

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE COSTA RICA
ESCUELA DE QUÍMICA
CARRERA DE INGENIERÍA AMBIENTAL

Proyecto Final de Graduación para optar por el grado de Licenciatura en Ingeniería
Ambiental

**“Evaluación de optimizaciones de sistemas individuales de tratamiento de aguas
residuales”**

Stephanie Sofía Hegg Sánchez

CARTAGO, Noviembre, 2018

TEC | Tecnológico de Costa Rica
Ingeniería Ambiental

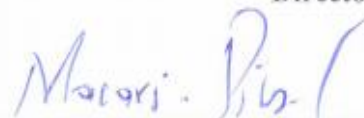
**“Evaluación de optimizaciones de sistemas individuales de tratamiento de aguas
residuales”**

Informe presentado a la Escuela de Química del Instituto Tecnológico de Costa Rica como
requisito parcial para optar por el título de Ingeniero Ambiental con el grado de licenciatura

Miembros del tribunal



Msc. Diana A. Zambrano P.
Director



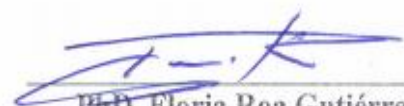
Ingeniero Macario Pino Gomez
Lector 1




Msc. Andres Lazo Paez
Lector 2



Msc. Diana A. Zambrano P.
Coordinador COTRAFIG



Ph.D. Floria Roa Gutiérrez
Directora Escuela de Química



Msc. Ana Lorena Arias Zúñiga
Coordinadora Carrera de Ingeniería Ambiental

DEDICATORIA

A mis padres Jenny Sanchez y Stanley Hegg, a mi hermana Erika Sanchez y mis hermanos Rubén Sanchez y Kendall Peña; que me han acompañado a largo de toda mi vida, y me han brindado todo su apoyo en cada etapa de mi vida.

“El éxito debe medirse no por la posición a la que una persona ha llegado, sino por su esfuerzo por triunfar”

Booker T. Washington

AGRADECIMIENTOS

A mi mamá Jenny Sanchez por ser una luchadora y una gran madre, a mi papá Stanley Hegg por siempre estar ahí para apoyarme en todo, mi hermana Erick Sanchez que siempre me ha motivado a seguir mis sueños y a mis hermanos por todo el apoyo que siempre me han brindado y por confiar en mí cuando más lo necesitaba. Y a toda mi familia en general que por medio de consejos me dieron el impulso para siempre seguir adelante.

A todos mis amigos (as) con quienes compartí la mayor parte de mi vida universitaria y siempre han estado ahí para apoyarme y aconsejarme.

A Diana Zambrano, mi profesora tutora, por todo el apoyo a lo largo de mi tesis y que más que una profesora se convirtió en un gran apoyo a lo largo de mi tesis, en la que podía confiar y siempre estuvo ahí para ayudarme en todo. Muchas gracias profe por siempre guiarme, motivarme y enseñarme que a pesar de todos los obstáculos que nos encontremos en el camino, siempre hay una salida para todo y que cada vez que se supera un obstáculo la confianza aumenta.

A la Carrera de Ingeniería Ambiental, a la Escuela de Química y al Tecnológico de Costa Rica, por ser formadores académicos de grandes profesionales en el país.

TABLA DE CONTENIDO

1	INTRODUCCIÓN	10
2	OBJETIVOS	12
2.1.1	Objetivo general	12
2.1.2	Objetivos Específicos	12
3	REVISION DE LITERATURA	13
3.1	<i>Tratamiento de aguas Residuales</i>	13
3.1.1	Parámetros para la evaluación del tratamiento de aguas residuales	13
3.2	<i>Tanque septico</i>	15
3.2.1	Antecedente	15
3.2.2	Funcionamiento de la unidad de tratamiento	18
3.3	<i>Filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA)</i>	19
3.4	<i>Comportamiento hidráulico de los sistemas de tratamiento de aguas residuales</i>	21
3.4.1	Estructuras de Entrada y Salida	22
3.4.2	Tiempo de Retención	23
3.4.3	Modelos de Flujo	23
3.4.4	Velocidad de Flujo	24
3.4.5	Energía Cinética	24
3.4.6	Cortos Circuitos	24
3.4.7	Flujo Uniforme	24
3.4.8	Zonas Muertas	25
3.5	<i>Sedimentacion</i>	25
4	METODOLOGIA	28
4.1	<i>Descripción área de estudio</i>	28
4.2	<i>Descripción de los sistemas individuales de tratamiento de aguas residuales.</i>	29
4.2.1	Configuración tanque séptico y FAFA independiente	29
4.2.2	Configuración tanque séptico con FAFA incorporado	32
4.3	<i>Evaluación del comportamiento hidrodinámico de los prototipos propuestos</i>	33
4.4	<i>Caracterización del agua residual</i>	37
4.5	<i>Evaluación del desempeño de los sistemas de tratamiento</i>	40
4.6	<i>Evaluación de aspectos económicos</i>	41

5	RESULTADOS Y DISCUSION	44
5.1	<i>Instalación de los sistemas individuales modificados</i>	44
5.2	<i>Evaluación hidráulica de los prototipos de sistemas individuales</i>	44
5.3	<i>Evaluación del desempeño de los prototipos de sistemas individuales</i>	52
5.4	<i>Factibilidad económica</i>	66
5.4.1	Estimación de la inversión inicial	67
5.4.2	Estimación de ahorro económico	68
5.4.3	Análisis de la estimación económica	69
6	CONCLUSIONES	76
7	RECOMENDACIONES	79
8	REFERENCIAS	81
9	APÉNDICES	88

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1. Tanque séptico original de 1860 (Fuente: Wilkinson, D.J., 2018)	16
Figura 3.2. Planta y corte de tanques sépticos promovidos en manuales de salud pública estadounidenses (Fuente: Crohurst, 1920)	17
Figura 3.3. Vista en planta y corte tanque séptico código de Instalaciones Hidráulicas y Sanitarias en Edificaciones del Colegio Federado de Ingeniero y Arquitectos, 2017..	17
Figura 3.4. Diagrama de estratificación en tanque séptico (Fuente: Tilley et al., 2014).....	19
Figura 3.5. Diagrama de Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente (FAFA).....	20
Figura 3.6. Comportamiento de las partículas en la solución de convencional en comparación con los separadores por gravedad mejorada. (Fuente: Tarpagkou & Pantokratoras, 2014)	27
Figura 4.1. Localización del sistema de tratamiento en estudio.....	28
Figura 4.2. Vista en Corte tanque séptico optimizado.....	29
Figura 4.3. Vista en corte FAFA con tapas plásticas como material filtrante	30
Figura 4.4. Configuración de entrada y salida de los tanques optimizados.....	31
Figura 4.5. Tapas plásticas utilizadas como medio en FAFA	32
Figura 4.6. Vista en corte tanque séptico con FAFA incorporado	33
Figura 4.7. Distribución de puntos de muestreo para la prueba de trazadores	34
Figura 4.8. Curva 1-F(t) cantidad de trazador que permanece en el reactor	37
Figura 4.9. Columna de Sedimentación	39
Figura 4.10. Análisis de las muestras recolectadas en cada uno de los puntos de monitoreo	40
Figura 4.11. Puntos de muestreo en los sistemas de Tratamiento.	41
Figura 5.1. Instalación de la planta de tratamiento de tanques sépticos modificados	44
Figura 5.2. Curvas de conductividad en función del tiempo para los distintos prototipos de sistemas individuales	45
Figura 5.3. Curva F(t) para los distintos prototipos de sistemas individuales de tratamiento	49
Figura 5.4. Aplicación del método de Wolf Resnick a cada uno de los prototipos de sistemas individuales de tratamiento.....	51

Figura 5.5. DBO ₅ en los sistemas de tratamiento de aguas residuales	55
Figura 5.6. Comparación de la eficiencia de remoción de DBO de los tanques sépticos modificados vrs los tanques sépticos convencionales	58
Figura 5.7. Eficiencia de remoción en función del tiempo para tres profundidades distintas.	59
Figura 5.8. Eficiencia de remoción según la carga superficial para tres profundidades distintas	61
Figura 5.9. Evolución de los valores de SST en el sistema de tratamiento de aguas residuales.	62
Figura 5.10. Remoción de SST a partir de los tanques sépticos modificados.....	64
Figura 5.11. Comparación de la eficiencia de remoción de SST de los TS modificados con respecto a los TS convencionales.....	66

