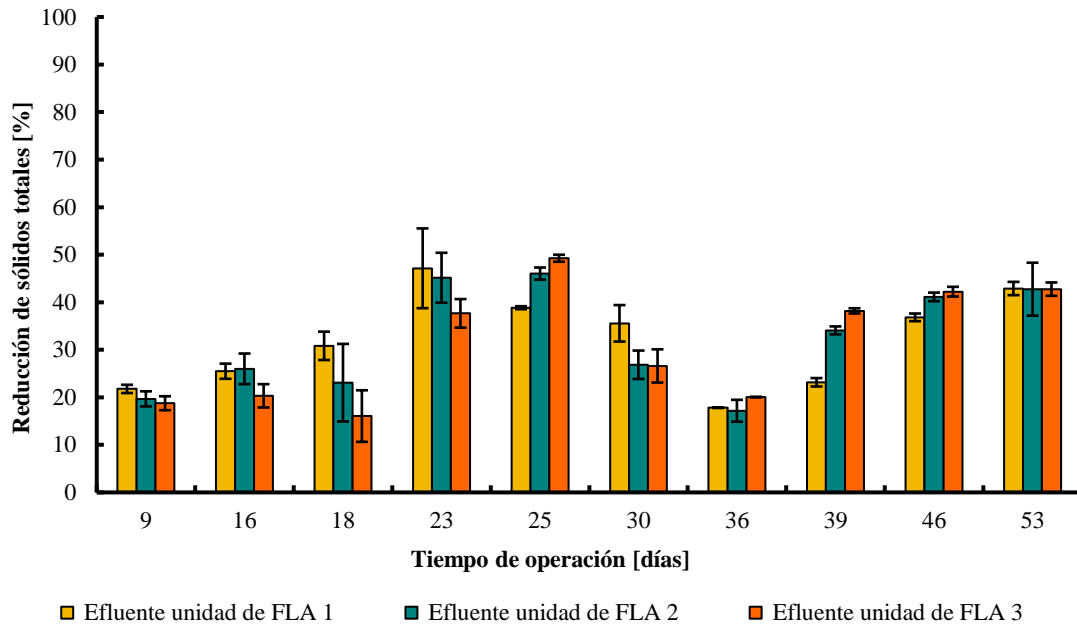
## 4. Resultados

### 4.1. Monitoreo de las propiedades fisicoquímicas del efluente durante el proceso de FLA *Sólidos Totales*

En la figura 4 se presentan los resultados de remoción de ST para cada uno de los efluentes de las unidades de FLA. Durante los primeros 23 días de operación se observó un comportamiento de reducción ascendente, siendo el efluente de la unidad de FLA 1 el que reportó el mayor porcentaje de reducción, lo que indica que el esfuerzo mecánico es el principal mecanismo de retención de sólidos en el periodo en que la membrana biológica aún no se ha formado.

Entre el periodo conformado por el día 25 y el final de la operación, los tres efluentes de la FLA presentaron concentraciones de ST aproximadamente iguales, indicando que una vez formada y estabilizada la capa biológica la granulometría no juega un papel importante en la remoción de sólidos; esto se debe principalmente a que la *schmutzdecke* se comporta como una membrana filtrante, densamente estructurada, que intensifica el efecto de la filtración. Observaciones similares fueron reportadas por Langenbach et al., (2009).

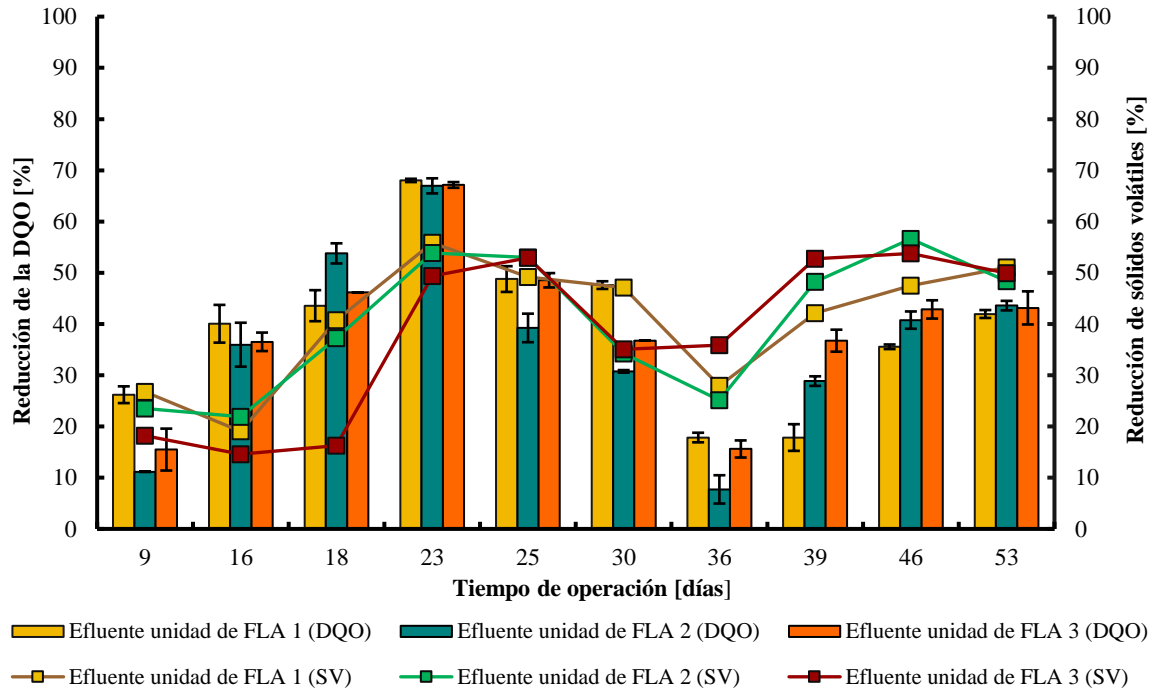
Los porcentajes promedio de reducción obtenidos durante la experimentación fueron de 32%, 32% y 31% para la unidad de FLA 1, 2 y 3, respectivamente. Las remociones se encuentran dentro del rango informado por CINARA, (1992) de 28% a 94% y por debajo de los resultados reportados por Langenbach et al., (2009) [70%-84%]. Las variaciones se deben principalmente a los diferentes parámetros del proceso de FLA y la calidad del afluente.

**Figura 4***Porcentaje de reducción de ST para cada unidad de FLA****Materia orgánica***

La concentración de materia orgánica contenida en una muestra es representada en términos de DQO y SV. En la figura 5 se muestra la dinámica de reducción de DQO y SV en las unidades de FLA. La eficiencia de remoción de materia orgánica fue de 37%, 34% y 37% para las unidades de FLA 1, 2 y 3, respectivamente. Los resultados son notablemente inferiores a los reportados en la literatura, los cuales varían entre 81%-99% (Patil et al. 2019; Tonetti et al., 2010). Esta diferencia en la remoción de DQO se debe al elevado contenido de materia orgánica del digerido (1200-2400 mg/l), en comparación con los valores reportados para aguas lluvias (2-4.5 mg/l) y aguas residuales (400-800 mg/l); principales afluentes de la FLA. Paralelamente, la misma tendencia se observa en la reducción de SV.