LISTA DE CUADROS

Cuadro 4.1. Parámetros principales de la curva de Concentración vs. Tiempo	36
Cuadro 4.2. Interpretación de las relaciones del Método de Curva de Tendencia	36
Cuadro 4.3. Caudales de alimentación de cada uno de los sistemas de tratamiento.	38
Cuadro 4.4 Métodos de análisis por parámetros evaluados.....	39
Cuadro 4.5. Distribución de puntos de muestreo	41
Cuadro 5.1. Parámetros de estudio de trazadores sistemas individuales.....	47
Cuadro 5.2. Análisis de la curva de tendencia del trazador en cada uno de los prototipos de sistemas individuales	47
Cuadro 5.3. Distribución hidrodinámica con el Modelo de Wolf-Resnick a cada uno de los sistemas de tratamiento.....	52
Cuadro 5.4. Parámetros Estadísticos de pH y temperatura del agua residual	53
Cuadro 5.5. Estadísticos del parámetro de DBO ₅ del agua residual.....	53
Cuadro 5.6. Eficiencias de remoción de DBO ₅ sobre el promedio de cada una de unidades evaluadas	55
Cuadro 5.7. Resumen prueba F y t para el parámetro de DBO ₅ por unidad de tratamiento.	56
Cuadro 5.8. Eficiencias de remoción de SST utilizando sedimentación convencional a distintas alturas	60
Cuadro 5.9. Estadísticos finales, para el parámetro de SST del agua residual antes y después del tratamiento	61
Cuadro 5.10. Eficiencias de remoción de SST sobre el promedio de cada una de unidades de tratamiento.....	63
Cuadro 5.11. Resumen pruebas estadísticas para el parámetro de SST por unidad de tratamiento	64
Cuadro 5.12. Costos de inversión inicial de los sistemas de tratamiento optimizados.	67
Cuadro 5.13. Eficiencias de remoción de DBO ₅ y SST sobre el promedio de cada una de unidades evaluadas.	68
Cuadro 5.14. Cargas de DBO Y SST evitadas y beneficios económicos de los sistemas de tratamiento optimizados	68

Cuadro 5.15. Evaluación del flujo de caja para el Tanque séptico optimizado para 25 años de operación.	70
Cuadro 5.16, Evaluación del flujo de caja para el Tanque séptico + filtro anaerobio integrado optimizado para 25 años de operación.	70
Cuadro 5.17. Evaluación del flujo de caja para el Tanque séptico + filtro anaerobio integrado optimizado para 25 años de operación.	71
Cuadro 5.18. Tanques sépticos prefabricados disponibles en el mercado nacional.	72

LISTA DE SIGLAS Y ACRÓNIMOS

DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DQO	Demanda Química de Oxígeno
FAFA	Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente
SST	Sólidos Suspendedos Totales
NT	Nitrógeno Total
FT	Fosforo Total
TS	Tanque Séptico
USEPA	Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos
TRH	Tiempo de Retención de Hidráulico
ITCR	Instituto Tecnológico de Costa Rica
NaCl	Cloruro de Sodio
CIPA	Centro de Investigación de Protección Ambiental
VPN	Valor Presente Neto
T	Temperatura
CHS	Carga Hidráulica Superficial
MINAE	Ministerio de Ambiente y Energía
AyA	Acueductos y Alcantarillados
N	Nitrógeno
F	Fosforo

RESUMEN

En Costa Rica el 76,9% de la población costarricense usa tanque séptico como método primario de tratamiento de aguas residuales domésticas (Vigésimo Segundo Estado de la Nación, 2016). A pesar de la amplia cobertura de tratamiento de este tipo de sistemas, se estima que entre el 10% y el 20% de los sistemas sépticos funcionan mal, lo que resulta en contaminación de las aguas superficiales y subterráneas (Hogjian et al, 2017). Este tipo de sistemas tienen ineficiencias hidráulicas como zonas muertas o cortos circuitos, que limitan su buen desempeño (Picado, 2016), por lo cual es relevante mejorar la configuración de estas unidades de tratamiento. Esta investigación aborda el efecto de modificaciones en dos tipologías de tanques sépticos con filtro anaerobio (FAFA) para el tratamiento de aguas residuales domésticas. La optimización consiste en: ampliación de la tubería de entrada y salida al ancho de la sección transversal, la instalación de pantallas deflectoras en los tanques sépticos y el cambio del medio filtrante del FAFA de piedra a medio plástico el cual tiene mayor porosidad. Se evaluó el efecto de la optimización mediante prueba de trazadores para el comportamiento hidráulico, y pruebas de calidad de agua en términos de pH, Temperatura, DBO y SST. Los resultados mostraron que los tanques sépticos modificados son un buen sistema de tratamiento, obteniendo eficiencias medias de 39% en DBO y 73% SST para el tanque séptico con FAFA individual mientras que para el tanque séptico con FAFA integrado se presenta eficiencias de 51% DBO y 88% SST. En términos económicos, considerando los beneficios ambientales junto con los de operación y de mantenimiento, la aplicación de estas modificaciones generan relaciones de costo beneficio positivas que viabilizan la implementación de estas mejoras.

Palabras clave: Tanque Séptico, FAFA, Optimización, Aguas Residuales, Sistemas Individuales

ABSTRACT

In Costa Rica, 76.9% of the Costa Rican population uses septic tanks as the primary method of domestic wastewater treatment (Twenty-Second State of the Nation, 2016). Despite the wide coverage of treatment of this type of systems, it is estimated that between 10% and 20% of septic systems malfunction, resulting in contamination of surface and groundwater (Hogjian et al, 2017). This type of systems have hydraulic inefficiencies as dead zones or short-circuits, which limit their good performance (Picado, 2016), so it is relevant to improve the configuration of these treatment units. This investigation addresses the effect of modifications in two types of anaerobic filter septic tanks (FAFA) for the treatment of domestic wastewater. The optimization contemplates: expansion of the inlet and outlet piping to the width of the cross section, the installation of baffle screens in the septic tanks and the change of the filter medium in the anaerobic stone filter to plastic medium which has greater porosity. The effect of the optimization was evaluated by means of tracer test for the hydraulic behavior, and water quality tests in terms of pH, Temperature, DBO and SST. The results that the modified septic tanks are a good treatment system, obtaining average efficiencies of 39% in DBO and 73% SST for the septic tank with individual FAFA while for the septic tank with integrated FAFA there are efficiencies of 51% DBO and 88% SST. In economic terms, considering the environmental and operation and maintenance benefits, the application of these modifications generate positive cost-benefit relationships that make the implementation of these improvements viable.

Key words: Septic Tank, FAFA, Optimization, Wastewater, Individual System.

1 INTRODUCCIÓN

La sostenibilidad en la gestión de los recursos hídricos se está convirtiendo día a día más necesaria, debido a sus niveles de contaminación y el aumento de la escasez de agua. El medio ambiente está experimentando continuamente fenómenos altamente estresantes relacionados con plantas de tratamiento de aguas residuales deficientes o inexistentes, comprometiendo la accesibilidad al agua y al saneamiento con problemas de salud derivados (Libralato, 2012). Proporcionar tratamiento de aguas residuales fiable y asequible en las zonas rurales es un desafío en muchas partes del mundo, particularmente en los países en desarrollo. Un enfoque centralizado del tratamiento de aguas residuales ha sido la solución aceptada a nivel mundial durante muchas décadas, pero si bien este enfoque es factible para mantener la higiene urbana, no es viable en poblaciones dispersas en constante crecimiento y con una escasez de agua en todo el mundo asociado tanto a cantidad como calidad, por lo cual se requiere mantener en perspectiva la descentralización (Opher, 2016). Los problemas y limitaciones más significativos, de los sistemas de tratamiento centralizados inciden principalmente en que son muy costosos de construir y operar, fundamentalmente en las zonas con baja densidad de población y viviendas dispersas (Massoud, 2009).

Para enfrentar este problema, la descentralización en el tratamiento de las aguas residuales, es cada vez más reconocida como una forma potencialmente adecuada de contribuir a la reducción de la población mundial sin acceso a un suministro de agua potable o sin saneamiento adecuado (Libralato, 2012). Según la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA, 2004) los sistemas descentralizados de gestión de aguas residuales son apropiados para comunidades de baja densidad con condiciones de sitio variables y son más rentables que los sistemas centralizados. Entre los sistemas descentralizados más utilizados a nivel mundial se encuentran los tanques sépticos convencionales, diseños avanzados de sistemas in situ u otros sistemas terrestres. (Massoud, 2009).

Los sistemas de tanques sépticos son los sistemas descentralizados más utilizados para el tratamiento in situ y la eliminación de aguas residuales domésticas en todo el mundo. Su uso es particularmente común en áreas rurales donde la conexión al sistema de red de

alcantarillado principal no está disponible, o no es práctico y muy costoso. En el Reino Unido, sólo el 4% de la población es atendida por este tipo de sistemas, pero más de un tercio de las viviendas en Irlanda (400.000) las utilizan. Aproximadamente el 13% de la población australiana y el 25% de los hogares en los Estados Unidos también son atendidos por este tipo de sistemas (Richards, Paterson, Withers, & Marc, 2016). Según el vigésimo segundo estado de la nación (2016), el 76,9% de la población costarricense usa el tanque séptico como método primario.

Sin embargo, se estima que entre el 10% y el 20% de los sistemas sépticos funcionan mal, lo que resulta en contaminación de las aguas superficiales y subterráneas (Hogjian, Weiwei, Zang, Williams, & Bo, 2017). Este tipo de sistemas sufren una serie de problemas comunes asociados principalmente con la mala ubicación, el mantenimiento deficiente o el inadecuado diseño del sistema. (Bultler & Payne, 1995). Además, el funcionamiento de los tanques sépticos se ve directamente afectado, debido a las condiciones hidráulicas de un fluido; como las zonas muertas o los cortos circuitos, que imposibilitan un desempeño estable. (Picado, 2016)

Dada la amplia cobertura de tratamiento de este tipo de sistemas descentralizados, el principal objetivo de este trabajo es la optimización de su desempeño tanto para unidades nuevas, como para sistemas de tanques sépticos existentes, mediante mejoras en la configuración de la entrada y salida, inclusión de pantallas deflectoras y cambios en los medios filtrantes de los FAFA, y así incrementar la eficiencia de remoción de este tipo de sistemas.

2 OBJETIVOS

2.1.1 Objetivo general

Evaluar optimizaciones hidráulicas de sistemas de tratamiento individuales de aguas residuales.

2.1.2 Objetivos Específicos

- Identificar el desempeño hidráulico de modelos de sistemas individuales optimizados.
- Caracterizar la eficiencia de remoción de 2 modelos de sistemas individuales de tratamiento de aguas residuales optimizados.
- Evaluar el costo-beneficio de los modelos de tanque séptico optimizados en comparación con modelos convencionales comercializados actualmente.

3 REVISION DE LITERATURA

3.1 TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Los sistemas para el tratamiento de aguas residuales consisten en una o varias unidades sencillas o especializadas, que por etapas consecuentes mejoran la calidad del agua, quitándole los elementos contaminantes que se le agregaron, antes de hacer su vertido o descarga en el medio circundante a la vivienda o del asentamiento; reduciéndose significativamente el impacto negativo que se podría producir al ambiente. (Rosales, 2008). Es decir todo sistema de tratamiento de aguas residuales debe estar diseñados para devolver el agua residual renovada al medio ambiente de una manera que proteja la salud pública y los recursos naturales (Anderson & Richard, 2000).

3.1.1 Parámetros para la evaluación del tratamiento de aguas residuales

El Rendimiento del tratamiento de aguas residuales se evalúa generalmente mediante la medición de la eliminación de contaminantes de la corriente de aguas residuales. Cinco parámetros se utilizan normalmente como una medida general del rendimiento del tratamiento y la calidad del efluente asociado con todos los sistemas de tratamiento de aguas residuales. Estos parámetros incluyen: demanda bioquímica de oxígeno (BOD₅), sólidos suspendidos totales (SST), Nitrógeno total (NT), Fosforo total (PT) y bacterias coliformes fecales (Anderson & Richard, 2000)

La Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), es un parámetro usado para estimar la cantidad de oxígeno requerido para estabilizar los materiales orgánicos biodegradables por una población heterogénea de microorganismos, es un parámetro no bien definido que ha sido utilizado por muchos años al asignar una demanda de oxígeno a las aguas residuales. (Barba, 2002)

Los Sólidos Suspendidos Totales (TSS), es una medida de la concentración de materiales sólidos no disueltos, estas partículas se definen por su imposibilidad de ser separadas de la muestra de aguas usando un filtro (Subdirección de Hidrología, 2007)

La TN y TP son medidas de las concentraciones de los nutrientes, N y P, en las aguas residuales. (Anderson & Richard, 2000)

La densidad de población de bacterias coliformes fecales es una medida que se utiliza como un indicador de la posibilidad de aparición de bacterias patógenas de origen entérico en los efluentes de aguas residuales. Se considera que niveles bajos de coliformes fecales son buenos indicadores de la ausencia de estos organismos patógenos. (Cortes, 2003).

Cuando se habla de procesos de tratamiento de aguas residuales, se definen típicamente varios niveles, basados en la eliminación de los parámetros anteriormente mencionados. Los niveles de tratamiento de aguas residuales son: tratamiento primario, tratamiento secundario y tratamiento avanzado (Anderson & Richard, 2000).

El tratamiento primario elimina los sólidos gruesos procedentes de la corriente de desechos y la mayoría de los sólidos sedimentables, así como grasas, aceites y otros sólidos flotantes. El tratamiento primario proporciona un efluente parcialmente clarificado, pero no elimina todos los sólidos en suspensión, los materiales orgánicos disueltos, u otros contaminantes solubles de la corriente de aguas residuales ((Nathason, 2016).

El tratamiento secundario utiliza procesos biológicos para atrapar la materia orgánica disuelta, que no se logró recolectar en el sistema primario. Los microorganismos consumen la materia orgánica como alimento, y la transforman en gases, biomasa, agua y energía. El tratamiento secundario puede eliminar hasta el 85% de la DBO₅ y los sólidos suspendidos totales. (Malik & Fies, 2014)

Tratamiento de aguas residuales avanzada proporciona una mayor eliminación de DBO y SST y también la eliminación de los nutrientes de la corriente de aguas residuales. En general, los procesos de aguas residuales avanzados pueden proporcionar la reducción de más de un 95% para DBO₅ y SST y mayor que el 90% para TN y TP. Un proceso de desinfección para reducir constituyentes microbianos se incluye en estos sistemas de

tratamiento, que descargan las aguas residuales tratadas sobre el suelo o a las aguas superficiales (Anderson & Richard, 2000).

Los procesos fundamentales usados en todos los sistemas de tratamiento de aguas residuales para alcanzar estos niveles de tratamiento se definen como físicos, químicos y biológicos. La mayoría de los sistemas de tratamiento de aguas residuales, incluyen combinaciones de estos procesos de tratamiento (Malik & Fies, 2014).

Para el tratamiento de aguas residuales se utilizan sistemas centralizados que recolectan y tratan grandes volúmenes de aguas residuales para grandes comunidades, y plataformas industriales / residenciales. Este tipo de tratamiento centralizado usa tuberías grandes, sistemas de bombeo, varias rutas de acceso, construcciones, equipos e instalaciones de tratamiento / tecnologías adecuadas, lejos de la fuente de generación de aguas residuales. Por otro lado están los sistemas descentralizados que recolectan, tratan y eliminan individualmente, o reutilizan in situ las aguas residuales tratadas en, o cerca de la fuente de generación (Zaharia, 2017).

3.2 TANQUE SEPTICO

3.2.1 Antecedente

El tanque séptico (TS) es el sistema de tratamiento descentralizado más utilizado a pequeña escala para aguas pardas y aguas grises (Alth, 1992). Este sistema tiene su origen en Francia donde fue diseñado y construido por John Mours en 1860 (Cooper, 2005). Su intención era retener la materia orgánica contenida en el agua residual, evitando así la obstrucción de la fosa adsorbente o que el suelo se saturara o impermeabilizara dificultando la infiltración de los líquidos (PROSAB, 1999). Se trata de un tanque de sedimentación de forma rectangular o cilíndrica. El primer prototipo fue fabricado con material de ladrillo u hormigón compuesto por una cámara rectangular conectada con un tubería de arcilla de entrada (que recibe el influente de la casa) y una tubería de salida (que descarga el efluente); una representación gráfica del concepto de Mours se presenta en la Figura 3.1. Aproximadamente 10 años después John Mours desmanteló la unidad y para su asombro

encontró que el tanque se encontraba con poco material sólido orgánico y sólo contenía efluentes líquidos y una capa de grasas (Richards et al, 2016).

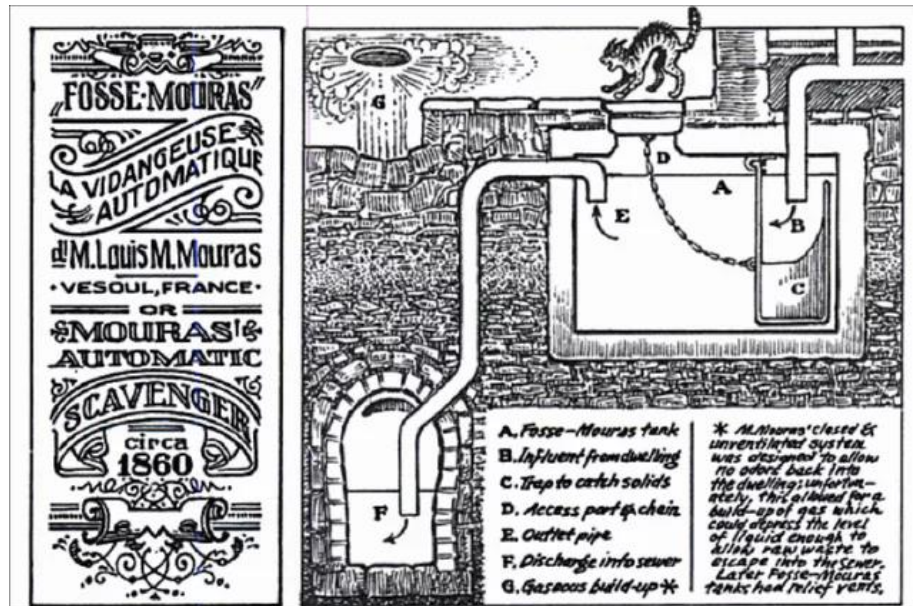


Figura 3.1. Tanque séptico original de 1860 (Fuente: Wilkinson, D.J., 2018)

El sistema fue ampliamente promovido; la asociación de ingenieros sanitarios de los Estados Unidos, mediante reportes de salud pública, promueven el sistema como un mecanismo seguro y de simple construcción para el manejo de las aguas residuales domésticas (Crohurst, 1920). La Figura 3.2, presenta la propuesta difundida mediante estos reportes.