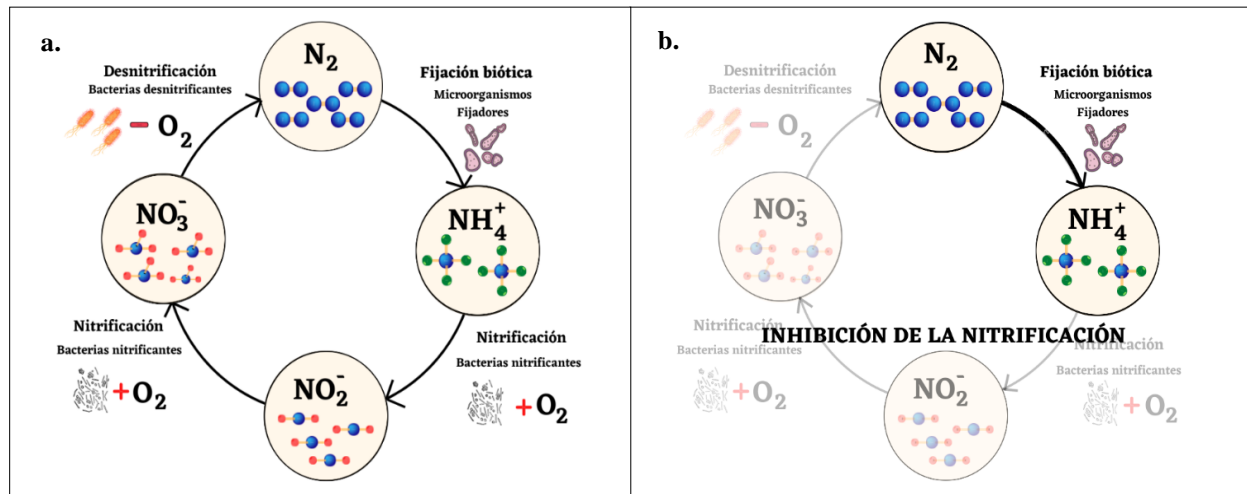
**Figura 5**

*Dinámica de reducción de DQO (barras) y SV (líneas) en los efluentes de las unidades de FLA 1 (amarillo), 2 (verde) y 3 (naranja)*



***Ion amonio***

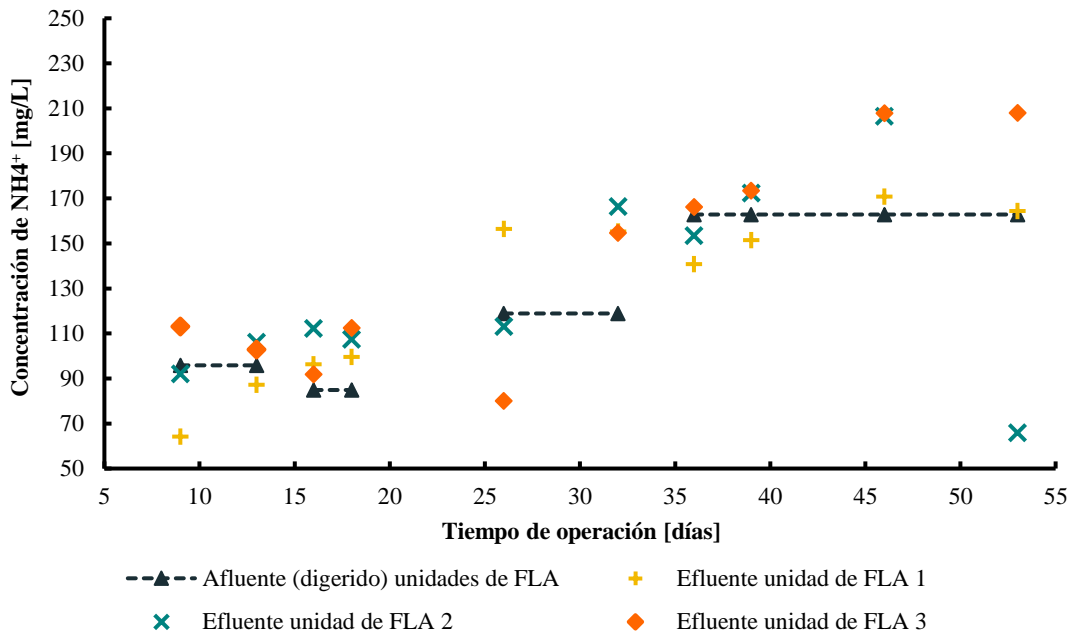
La remoción de nitrógeno dentro de los sistemas de FLA se da por la degradación de este elemento a varias de sus formas (figura 6a). Los microorganismos de la capa biológica se alimentan del nitrógeno contenido en el digerido y lo reducen a ion amonio. Seguidamente, el ion amonio es sometido a una oxidación sucesiva para la formación de los iones nitritos y nitratos. A este proceso se le denomina nitrificación, que se produce en ambiente aerobio y por la acción de bacterias autótrofas (Gallego-Alarcón et al. 2017). Finalmente, el ion nitrato se desnitrifica en condiciones anaerobias y se produce nitrógeno.

**Figura 6***(a) Ciclo del nitrógeno (b) Ciclo del nitrógeno en los sistemas de FLA*

En la figura 7 se presenta la concentración de ion amonio del digerido y los efluentes de las unidades de FLA. Durante la experimentación la concentración del ion amonio en los efluentes presento un comportamiento variable con tendencia a ser mayor que la concentración del afluente. Lo anterior indica que dentro de las unidades de FLA se favorece la fijación biótica del nitrógeno y se inhibe el proceso de nitrificación (figura 6b). Esto puede deberse, a la alta concentración de materia orgánica en términos de DQO (1200-2400 mg/l) presente en el digerido evaluado en este estudio. Lekang (2007) indica que las bacterias nitrificantes tienen tasas de crecimiento menores a las bacterias heterótrofas- encargadas de reducir la materia orgánica- por lo que estas últimas tienen mayor éxito al competir por el espacio y el oxígeno disuelto en la capa biológica; en consecuencia, se puede llegar a inhibir la nitrificación. No obstante, el aumento del ion amonio favorece el uso del digerido tratado en la agricultura, dado que este compuesto es fácilmente asimilado por las plantas permitiendo su crecimiento y desarrollo (Cucina et al., 2021).

**Figura 7**

*Comportamiento de la concentración de  $NH_4^+$  en el afluente (triangulo azul) y los efluentes de las unidades de FLA 1 (cruz amarilla), 2 (equis verde) y 3 (rombo naranja)*



**Ortofosfato**

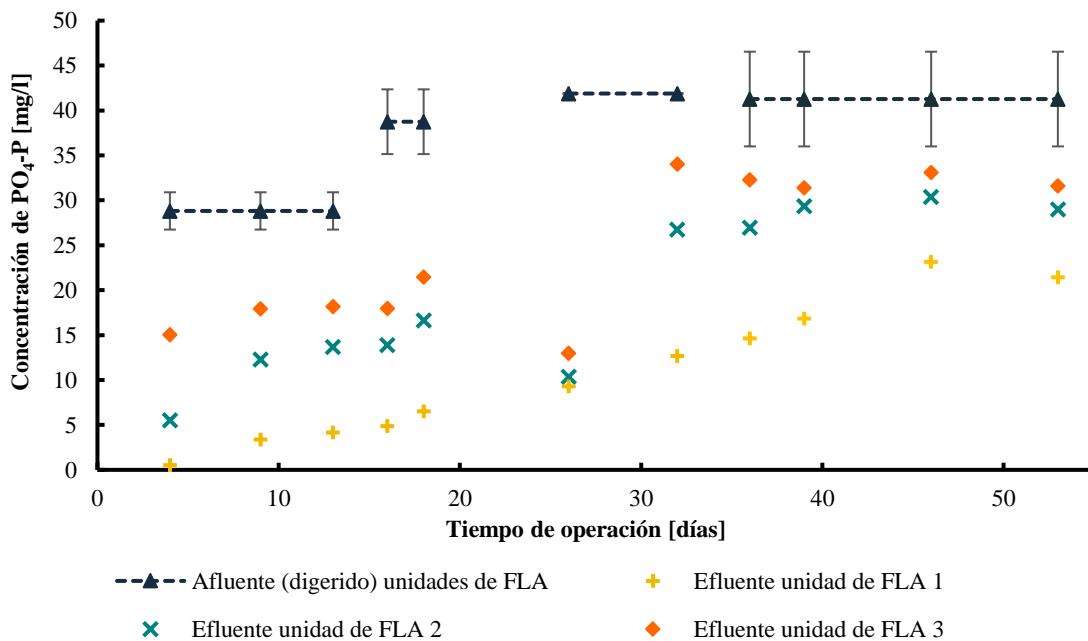
Las arenas utilizadas como material de filtración logran la retención superficial del fósforo. Debido a la composición de la arena (Ca, Fe y Al), la fijación de  $PO_4-P$  en el lecho filtrante se produce principalmente por la adsorción en óxidos de hierro y aluminio y la precipitación en fosfatos de calcio (Gubernat et al., 2020). La figura 8 presenta las concentraciones de  $PO_4-P$  en el digerido y los efluentes de las unidades de FLA. La concentración promedio de  $PO_4-P$  en los efluentes fue de  $10,69 \pm 0,38$  mg/l,  $19,59 \pm 0,47$  mg/l y  $24,19 \pm 0,71$  mg/l para la unidad de FLA 1,2 y 3, respetivamente. Los resultados muestran que el tamaño de partícula afecta la remoción de  $PO_4-P$ . Se infiere, que la eliminación de este compuesto depende de la granulometría debido a que los óxidos y los fosfatos de calcio formados se depositan entre los poros causados por los granos

de arena. Por lo tanto, al tener un menor tamaño de partícula se disminuye la porosidad dentro del lecho de arena lo que incrementa el efecto de la filtración.

En términos de porcentaje de remoción se registraron valores de 71%, 46% y 35% para la unidad de FLA 1, 2 y 3, respectivamente. Estos resultados son bajos en comparación con los reportados por Shaikh et al. (2021), quienes informan un rango de reducción superior al 95%. Las variaciones en los porcentajes de remoción pueden ser consecuencia de la calidad del afluente.

**Figura 8**

*Concentración de PO<sub>4</sub>-P en el afluente (triangulo azul) y los efluentes de las unidades de FLA 1 (cruz amarilla), 2 (equis verde) y 3 (rombo naranja)*



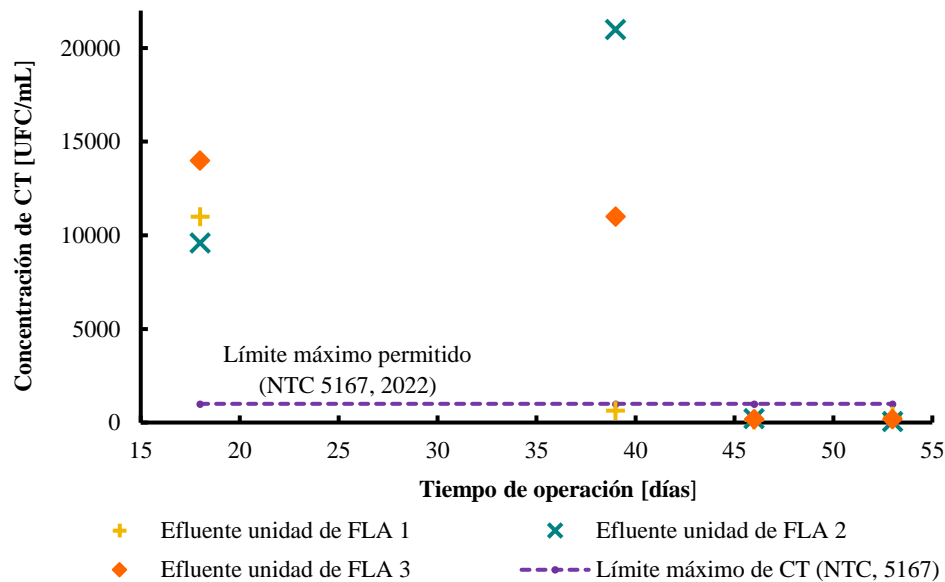
#### 4.2. Monitoreo de las propiedades microbiológicas del efluente de los sistemas de FLA

##### *Coliformes Totales*

La eliminación de CT en las unidades de FLA ocurre principalmente por procesos biológicos como la depredación y la muerte por falta de nutrientes en las capas más profundas del lecho filtrante (Liu et al., 2019).

**Figura 9**

Concentración de coliformes totales en los efluentes de las unidades de FLA 1 (cruz amarilla), 2 (equis verde) y 3 (rombo naranja)



La concentración promedio de entrada de CT del digerido fue de 99.425 UFC/ml. En la figura 9 se observa que para el final de la experimentación los tres efluentes cumplen con el límite de concentración de CT, 1000 UFC/ml (NTC 5167, 2022), para su uso como enmienda agrícola.

En términos de remoción de CT, la unidad de FLA 1 se destacó por alcanzar mayor eliminación de patógenos en comparación con las otras dos unidades de filtración. Esto coincide con lo reportado por Langenbach et al., (2009) quienes concluyen que cuanto más fina y homogénea sea la arena del filtro, mayor será la remoción de bacterias fecales. En cuanto a las unidades de FLA 2 y 3 se caracterizaron por eliminar entre 2,7–5,3 UL de CT; resultados considerablemente altos comparados con los reportados por Adín et al., (1998) [0.3-1.2 UL] y Aguirre, (2012) [0.5-0.9 UL].

La tabla 3 muestra un resumen de los resultados obtenidos en esta fase de experimentación.