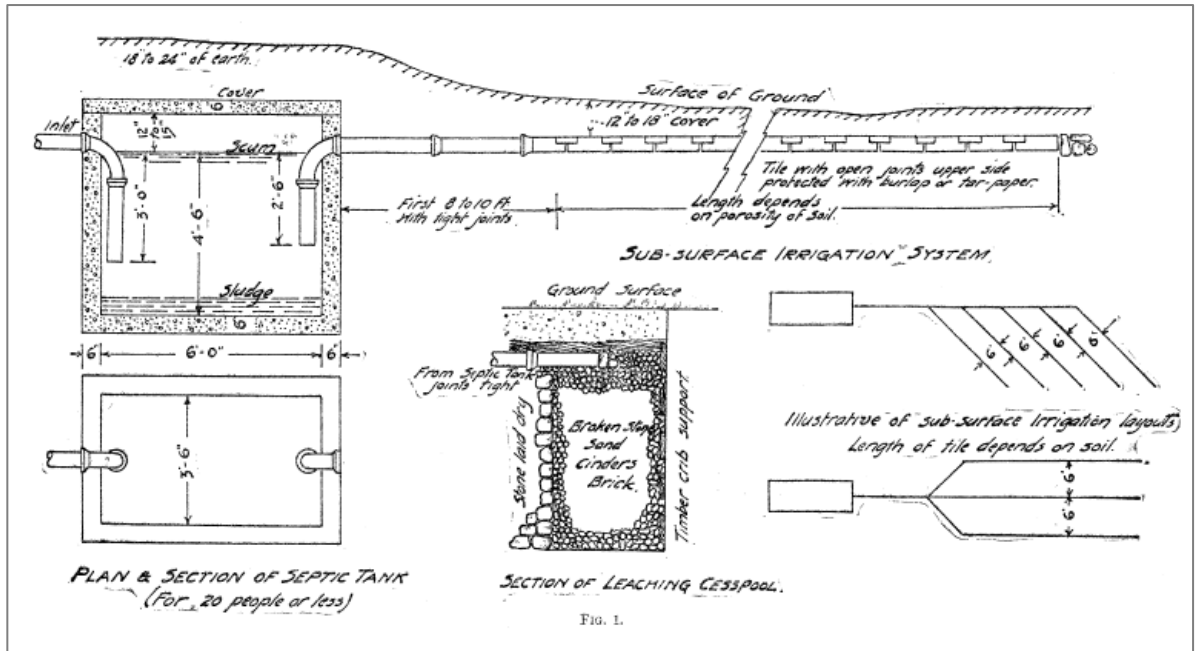


Figura 3.2. Planta y corte de tanques sépticos promovidos en manuales de salud pública estadounidenses (Fuente: Crohurst, 1920)

Este concepto de la configuración del tanque séptico se mantiene hasta la actualidad. En Costa Rica el diseño del tanque séptico, es realizado bajo los lineamientos establecidos en el código de Instalaciones Hidráulicas y Sanitarias en Edificaciones del colegio Federado de Ingenieros y Arquitectos, 2017 los cuales tienen el mismo esquema del tanque séptico de los manuales de 1920 (Ver Figura 3.3).

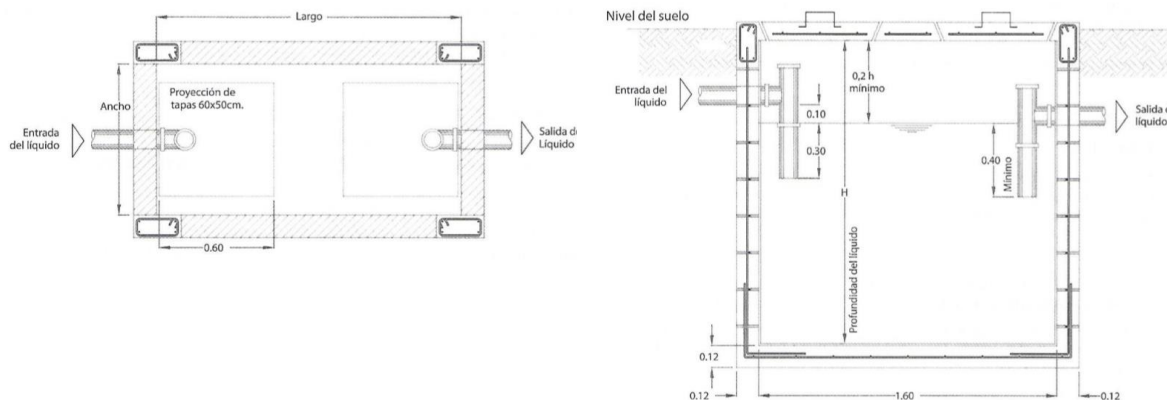


Figura 3.3. Vista en planta y corte tanque séptico código de Instalaciones Hidráulicas y Sanitarias en Edificaciones del Colegio Federado de Ingeniero y Arquitectos, 2017

Este código, establece una metodología para el cálculo del volumen del tanque y recomienda una serie de combinaciones de dimensiones para tanque sépticos rectangulares. Además, establece que la mínima dimensión de la planta permitida, es de 60 cm y que la profundidad de líquidos debe ser mayor que 0,75 m y menor de 1,75 m. Se exige un espacio libre sobre el nivel del líquido de 20% de la profundidad para permitir la flotación de las natas, además que la configuración de entrada y salida del tanque debe ser en forma de T. La configuración de entrada debe penetrar al menos 7,5cm bajo el nivel del agua y nunca bajo el nivel de la configuración de salida, la cual debe penetrar bajo el líquido al menos un 40% para fosas con paredes verticales y un 35% para fosas cilíndricas. La configuración de salida debe prolongarse sobre el nivel del agua hasta unos 5 cm bajo el nivel de la losa superior del tanque.

Los tanques sépticos actualmente se construyen generalmente de concreto, fibra de vidrio, polietileno, ferro cemento, plástico y de bloques de concreto y están disponibles como unidades prefabricadas.

3.2.2 Funcionamiento de la unidad de tratamiento

Las principales funciones de los tanques sépticos son: la eliminación de los sólidos de las aguas residuales, la acumulación y el almacenamiento de lodos, la descomposición de material sólido en un proceso anaeróbico y finalmente descargar el efluente parcialmente tratado para su posterior tratamiento (Environment Alliance PPGA, 2006).

Esos sistemas generalmente están diseñados para tratar agua residual durante un tiempo de retención hidráulico (TRH) mínimo de 32 o 72 horas, lo que permite la separación de partículas suspendidas (Constantino et al, 2015). En este tipo de sistemas, como se muestra en la Figura 3.4, los sólidos flotantes, las grasas y los aceites tienden a acumularse en la superficie, en donde una capa flotante de espuma o nata mientras que los lodos se sedimentan en el fondo del tanque los cuales deben ser extraídos periódicamente para que el tiempo de retención del tanque, necesario para sus diferentes funciones, no disminuya (Méndez, 2007).

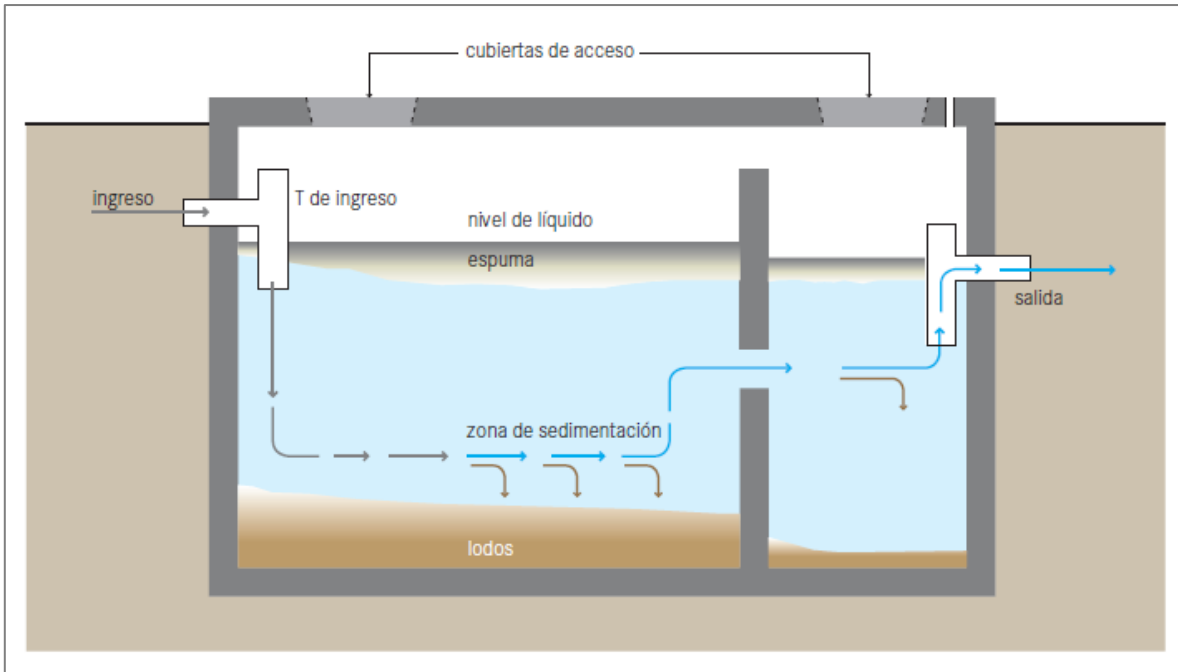


Figura 3.4. Diagrama de estratificación en tanque séptico (Fuente: Tilley et al., 2014)

Para este tipo de sistemas de tratamiento se reportan eficiencias en la remoción de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5) entre 46-68% y de 30 a 81% para Sólidos Suspendidos Totales (SST) (Bitton, 2005). Con la finalidad de reducir las concentraciones de materia orgánica, nutrientes y patógenos, así como de evitar la contaminación del agua subterránea, se recomiendan tratamientos posteriores del efluente tales como los filtros Anaerobio de flujo Ascendente (FAFA) y humedales, entre otros.