**Tabla 3***Características fisicoquímicas y microbiológicas de los efluentes de las unidades de FLA*

Parámetro		Efluente de la unidad de FLA		
		1	2	3
		Reducción		
Fisicoquímicos	ST	32%	32%	31%
	DQO	37%	34%	37%
	SV	41%	40%	38%
	PO <sub>4</sub> -P	73%	49%	36%
Microbiológicos	CT	96.388 UFC/mL	91.706 UFC/mL	93.080 UFC/mL

Se optó por seleccionar dos unidades de FLA, en lugar de una, debido a que no se observaron diferencias significativas en el monitoreo de la concentración de ST, DQO y SV. La selección se realizó tomando como referencia la mayor reducción de coliformes totales, dado que este parámetro es el más relevante en la calidad del digerido para su posterior valorización. En este sentido, las unidades de FLA 1 y 3 fueron las seleccionadas para un detallado análisis fisicoquímico, bioquímico y agronómico.

#### **4.3. Determinación de la calidad del digerido con y sin post tratamiento y selección del mejor sistema de filtración**

##### *Fitotoxicidad residual del digerido y efluentes de las unidades de FLA 1 y 3*

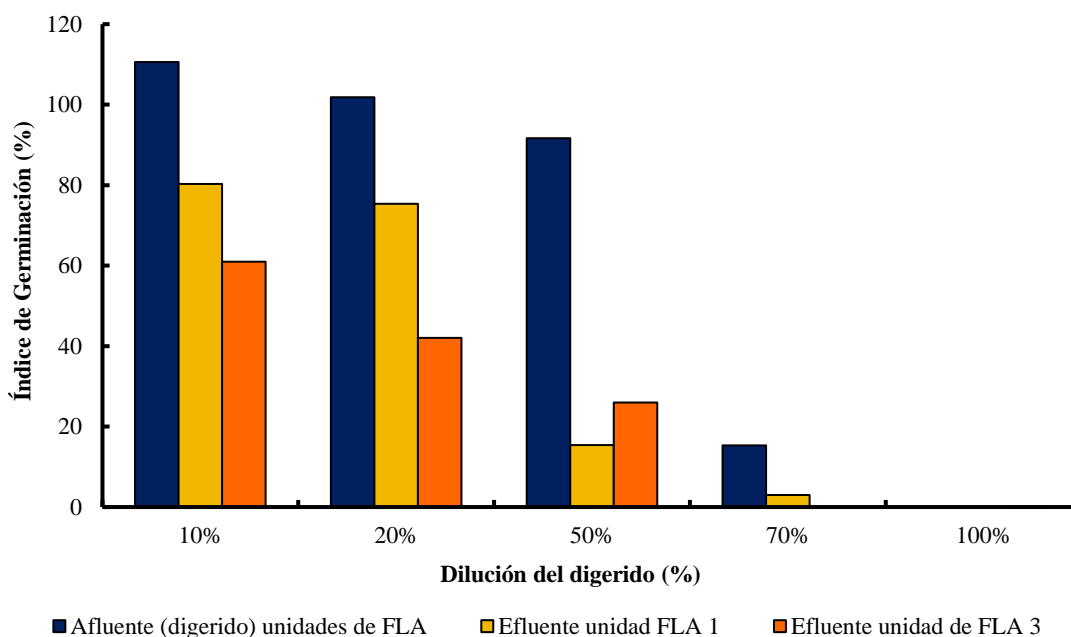
Para determinar la fitotoxicidad residual del afluente (digerido) y los efluentes de los sistemas de FLA se evaluó el Índice de Germinación (IG). De acuerdo con Barral et al. (2011), valores de IG por debajo de 50% indican una alta fitotoxicidad, entre 50% y 80% una fitotoxicidad moderada y por encima de 80% la ausencia de fitotoxicidad. Cuando el IG supera el 100%, la muestra puede considerarse un fitonutriente o fitoestimulante.

Los resultados del IG muestran que la fitotoxicidad decrece con el incremento de la dilución (figura 10). El digerido se caracterizó por no presentar efectos fitotóxicos cuando este se

encuentra diluido en porcentajes menores o iguales a 50. De hecho, a diluciones de 10% y 20% (IG de 111% y 102%, respectivamente) el digerido se considera como un fitoestimulante. En cuanto a los efluentes de los sistemas de FLA, los resultados demuestran una toxicidad moderada en el caso de 10% de dilución y alta fitotoxicidad a diluciones superiores.

**Figura 10**

*Fitotoxicidad residual del afluente (digerido) y los efluentes de las unidades de FLA 1 y 3*



Los efectos fitotóxicos observados en el digerido y los efluentes de los sistemas de FLA son el resultado de varios factores, entre los cuales destacan: las altas concentraciones de compuestos como el amoníaco, los fluoruros, los ácidos orgánicos y la alta salinidad. En este sentido, la presencia de altas concentraciones de sales -expresadas en términos de CE- es una de las principales limitantes en el crecimiento y desarrollo de las plantas. El digerido y los efluentes de las unidades de FLA 1 y 3 se caracterizaron por presentar CE de 4250, 4257 y 4213  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , respectivamente. Los resultados se encuentran por encima del umbral establecido para el uso de

este residuo en la agricultura [ $1500 \mu\text{S}/\text{cm}$ ] (Resolución 1207, 2014). Las altas concentraciones de sales en el afluente y los efluentes se atribuyen al LS utilizado como sustrato en la DA (Prazeres et al., 2012). El control de esta variable fisicoquímica es de suma importancia, puesto que el riego con un digerido salino genera a largo plazo una reducción de la aireación y la infiltración de agua en el suelo.

Otro factor que juega un papel fundamental en los efectos fitotóxicos, observados en la figura 10, es el aumento de la concentración del ion amonio en los sistemas de FLA. El  $\text{NH}_4^+$  es una fuente importante de nutrientes, sin embargo, el incremento registrado en los efluentes supera los valores recomendados [ $18 \text{ mg}/\text{l}$ ] (Mazuela et al. 2013), provocando efectos adversos tales como: la inmovilización del nitrógeno del suelo, reducción de la diversidad microbiana y fundamentalmente inhibición de la germinación (Walter et al., 2006).

Finalmente, el digerido y los efluentes de las unidades de FLA 1 y 3 presentaron concentraciones de fluoruros de 25,1; 21,4 y 20,4 ppm, respectivamente. Los valores reportados son superiores al límite recomendado [ $1 \text{ ppm}$ ] (Resolución 1207, 2014). Se infiere que la presencia de este compuesto se debe a procesos relacionados con la producción de queso, factores ambientales o actividades antropogénicas.

#### ***Matriz de evaluación de la calidad del digerido con y sin post tratamiento***

En la tabla 4 se presenta la matriz utilizada para evaluar la calidad del digerido y los efluentes del FLA 1 y 3 desde la perspectiva de su uso como fertilizante. La evaluación se realizó comparando los resultados obtenidos con la NTC 5167, (2022).

**Tabla 4**

*Evaluación de la calidad del digerido y los efluentes de las unidades de FLA*

Parámetro	Unidad	Rango recomendado	Digerido	Evaluación	Efluente FLA 1	Evaluación	Efluente FLA 3	Evaluación	
<b>Microbiológicos</b>	CT	UFC/mL	<b>1000</b>	99425	NA	383	A	3793	NA
	CF	NMP/100 mL	<b>Ausente</b>	>2400	NA	>2400	NA	>2400	NA
	<i>Salmonella</i>	Salmonella/25 g	<b>Ausente en 25 g</b>	Ausente	A	Ausente	A	Ausente	A
	<i>E.coli</i>	UFC/mL	<b>Ausente</b>	Presente	NA	Ausente	A	Ausente	A
	Huevos de Helminto	Huevos/4 mL	<b>&lt; 1</b>	Ausente	A	Ausente	A	Ausente	A
<b>Macronutrientes</b>	N total	g/L	<b>&gt;15</b>	0,32	A <sup>b</sup>	0,24	A <sup>b</sup>	0,2	A <sup>b</sup>
	P total (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	g/L	<b>&gt;15</b>	ND	A <sup>b</sup>	ND	A <sup>b</sup>	ND	A <sup>b</sup>
	K total (K <sub>2</sub> O)	g/L	<b>&gt;15</b>	0,765 ± 10 <sup>-3</sup>	A <sup>b</sup>	0,54 ± 0,01	A <sup>b</sup>	0,58	A <sup>b</sup>
	C orgánico total	g/L	<b>&gt;20</b>	1,08	A <sup>b</sup>	0,32	A <sup>b</sup>	0,87	A <sup>b</sup>
<b>Micronutrientes</b>	Ca total (CaO)	g/L	<b>&gt;10</b>	0,3110 ± 2*10 <sup>-4</sup>	A <sup>b</sup>	0,217 ± 4*10 <sup>-3</sup>	A <sup>b</sup>	0,211 ± 10 <sup>-3</sup>	A <sup>b</sup>
	Mg total (MgO)	g/L	<b>&gt;10</b>	0,193 ± 2*10 <sup>-3</sup>	A <sup>b</sup>	0,161 ± 10 <sup>-3</sup>	A <sup>b</sup>	0,153 ± 10 <sup>-3</sup>	A <sup>b</sup>
	Na total	g/L	<b>&lt;0.2</b>	0,1486 ± 4*10 <sup>-3</sup>	A	0,1144 ± 4*10 <sup>-4</sup>	A	0,1087 ± 4*10 <sup>-4</sup>	A

A: Adecuado, NA: No adecuado, CF: Coliformes fecales, ND: No detectado.

<sup>b</sup> no clasifica como fertilizante orgánico.

En cuanto a las características microbiológicas, se puede observar que los sistemas de FLA eliminaron de forma efectiva coliformes totales y *E.coli* presentes en el digerido, permitiendo que los efluentes resultantes cumplieran con los umbrales establecidos para su uso en la agricultura. Sin embargo, los valores de coliformes fecales reportados en la tabla 4, son mayores a los límites máximos permisibles para el uso de los efluentes como fertilizantes. Esto no supone un gran

problema si la evaluación se realiza comparando los resultados con las normativas de riego agrícola, las cuales estipulan el límite máximo de coliformes fecales de  $10^5$  NMP/100 ml (Resolución 1207, 2014).

Por otra parte, la NTC 5167 (2022) establece la concentración mínima de nutrientes que debe tener un producto para ser considerado fertilizante orgánico. El digerido y los efluentes se caracterizaron por presentar valores inferiores a los mínimos establecidos. Esto significa que los efluentes son aptos para su uso en actividades agrícolas, sin embargo, no clasifican como fertilizantes orgánicos. Según Garfí et al., (2011), la baja concentración de nutrientes presentes en el digerido es consecuencia de la dilución de la materia prima antes de la alimentación al proceso de DA y a la retención de sólidos dentro del digestor. Sumado a esto, en los sistemas de FLA los nutrientes son retenidos y degradados por microorganismos presentes en la capa biológica y en el lecho filtrante.

La evaluación de las características fisicoquímicas y concentración de metales pesados se realizó según lo establecido por la Resolución 1207, (2014) (Tabla 5). Esta normativa establece los límites permisibles para el uso del digerido y los efluentes de los sistemas de FLA como agua de riego.

**Tabla 5**

*Evaluación de la calidad del digerido y los efluentes de las unidades de FLA*

Parámetro	Unidad	Rango recomendado	Digerido	Evaluación	Efluente FLA 1	Evaluación	Efluente FLA 3	Evaluación
<b>Fisicoquímicos</b>	pH	-	8,25	A	8,24	A	8,21	A
	CE	μS/cm	4250	NA	4257	NA	4213	NA
	DBO <sub>5</sub>	mg/L O <sub>2</sub>	808	NA	444	A	489	NA
	DQO	mg/ L O <sub>2</sub>	1858	NA	1057	NA	1092	NA
	Cloruros	ppm Cl <sup>-</sup>	384,5	NA	263,5	A	312,4	NA
<b>Metales pesados</b>	Cd	mg/L	<0.05*	--	<0.05*	--	<0.05*	--
	Mo	mg/L	<0.07	--	<1*	--	<1*	--
	Zn	mg/L	<3	A	0,38	A	0,32	A
	Cu	mg/L	<1	A	0,15	A	0,16	A
	Ni	mg/L	<0.2	A	<0.1*	A	<0.1*	A
	Pb	mg/L	<5	A	<0.1*	A	<0.1*	A
	As	mg/L	<0.1	A	0,01	A	0,04	A
	Se	mg/L	<0.02	A	<0.003*	A	<0.003*	A

A: Adecuado, NA: No adecuado

\*: Límite de detección del método

Los resultados condensados en la tabla 5 demuestran que el efluente de la unidad de FLA 1 cumple con la mayor parte de los requisitos fisicoquímicos y con los límites máximos de metales pesados para su uso como agua de riego. Por el contrario, los altos valores de DQO indican una baja estabilización de la materia orgánica lo que limita la reutilización agrícola del efluente. El control de este parámetro es de suma importancia debido a que la aplicación de materia orgánica poco estable al suelo puede causar efectos adversos tales como la reducción de oxígeno en el suelo, un incremento de GEI o el desarrollo de condiciones anóxicas con subsecuentes procesos de fermentación y efectos fitotóxicos (Cucina et al., 2018).

### *Selección del mejor sistema de FLA*

La evaluación fisicoquímica, microbiológica y la concentración de metales pesados permite concluir que el efluente de la unidad de FLA 1 es el más adecuado para la reutilización agrícola. Sin embargo, como se mencionó anteriormente, el efluente no cumple con los límites de concentración establecidos de DQO,  $\text{NH}_4^+$ , fluoruros y CE causando grandes efectos fitotóxicos en estado puro o a bajas diluciones. Ante esta situación, estos parámetros pueden ser mitigados con la dilución controlada del efluente en agua de riego, o técnica también conocida como fertiirrigación. No obstante, la dilución del efluente de la unidad de FLA 1 incrementa el consumo de agua y reduce el potencial fertilizante debido a la dilución de los nutrientes. En este sentido, la recirculación de una parte importante del efluente representa una solución factible; dado que permite aumentar el tiempo de retención hidráulica del fluido dentro del filtro lo que brinda mayor oportunidad de adsorción de contaminantes e inactivación de bacterias (Seeger et al., 2016).