3.3 FILTRO ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE (FAFA)

Un filtro anaeróbico es un proceso de crecimiento adherido que inmoviliza los microorganismos en la superficie del material de embalaje para construir biofilms (Sanchez & Cardona, 2009). Por lo tanto, la forma de capturar y retener la biomasa activa, dentro de la matriz del filtro efectiva es un factor crítico que determina el rendimiento y la robustez de un reactor filtro anaerobio (Joa, Kima, Hwangb, & Lee, 2015). En un FAFA las condiciones de flujo no ideal en los reactores afectan su desempeño; las causas más comunes son cortos circuitos, zonas muertas y recirculación interna por corrientes cinéticas y/o de densidad (Anderson & Richard, 2000).

El FAFA como se muestra en la Figura 3.5 está constituido por un tanque que contiene material de relleno inerte que forma un lecho fijo. Utilizar un material de embalaje adecuado es importante para el rendimiento de los filtros anaeróbicos. Las características fisicoquímicas más relevantes de los medios de filtro son: la porosidad y área superficial específica; estos parámetros tienen efectos significativos en la unión de la biomasa. Recientemente, se han hecho intentos crecientes de reciclar subproductos industriales o desechos como material de embalaje del reactor y de este modo hacer el proceso más económico y ambientalmente factible. Algunos materiales que se han utilizado como lecho de este tipo de filtro son: guijarros, conchas, bloques de madera, láminas de caucho, anillos de plástico, caucho granulado de carbón activo, y el neumático (Jo, JAAI, Hwang, & Lee, 2015).

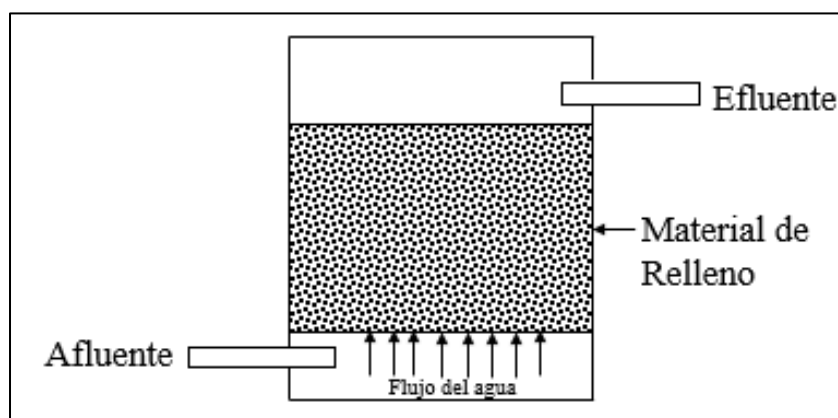


Figura 3.5. Diagrama de Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente (FAFA).

Carmago et al. (2001), realizaron experimentos utilizando filtros anaeróbicos llenos de anillos de bambú, cáscaras de coco y ladrillos de cerámica, y concluyeron que el uso de este tipo de materiales era una muy buena opción de tratamiento de aguas residuales para pequeñas comunidades que tenían baja densidad de población, porque resultaron sencillos de construir y de bajo costo.

Cruz et al. (2013) encontraron que la cáscara de coco podría ser utilizada como los materiales de carga de los filtros anaeróbicos, debido a su alta resistencia a la degradación biológica. Además, cáscaras de coco tienen valores más robustos de volumen vacío cama y

área superficial que otros materiales de bajo costo que se emplean típicamente, tales como anillos de piedra y bambú trituradas.

Otro sistema muy utilizado son los sistemas de filtros de arena intermitentes los cuales presentan reducciones significativas de la DQO, SST, bacterias coliformes y virus. Este tipo de reactor permite la eliminación de casi el 88% de los sólidos en suspensión y 76% de la DBO₅. (Tonon, Tonetti, Coraucci, & Camargo, 2015).

Entre las ventajas de los filtros anaerobios de flujo ascendente, es que son reactores con aportes muy bajos de lodo y consisten en tratamientos cuyo funcionamiento no consume electricidad para ser ejecutado. Este tipo de filtro, tiene la capacidad de resistir a variaciones de caudal del afluente sin que exista una pérdida de los sólidos que componen la materia biológica y orgánica que se adhiere a las biopelículas. (Andrade, Melo, & Lucas, 2001).

3.4 COMPORTAMIENTO HIDRÁULICO DE LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

La hidráulica y la hidrodinámica del flujo se encuentran entre los factores más importantes en el diseño y operación de diferentes sistemas de tratamiento de aguas residuales. Las características hidráulicas del flujo de aguas residuales pueden ser factores importantes en la determinación de las especificaciones y dimensiones de las diferentes unidades de una planta de tratamiento. (Metcalf, Burton, & Stensel, 2003). Algunos parámetros determinantes en el funcionamiento óptimo del sistema de tratamiento son: el tiempo de retención hidráulica (TRH), el tipo y distribución de materiales en un reactor, la eficiencia volumétrica del reactor, la cantidad de espacio muerto hidráulico, la existencia de cortocircuito en el reactor y, en última instancia, el tipo de régimen de flujo. Estos parámetros dependen directamente del sistema hidráulico de flujo. (Hassanvand & Alighardashi, 2017).

3.4.1 Estructuras de Entrada y Salida

La configuración de una entrada y de salida de un reactor puede tener un impacto importante en el funcionamiento con el tiempo de retención, la mezcla y la calidad del agua. (Gomez, 2014). Un enfoque integral del diseño del tanque debe incluir la geometría de entrada y salida del agua, porque juntos determinarán el patrón de flujo. (Oca, Masaló, & Reig, 2003). Algunos aspectos de importancia en la configuración de entrada - salida incluyen: la separación entre las mismas, la altura, el diámetro de las tuberías y la orientación (Crittenden, Trussell, Hand, Howe, & Tchobanoglous, 2012)

La estructura de entrada en los tanques de sedimentación debe suministrar un patrón de flujo uniforme a través de una zona de mínima circulación. Por lo tanto, la determinación de las características de flujo y de mezcla es esencial para predecir la eficiencia de tanque. (Rostami, Shahrokhi, Said, Abdullah, & Syafaln, 2011).

La energía del afluente debe ser disipada en la zona de entrada y esto se consigue seleccionando la mejor posición, configurando la entrada o con el uso de deflectores en la zona de entrada (Prakash & Cleary, 2011). La mejor posición para la entrada está en la profundidad media del tanque, y las entradas en la parte inferior del tanque son más eficientes que las entradas en la superficie. (Tamayol, Firoozabadi, & Ahmadi, 2008). Una entrada en expansión sobre toda la anchura del tanque, posicionada en la parte inferior, y con una altura relativamente baja de abertura, reduce el potencial de flujo de energía, obteniendo así un flujo más uniforme. (Kebs, Vischer, & Gujer, 1995). Además la existencia de dos o tres aberturas como entradas tiene un papel significativo en la uniformidad del flujo desde la entrada, disminuyendo tanto la energía cinética de la turbulencia como el tamaño de la zona de circulación ((Rostami, Shahrokhi, Said, Abdullah, & Syafaln, 2011).

Con respecto a la ubicación de la tubería de salida, no debe ubicarse en el fondo del tanque, con el fin de evitar que se arrastren los sedimentos del interior del tanque a las tuberías de distribución. (Agency, 2011). Por último, modificaciones como la reducción del diámetro de la tubería de entrada aumentará la velocidad y la energía cinética del agua entrante en el depósito (Gomez, 2014).

3.4.2 Tiempo de Retención

El tiempo de retención (TR) es un parámetro tradicionalmente utilizado para el diseño de reactores y se calcula dividiendo el volumen del tanque entre el caudal de ingreso de aguas residuales. Es el tiempo que tardaría una partícula cualquiera del fluido en entrar y salir de la unidad, en el cual todas las partículas del fluido evolucionaran en la misma forma (Crittenden, Trussell, Hand, Howe, & Tchobanoglous, 2012). En la práctica, es difícil que esto ocurra, debido a las condiciones hidráulicas del fluido, (zonas muertas, cortos circuitos, entre otras) las cuales hacen imposibles las condiciones de flujo estable (Gomez, 2014).

3.4.3 Modelos de Flujo

En general, se pueden definir dos flujos ideales para reactores: el flujo pistón y el flujo de mezcla completa (Oca, Masaló, & Reig, 2003).

El flujo de mezcla completa se presenta en un tanque reactor dotado de un mecanismo de agitación que garantiza un mezclado que haga que toda la mezcla sea uniforme. Un reactor de mezcla completa opera en forma continua, es decir, los flujos de entrada y salida son permanentes. (Mihekcic & Zimmerman, 2012). La materia entrante es mezclada de manera instantánea y homogénea dentro del reactor, con lo cual se produce una concentración (masa/volumen) en el interior del reactor que también es igual a la concentración de salida. (Pérez & Torres, 2008).

Cuando se presenta el flujo pistón, el líquido fluye por el reactor, se mezcla en dirección radial, pero la mezcla no ocurre en la dirección del eje. Es decir, cada recarga de fluido hecha por el pistón se considera una entidad separada que va bajando por la tubería (Mihekcic & Zimmerman, 2012). Sin embargo, el tiempo transcurre a medida que el fluido (líquido o gas) se mueve corriente abajo (Pérez & Torres, 2008).

3.4.4 Velocidad de Flujo

La velocidad en los tanques de sedimentación debe ser lo más bajo posible y el perfil de velocidad debe ser uniforme para lograr altas tasas de asentamiento de sedimentos. La estructura de entrada debe ser diseñada para reducir la velocidad y producir perfiles de velocidad más uniforme en los tanques. (Rostami, Shahrokhi, Said, Abdullah, & Syafaln, 2011).