## 5. Conclusiones

Se implementaron a escala laboratorio tres sistemas de filtración lenta de arena empacados con diferentes granulometrías. Las concentraciones de ST, SV y DQO en los efluentes de las unidades de filtración muestran que la granulometría usada en los lechos filtrantes no tiene influencia sobre la remoción de materia orgánica.

Se realizó la caracterización fisicoquímica y microbiológica de los efluentes de las unidades de FLA durante el periodo de operación. Los resultados demostraron que para garantizar altos porcentajes de remoción de contaminantes e indicadores bacterianos las condiciones de operación son: *i*) caudal de alimentación menor o igual a 0,5 l, para evitar la temprana saturación de los sistemas de filtración; *ii*) altura de agua sobrenadante de 2-5 cm y *iii*) altura de lecho filtrante mayor a 30 cm.

El efluente de la unidad de filtración lenta de arena empacada con el menor tamaño de grano (0,14-0,3mm) presentó las mejores características fisicoquímicas y microbiológicas. Sin embargo, mostró efectos fitotóxicos a bajas diluciones, lo que limita su uso en actividades agrícolas. De lo anterior, se establece que, una sola unidad de FLA alimentada de forma intermitente y sin recirculación mejora parcialmente las características del digerido.

### Referencias bibliográficas

- Adín, A., Gerstel, Z., & Izakson-Tal, N. (1998). *Slow Granular Filtration for Advanced Wastewater Treatment: Design, Performance and Operation*.
- Aguiar, D. F., & Portela, W. (2009). *Diseño y montaje del laboratorio de filtro lento de arena para agua potable* (tesis de pregrado). Corporación Universitaria Minuto de Dios, Girardot, Colombia.
- Aguirre, K. A. (2012). *Valoración de unidades de filtración lenta en arena como alternativa para la remoción de contaminación bacteriológica en aguas residuales de efluentes secundarios anaerobios* (tesis de maestría). Universidad Tecnológica de Pereira; Facultad de ciencias ambientales, Pereira, Colombia.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, Second Edition (2017).
- Barral, M. T., & Paradelo, R. (2011). A Review on the Use of Phytotoxicity as a Compost Quality Indicator. *Global Science Books*, 36–42.
- Castro-Molano, L. del P., Parrales-Ramírez, Y. A., & Escalante-Hernández, H. (2019). Co-digestión anaerobia de estiércoles bovino, porcino y equino como alternativa para mejorar el potencial energético en digestores domésticos. *Revista ION*, 32(2), 29–39. <https://doi.org/10.18273/revion.v32n2-2019003>
- CINARA. (1992). *Filtración en múltiples etapas: Tecnología innovativa para el tratamiento de agua*.

- Cucina, M., Castro, L., Escalante, H., Ferrer, I., & Garfí, M. (2021). Benefits and risks of agricultural reuse of digestates from plastic tubular digesters in Colombia. *Waste Management, 135*. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.09.003>
- Cucina, M., Tacconi, C., Ricci, A., Pezzolla, D., Sordi, S., Zadra, C., & Gigliotti, G. (2018). Evaluation of benefits and risks associated with the agricultural use of organic wastes of pharmaceutical origin. *Science of The Total Environment, 613–614*, 773–782. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.154>
- Gallego-Alarcón, I., & García-Pulido, D. (2017). Remoción de nitrógeno amoniacal total en un biofiltro: percolador-columna de arena. *Tecnología y Ciencias Del Agua, 08(1)*, 81–93. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2017-01-06>
- Garfí, M., Gelman, P., Comas, J., Carrasco, W., & Ferrer, I. (2011). Agricultural reuse of the digestate from low-cost tubular digesters in rural Andean communities. *Waste Management, 31(12)*, 2584–2589. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.08.007>
- Garfí, M., Martí-Herrero, J., Garwood, A., & Ferrer, I. (2016). Household anaerobic digesters for biogas production in Latin America: A review. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 60, pp. 599–614). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.01.071>
- Gioelli, F., Dinuccio, E., & Balsari, P. (2011). Residual biogas potential from the storage tanks of non-separated digestate and digested liquid fraction. *Bioresource Technology, 102(22)*, 10248–10251. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.08.076>
- Goel, J., Kadirvelu, K., Rajagopal, C., & Kumar Garg, V. (2005). Removal of lead(II) by adsorption using treated granular activated carbon: batch and column studies. *Journal of Hazardous Materials, 125(1–3)*, 211–220. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.05.032>

- Gubernat, S., Masłoń, A., Czarnota, J., & Koszelnik, P. (2020). Reactive Materials in the Removal of Phosphorus Compounds from Wastewater—A Review. *Materials*, *13*(15), 3377. <https://doi.org/10.3390/ma13153377>
- Jaimés-Estévez, J., Mercado, E. V., Jaramillo, J. G., Rodríguez, P., Martí-Herrero, J., Escalante, H., & Castro, L. (2022). From laboratory to farm-scale psychrophilic anaerobic co-digestion of cheese whey and cattle manure. *Bioresource Technology Reports*, *19*, 101168. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2022.101168>
- Jaimés-Estévez, J., Zafra, G., Martí-Herrero, J., Pelaz, G., Morán, A., Puentes, A., Gomez, C., Castro, L. del P., & Escalante Hernández, H. (2020a). Psychrophilic Full Scale Tubular Digester Operating over Eight Years: Complete Performance Evaluation and Microbiological Population. *Energies*, *14*(1), 151. <https://doi.org/10.3390/en14010151>
- Jaimés-Estévez, J., Zafra, G., Martí-Herrero, J., Pelaz, G., Morán, A., Puentes, A., Gomez, C., Castro, L. del P., & Escalante Hernández, H. (2020b). Psychrophilic Full Scale Tubular Digester Operating over Eight Years: Complete Performance Evaluation and Microbiological Population. *Energies*, *14*(1), 151. <https://doi.org/10.3390/en14010151>
- Juanpera, M., Ferrer-Martí, L., Díez-Montero, R., Ferrer, I., Castro, L., Escalante, H., & Garfí, M. (2022). A robust multicriteria analysis for the post-treatment of digestate from low-tech digesters. Boosting the circular bioeconomy of small-scale farms in Colombia. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *166*, 112638. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112638>
- Kristian Stevik, T., Kari Aa, Ausland, G., & Fredrik Hanssen, J. (2004). Retention and removal of pathogenic bacteria in wastewater percolating through porous media: a review. *Water Research*, *38*(6), 1355–1367. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.12.024>