3.4.5 Energía Cinética

Otro parámetro importante en un reactor es la energía cinética, y tiene una gran importancia en la sedimentación de partículas. Una forma de reducir la energía cinética es con el uso de deflectores en los tanques de sedimentación, y así llegar a la condición de fluido uniforme. En esta situación, las partículas suspendidas tienen más posibilidades de ser eliminadas con una velocidad constante en un corto período de tiempo. La estructura de entrada minimiza la energía cinética dentro de los tanques. (Rostami, Shahrokhi, Said, Abdullah, & Syafaln, 2011)

3.4.6 Cortos Circuitos

Un corto circuito se caracteriza por un segmento de la corriente de fluido con un tiempo de residencia considerablemente más corto que el tiempo medio de residencia hidráulica, hasta aproximarse a un tiempo de retención igual a cero (Crittenden, Trussell, Hand, Howe, & Tchobanoglous, 2012). Un corto circuito se desarrolla dentro del reactor debido a un diseño deficiente

3.4.7 Flujo Uniforme

Es necesario disponer de campo de flujo uniforme y tranquilo para mejorar la eficiencia del tanque de sedimentación. El patrón de flujo uniforme puede ayudar al asentamiento de las partículas con una velocidad constante durante corto tiempo (Tamayol,

Firoozabadi, & Ahmadi, 2008) (Shahrokhi, Rostami, Md Dicho, & Sabbagh, 2012). La no uniformidad del campo de velocidades se produce como resultado las zonas muertas en el tanque de sedimentación y la formación de la región de velocidad uniforme que conduce las partículas suspendidas para ser retiradas fácilmente. (Prakash & Cleary, 2011)

3.4.8 Zonas Muertas

Las zonas de circulación también se denominan zonas muertas en los tanques. Estas regiones ocupan un volumen considerable en los tanques y por lo tanto el volumen efectivo para el sistema de tratamiento disminuye. Por causa de estas zonas, las partículas suspendidas no tienen espacio suficiente para la sedimentación (Tamayol, Firoozabadi, & Ahmadi, 2008). La existencia de grandes regiones de circulación puede reducir el rendimiento del tanque, creando problemas de mezcla de alto flujo y haciendo que la sedimentación óptima de partículas disminuya. (Shahrokhi, Rostami, Md Dicho, & Sabbagh, 2012).

3.5 SEDIMENTACION

La sedimentación es el proceso de eliminación de partículas en suspensión a partir del asentamiento por gravedad (Rostami, Shahrokhi, Said, Abdullah, & Syafaln, 2011). Los tanques de sedimentación comprenden uno de los componentes más importantes de cualquier planta de tratamiento de aguas residuales. Por lo tanto, es crucial que el tanque de sedimentación funcione a su máximo potencial (Shahrokhi, Rostami, Md Dicho, & Sabbagh, 2012). En estos tanques, el agua turbia de baja velocidad avanzará a través de la longitud del tanque, y la partícula en suspensión tendrá suficiente tiempo para asentarse. (Shahrokhi M. , Rostami, Said, & Syafalni, 2013). El transporte de partículas en suspensión desde la entrada a varios puntos de la zona de sedimentación se rige por la hidrodinámica y turbulencia del flujo (Shahrokhi M. , Rostami, Md Dicho, & Sabbagh, 2012).

Los tanques de sedimentación pueden ser rectangulares con flujo horizontal o circular con los patrones de flujo radial (Rostami, Shahrokhi, Said, Abdullah, & Syafaln, 2011). El campo de flujo en los tanques de sedimentación es turbulento, y tal turbulencia afecta a la

concentración de partículas y su asentamiento. Por lo tanto, si la turbulencia no se predice correctamente, puede causar la re suspensión de partículas que se han asentado. (Shahrokhi M. , Rostami, Md Dicho, & Sabbagh, 2012). De hecho, muchos factores afectan claramente la capacidad y el rendimiento de un tanque de sedimentación, por ejemplo la tasa de carga de solidos tipo de depósito, el mecanismo de eliminación de sólidos, diseño de entrada, etc. (Asgharzadeh, Firoozabadi, & Afshin, 2011).

En general, los tanques de sedimentación se caracterizan por varios fenómenos hidrodinámicos, tales como las cascadas de densidad, las corrientes de retorno de corriente y la superficie inferior, además son sensibles a las fluctuaciones de temperatura y los efectos del viento. (Goula, Kostoglou, Karapantsios, & Zouboulis, 2003), Por otro lado, se puede obtener un alto rendimiento en el tanque de sedimentación si se reduce al mínimo el volumen de la zona de circulación, o cuando la zona muerta se divide en partes más pequeñas. (Shahrokhi M. , Rostami, Md Dicho, & Sabbagh, 2012)

En la sedimentación de alta tasa el flujo en la zona de sedimentación se dirige a través de placas o tubos paralelos inclinados. Esto elimina virtualmente patrones de flujo inestables y corrientes de mezcla, que inhiben grandemente la sedimentación de sólidos. Además de mejorar las condiciones de flujo laminar, las superficies inclinadas de las placas reducen la distancia que las partículas necesitan para viajar antes de asentarse. Las partículas comienzan a aglomerarse tan pronto como golpean la superficie de la placa, como se muestra en la Figura 3.6. Las partículas aglomeradas recién creadas se asientan mucho más rápidamente que las partículas finas y se deslizan a lo largo de la superficie de sedimentación, moviéndose hacia el fondo del sedimentador para su recolección y descarga. El área de superficie eficaz para la sedimentación de las partículas en los separadores por gravedad mejorada se incrementa por las placas inclinadas, dando tales sistemas un área más pequeña que los tanques convencionales. (Tarpagkou & Pantokratoras, 2014).

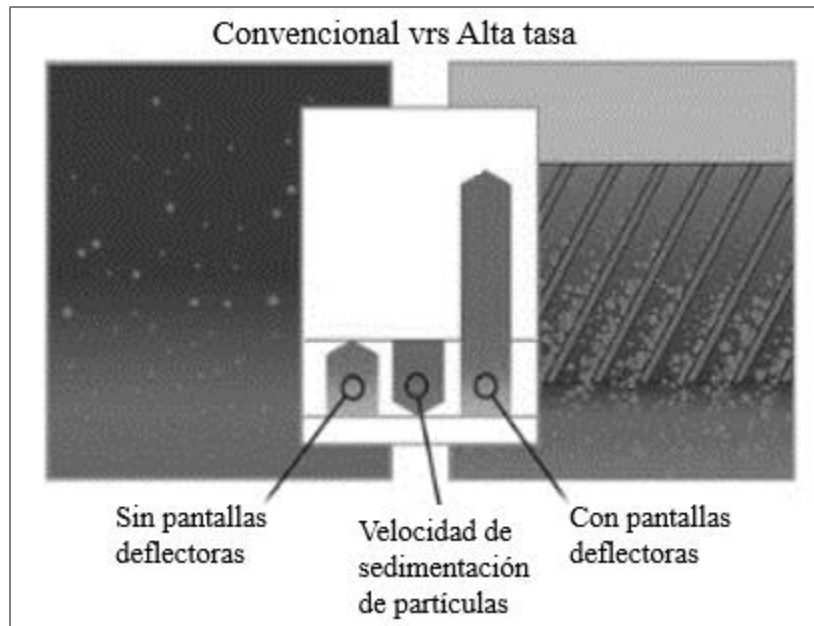


Figura 3.6. Comportamiento de las partículas en la solución de convencional en comparación con los separadores por gravedad mejorada. (Fuente: Tarpagkou & Pantokratoras, 2014)

4 METODOLOGIA

4.1 DESCRIPCIÓN ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en la sede central del Instituto Tecnológico de Costa Rica (ITCR) ubicada en Cartago, cuya temperatura según el Instituto Meteorológico Nacional de Costa Rica (2018) varía entre 17,5 - 22,5°C. Los tanques sépticos fueron instalados en la zona destinada al tratamiento de las aguas residuales del ITCR. La ubicación de los tanques sépticos se presenta en la Figura 4.1.