- Langenbach, K., Kusch, P., Horn, H., & Kästner, M. (2009). Slow sand filtration of secondary clarifier effluent for wastewater reuse. *Environmental Science and Technology*, 43(15), 5896–5901. <https://doi.org/10.1021/es900527j>
- Lekang, O. (2007). *Aquaculture Engineering*. Wiley. <https://doi.org/10.1002/9780470995945>
- Liedl, B. E., Bombardiere, J., & Chatfield, J. M. (2006). Fertilizer potential of liquid and solid effluent from thermophilic anaerobic digestion of poultry waste. *Water Science and Technology*, 53(8), 69–79. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.237>
- Liu, L., Fu, Y., Wei, Q., Liu, Q., Wu, L., Wu, J., & Huo, W. (2019). Applying bio-slow sand filtration for water treatment. *Polish Journal of Environmental Studies*, 28(4), 2243–2251. <https://doi.org/10.15244/pjoes/89544>
- Meza, M. (2019). *Uso del filtro lento de arena para la remoción de coliformes termotolerantes presentes en los desagües domésticos pretratados* (tesis de pregrado). Universidad Nacional de Ingeniería, Lima, Perú.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MINAMBIENTE). *Guía técnica para el desarrollo de proyectos de reúso de aguas residuales tratadas*, Pub. L. No. 1207 (2014).
- Muñoz, P., Cordero, C., Tapia, X., Muñoz, L., & Candia, O. (2020). Assessment of anaerobic digestion of food waste at psychrophilic conditions and effluent post-treatment by microalgae cultivation. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 22(3), 725–733. <https://doi.org/10.1007/s10098-019-01803-z>
- Norma Técnica Colombiana. Fertilizers. *Test method for quantitative determination of Phosphorus.*, Pub. L. No. 234 (1996).
- Norma Técnica Colombiana. *Microbiology of food and animal feeding stuffs. General guidance on methods for the detection of Salmonella spp.*, Pub. L. No. 4574 (2007).

Norma Técnica Colombiana. *Fertilizer. Determination of total Nitrogen content.*, Pub. L. No. 370 (2011).

Norma Técnica Colombiana. *Microbiology of food and animal feeding stuffs. Horizontal method for the enumeration of coliform and/or Escherichia Coli. Colony count technique using fluorogenic or chromogenic culture media.*, Pub. L. No. 4458 (2018).

Norma Técnica Colombiana. *Agricultural industry products. Organic products used as fertilizers and soil amendments.*, Pub. L. No. 5167 (2022).

Paavola, T., & Rintala, J. (2008). Effects of storage on characteristics and hygienic quality of digestates from four co-digestion concepts of manure and biowaste. *Bioresource Technology*, 99(15), 7041–7050. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.01.005>

Patil, P. M., & Husain, M. (2019). Enhancing Efficiency of Anaerobic Digestion by Sand Filtration of Effluent. *American Journal of Environmental Engineering*, 2019(1), 12–15. <https://doi.org/10.5923/j.ajee.20190901.03>

Pfannes, K. R., Langenbach, K. M. W., Pilloni, G., Stührmann, T., Euringer, K., Lueders, T., Neu, T. R., Müller, J. A., Kästner, M., & Meckenstock, R. U. (2015). Selective elimination of bacterial faecal indicators in the Schmutzdecke of slow sand filtration columns. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 99(23), 10323–10332. <https://doi.org/10.1007/s00253-015-6882-9>

Prazeres, A. R., Carvalho, F., & Rivas, J. (2012). Cheese whey management: A review. *Journal of Environmental Management*, 110, 48–68. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.05.018>

Seeger, E. M., Braeckevelt, M., Reiche, N., Müller, J. A., & Kästner, M. (2016). Removal of pathogen indicators from secondary effluent using slow sand filtration: Optimization

- approaches. *Ecological Engineering*, 95, 635–644.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.068>
- Shaikh, I. N., & Ahammed, M. M. (2021). Effect of operating mode on the performance of sand filters treating greywater. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(28), 38209–38223. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13413-8>
- Solé-Bundó, M., Cucina, M., Folch, M., Tàpias, J., Gigliotti, G., Garfí, M., & Ferrer, I. (2017). Assessing the agricultural reuse of the digestate from microalgae anaerobic digestion and co-digestion with sewage sludge. *Science of The Total Environment*, 586, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.006>
- Tavera-Ruiz, C., Martí-Herrero, J., Mendieta, O., Jaimes-Estévez, J., Gauthier-Maradei, P., Azimov, U., Escalante, H., & Castro, L. (2023). Current understanding and perspectives on anaerobic digestion in developing countries: Colombia case study. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 173, 113097. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.113097>
- Tonetti, A. L., Filho, B. C., Bertoncini, E. I., Oliveira, R. A., & Stefanutti, R. (2010). Avaliação de um sistema simplificado de tratamento de esgotos visando a utilização em áreas rurais. *Engenharia Agrícola e Ambiental*, 14 (2), 227-234.
- Walter, I., Martínez, F., & Cala, V. (2006). Heavy metal speciation and phytotoxic effects of three representative sewage sludges for agricultural uses. *Environmental Pollution*, 139(3), 507–514. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.05.020>
- Xia, M., Tao, W., Shayya, W., & Lu, Z. (2012). Passive solid–liquid separation of anaerobically digested dairy manure using two-stage filtration. *Biosystems Engineering*, 111(4), 392–397. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2012.01.006>

## Apéndices

### Apéndice A. Experimentación preliminar

Los parámetros operacionales de la FLA tales como la altura de agua sobrenadante, el caudal de alimentación y el tamaño de partícula del lecho filtrante han sido ampliamente estudiados para el tratamiento de aguas residuales y la potabilización de aguas lluvias. No obstante, es limitada la información sobre los parámetros adecuados para el tratamiento de digeridos anaerobios. Considerando que la matriz del digerido presenta mayor concentración de materia orgánica, sólidos y patógenos que las matrices de aguas, es importante adaptar el diseño a las necesidades del caso de estudio. Ante esta situación, se realizó una experimentación preliminar donde se estudió el comportamiento de los sistemas de FLA variando la altura del agua sobrenadante.

Los parámetros operacionales de esta fase experimental fueron: *i)* caudal de alimentación intermitente de 1 litro/ día, *ii)* altura de lecho filtrante de 22 cm y *iii)* un tamaño de partícula entre 0,15 mm – 0,3 mm; con un coeficiente de uniformidad de 2,8.

La altura de agua sobrenadante se tomó de 2 cm para la primera unidad, 5 cm para la segunda unidad y 14 cm para la tercera unidad de filtración (figura 11).

La eficiencia de las unidades de FLA se determinó en función del monitoreo de la DQO y ST.

**Figura 11**

*Fotografía de las unidades de FLA en la experimentación preliminar*



**Caudal de alimentación:** Al inicio de la experimentación las unidades de FLA se alimentaron con un caudal diario de 1 litro. Sin embargo, durante el proceso experimental se observó la temprana saturación de los sistemas de FLA como consecuencia de la elevada concentración de materia orgánica y sólidos presentes en la matriz del digerido. Debido a este comportamiento y teniendo en cuenta los resultados reportados por CINARA (1992), quienes concluyen que a menores caudales de alimentación mayor es la eliminación de contaminantes e indicadores bacterianos, se optó por disminuir el caudal de alimentación diario a 0,5 litros.

Los resultados obtenidos de esta experimentación preliminar se muestran a continuación:

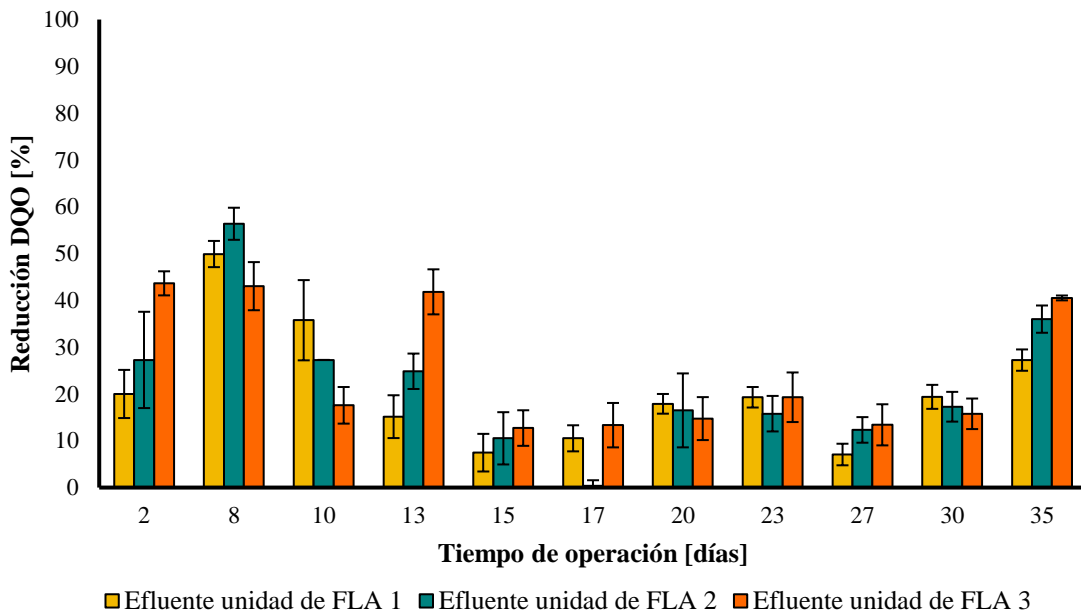
***Eliminación de materia orgánica en términos de DQO***

En la figura 12 se muestra la dinámica de eliminación de materia orgánica para cada uno de los efluentes de las unidades de FLA. Durante la experimentación se observó un comportamiento variable de reducción de materia orgánica, alcanzando las máximas eficiencias de eliminación entre el periodo conformado por el día 8 y 13 de operación. A partir del día 15 de

operación hasta el día 30 las unidades presentaron una caída en la eficiencia de eliminación de materia orgánica, se infiere que este comportamiento se debe a la acumulación de grandes cantidades de contaminantes en la parte superior del lecho filtrante, que provoca la saturación de la capa biológica. Como consecuencia de estos resultados se optó por reducir el caudal de alimentación a 0,5 ml/ día para disminuir la carga orgánica en las unidades. En términos de remoción se registraron valores de 20%, 23% y 25% para el efluente de la unidad de FLA 1, FLA 2 y FLA 3, respectivamente.

**Figura 12**

*Dinámica de reducción de DQO en los efluentes de las unidades de FLA  
(experimentación preliminar)*



***Eliminación de sólidos totales***

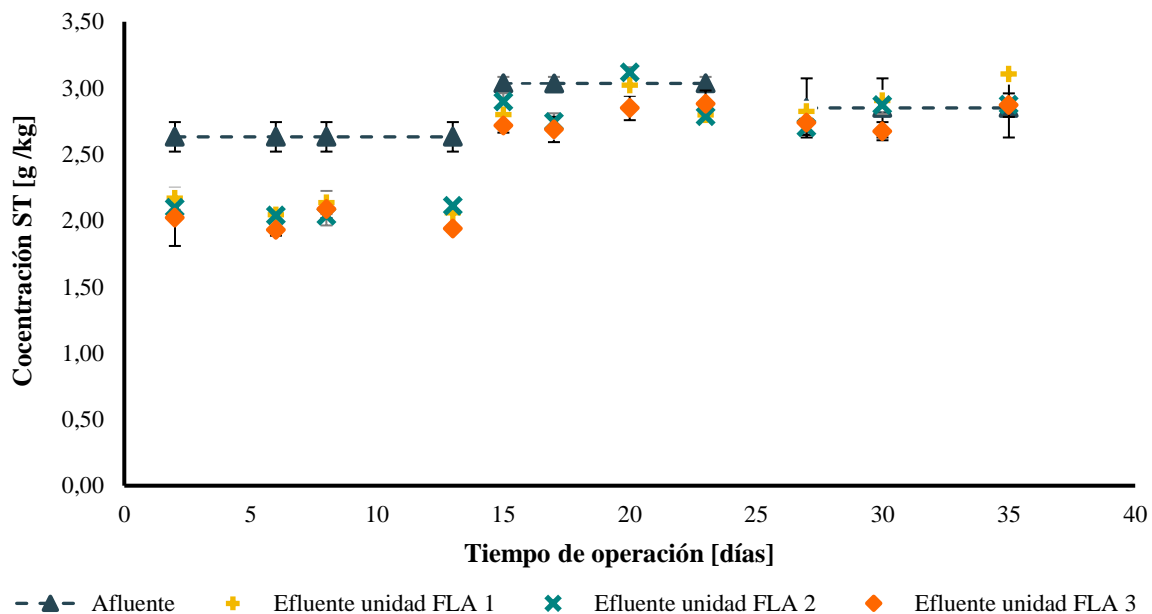
En la figura 13 se muestra la concentración de sólidos totales en el afluente y los efluentes de las unidades de FLA. La dinámica de la concentración de sólidos totales en los efluentes nos

permite observar de forma más clara el comportamiento acumulativo de los sistemas de FLA. Durante los primeros 13 días de experimentación los tres efluentes presentaron concentraciones de aproximadamente 2 g/kg; mientras que el afluente se caracterizaba por tener una concentración de sólidos totales de 2,63 g/kg. Entre el periodo comprendido por el día 15 y 27, los efluentes presentaron concentraciones entre 2,8 g/kg y 3,0 g/kg y el afluente 3,0 g/kg; ya para el final de la experimentación se observa que los efluentes tienen aproximadamente la misma concentración del afluente e incluso se observa como el efluente del FLA 1 tiene mayor concentración que el afluente. Estos resultados permiten concluir que los sistemas de FLA se estaban saturando y como consecuencia el afluente estaba arrastrando gran cantidad de sólidos presenten en la unidad de filtración.

**Figura 13**

*Concentración de ST en el afluente y los efluentes de las unidades de FLA*

*(experimentación preliminar)*



Considerando que los tres sistemas de FLA tuvieron un comportamiento muy similar en cuanto a la reducción de DQO y sólidos totales y teniendo en cuenta lo recomendado por Aguiar & Portela, (2009) quienes indica que con una altura de agua sobrenadante de 5 cm se permite la difusión de oxígeno y el subsecuente incremento del metabolismo de los microorganismos presentes en la capa biológico se decidió seleccionar la altura de 5 cm para el desarrollo de la posterior investigación.