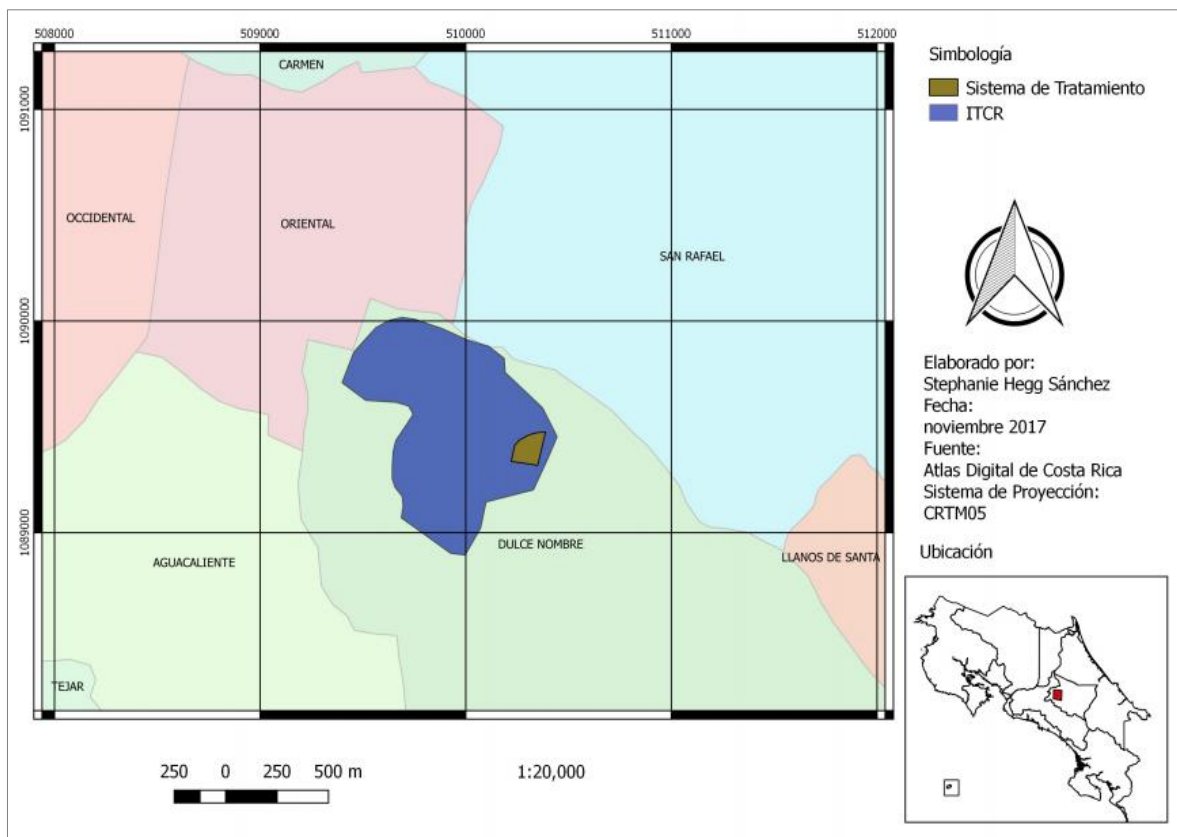


Figura 4.1. Localización del sistema de tratamiento en estudio.

4.2 Descripción de los sistemas individuales de tratamiento de aguas residuales.

Se evaluaron dos prototipos de sistemas individuales de tratamiento con sus respectivas réplicas, un tanque séptico individual TS1A y su réplica TS1B con un FAFA independiente FA y su réplica FB. El otro sistema es un tanque séptico con FAFA integrado (TS+FA y TS+FB) los cuales fueron alimentados con agua residual doméstica.

4.2.1 Configuración tanque séptico y FAFA independiente

El sistema de tanque séptico con FAFA independiente, está conformado por dos unidades de tratamiento. La primera unidad de tratamiento (TS1A y TS1B) se desempeña como zona de sedimentación y digestión de lodo cuyo volumen es de $1,067 \text{ m}^3$ (Ver vista en corte en Figura 4.2) y la segunda unidad de tratamiento (FA y FB) funciona como una unidad de pulido en remoción de DBO y retención de sólidos y su volumen es de $0,2286 \text{ m}^3$ (Ver vista en corte en Figura 4.3). El esquema completo de cada uno de los sistemas se presenta en el apéndice 1.

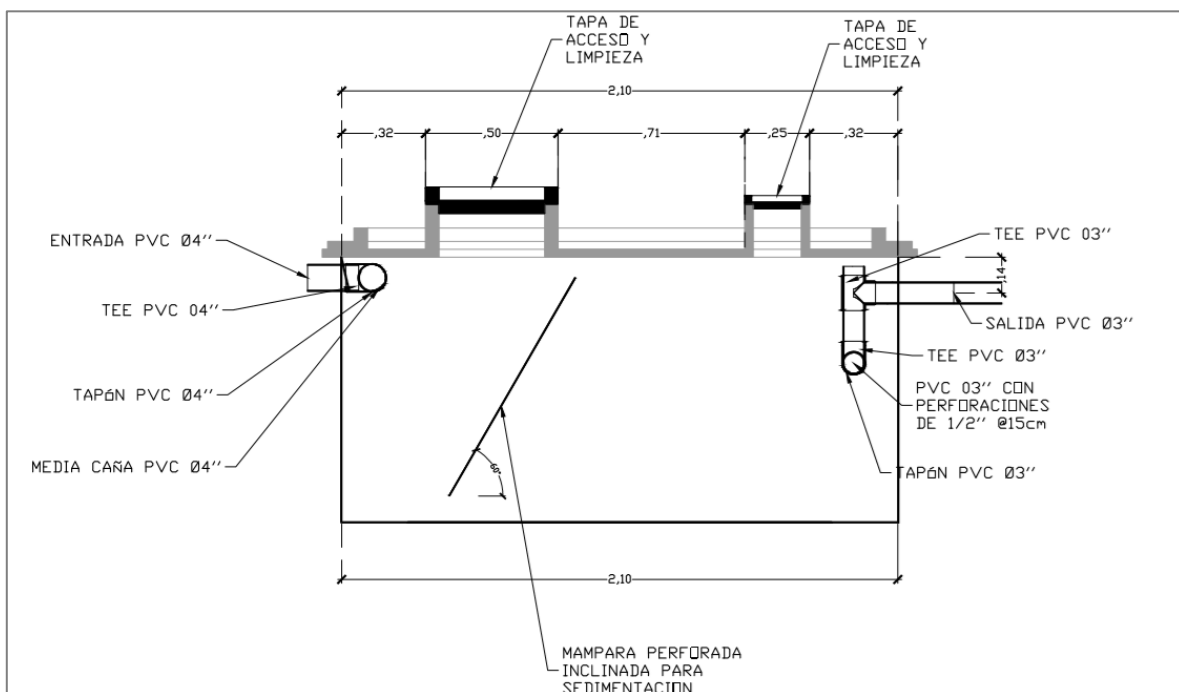


Figura 4.2. Vista en Corte tanque séptico optimizado

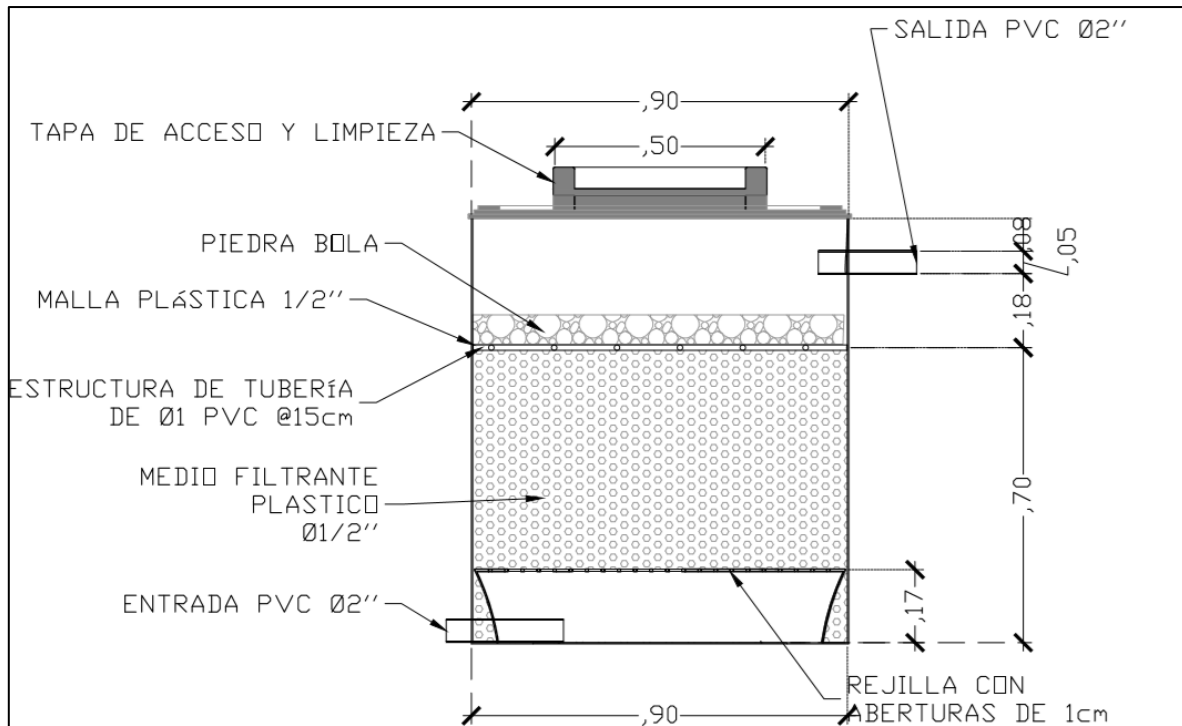


Figura 4.3. Vista en corte FFAFA con tapas plásticas como material filtrante

El tanque séptico optimizado, como se observa en la Figura 4.2, cuenta con una pared deflectora inclinada, cuya función es mejorar la sedimentación al reducir la altura de viaje de las partículas en suspensión. Cabe resaltar que por solicitud de la contraparte del proyecto, a este tanque se le instaló una sola pantalla, de tal forma que el sistema no incrementara los costos notablemente y no perdiera competitividad en el mercado. El ángulo de inclinación de la placa es de 60 grados con respecto a la proyección horizontal, esta inclinación en la pantalla a la vez que optimiza la sedimentación, y según Arboleda, 2000 placas con ángulo de 60° estimulan la auto limpieza de las placas, de tal forma que cuando el lodo acumulado sobre ella sea demasiado pesado, el caerá al fondo del tanque, junto con el resto de lodo acumulado.

Esta unidad cuenta con configuraciones de entrada y salida del agua en forma de “T”, con el fin de que el agua se distribuya en todo el ancho de la unidad y reducir la presencia de cortos circuitos y zonas muertas, a las que se tienden con alimentaciones o salidas en un solo punto. La entrada se concibe como un tubo a media caña, para que no tener obstrucciones por sólidos gruesos, la salida es una tubería perforada con orificios como se presenta en la Figura 4.4.

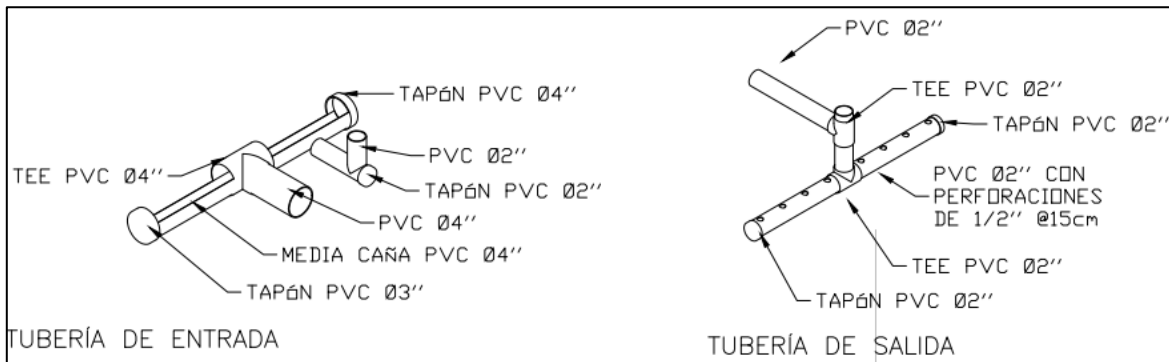


Figura 4.4. Configuración de entrada y salida de los tanques optimizados

La segunda unidad de tratamiento, el FAFA (Figura 4.3, se rellenó con un medio de tapas plásticas, de forma típica como se muestra en la Figura 4.5, con una superficie específica alta ($223\text{m}^2/\text{m}^3$), para proporcionar un área superficial para el crecimiento de biofilm, que proporcione un contacto intensivo entre los microorganismos de la película fija y el sustrato presente en el agua residual afluyente. Los filtros anaerobios construidos en piedra, tiene como limitante la alta pérdida de carga que genera: i) requerimiento frecuente de limpieza, ii) diferencia de nivel considerable entre la salida de agua del tanque séptico y el nivel de salida del filtro anaerobio, iii) en periodos de saturación (aproximadamente cada 5 años), limpieza manual mediante la extracción de material filtrante el cual es muy denso ($1400\text{ Kg}/\text{m}^3$). Extraer con una pala el material (volumen estimado 7 L) demanda levantar un peso aproximado de 10 Kg. En un filtro de 1 m^3 demandaría la extracción de 142 palas de material y nuevamente su instalación después del lavado. Por otro lado, la porosidad de la piedra es de 50%, siendo esta baja, implicando un tiempo limitado de retención hidráulico, requiriendo el incremento de la unidad de tratamiento para mantener un tiempo determinado de retención.



Figura 4.5. Tapas plásticas utilizadas como medio en FFAF

Para superar las limitaciones citadas, se realizó el cambio del material filtrante de piedra a las tapas de botellas, las cuales son livianas (peso específico de 113 Kg/m^3) y poseen una alta porosidad (75%). La sustitución del material implica una reducción de la pérdida de carga, disminuyendo a su vez la frecuencia de limpieza y las necesidades de diferencia de nivel entre salida del tanque séptico y salida del filtro anaerobio. Al ser este material más poroso, para un mismo tiempo de retención hidráulico, requiere una unidad de tratamiento más pequeña disminuyendo su volumen. En periodo de limpieza, no es necesario la extracción completa del material, el desprendimiento de lodos, se puede hacer dentro del tanque removiendo el material desde el exterior. De requerir sacar el material, se hace más fácilmente y en menos tiempo dado que pesa 0.790 Kg por pala.

4.2.2 Configuración tanque séptico con FFAF incorporado

Los reactores con tanque séptico y FFAF incorporado, se encuentran enterrados, cuentan con 4 pantallas inclinadas en su interior espaciadas entre si una de otra con un ángulo de inclinación con respecto a la proyección horizontal de 60 grados, además como se observa en la Figura 4.6 posee una pantalla en el medio del tanque sin ninguna inclinación con respecto a la proyección horizontal, este tipo de pantallas tienen la función de eliminar la mayor cantidad de sólidos que puedan pasar a la siguiente unidad de tratamiento, disminuyendo la turbulencia que se puede generar por la caída del agua en la primera cámara. El volumen efectivo total del sistema es de $2,147 \text{ m}^3$. La vista en corte del tanque séptico con FFAF incorporado se muestra en la Figura 4.6. El esquema completo del sistema se presenta en el apéndice 1.

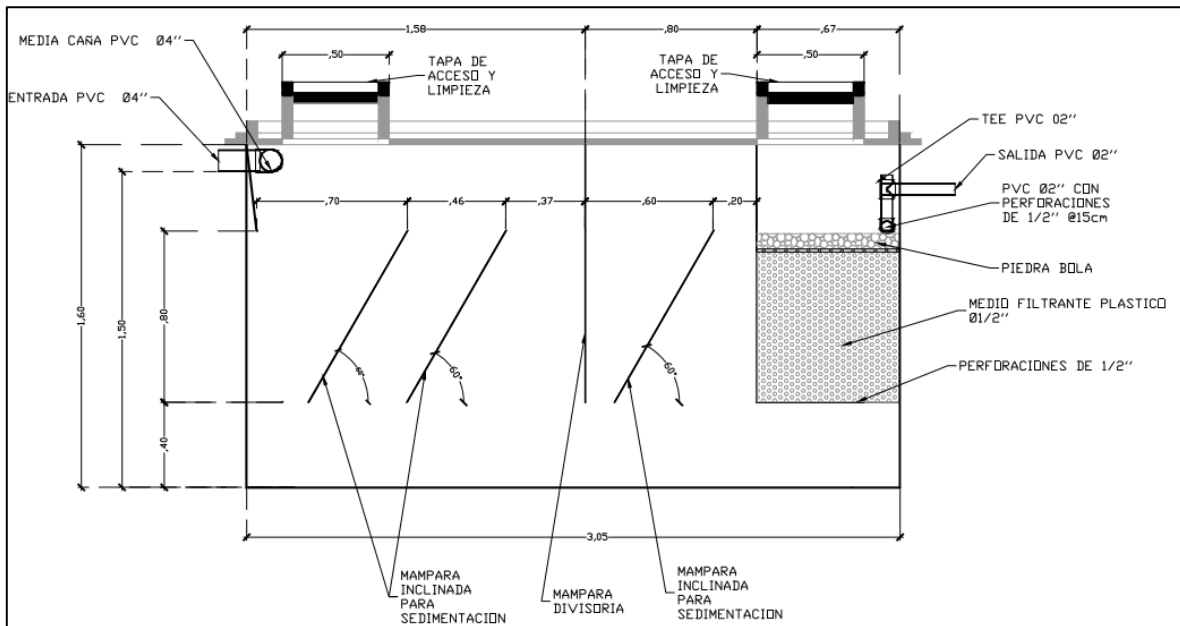


Figura 4.6. Vista en corte tanque séptico con FFAF incorporado

Este sistema consiste en dos cámaras de reactores anaerobios: un tanque séptico modificado seguido de un filtro anaerobio (FAFA) el cual permite la caída del lodo dentro del mismo compartimento del tanque séptico, ya que el falso fondo, tiene perforaciones de $\frac{1}{2}$ ", siendo esta una unidad constructivamente más práctica e integrada. La cámara primaria (tanque séptico modificado) posee una tubería de entrada y de salida en forma de T, como se presentó en la Figura 4.4, con el fin de evitar zonas muertas y cortos circuitos dentro del tanque. La segunda cámara se empaquetó con un medio filtrante de tapas de botella considerando las ventajas citadas en la sección 4.2.1.

4.3 EVALUACIÓN DEL COMPORTAMIENTO HIDRODINÁMICO DE LOS PROTOTIPOS PROPUESTOS

Con el fin de evaluar el efecto de las modificaciones hidráulicas implementadas en el diseño de los tanques sépticos, se realizó un ensayo de trazadores con inyección puntual, el objetivo de esta prueba es determinar la proporción de flujo pistón y flujo mezclado, cortos circuitos y zonas muertas en los sistemas de tratamiento (Arboleda, 2000). Se le agregó al

flujo de cada uno de los prototipos de tanque séptico una sustancia trazadora, en este caso se utilizó Cloruro de Sodio (NaCl), ya que es una sustancia que no reacciona en gran cantidad con los compuestos existentes en el agua, es de fácil obtención y bajo costo, además la facilidad de detección de la concentración a través de la medición directa del cambio de conductividad eléctrica (Crittenden et al., 2012). Esta relación es lineal, por lo cual se analizará los datos con respecto a la conductividad.

Se aplicó el trazador de forma instantánea, en la entrada de cada uno los sistemas de tratamiento, la esquematización de los sistemas se presenta en la Figura 4.7. La sal se disolvió en un recipiente con agua y se agitó constantemente, inclusive durante la adición en el punto de adición. Una vez colocado el trazador se midió la conductividad de entrada y salida de cada una de las unidades de tratamiento, estas mediciones se realizaron cada 10 minutos hasta que el trazador salió por completo.

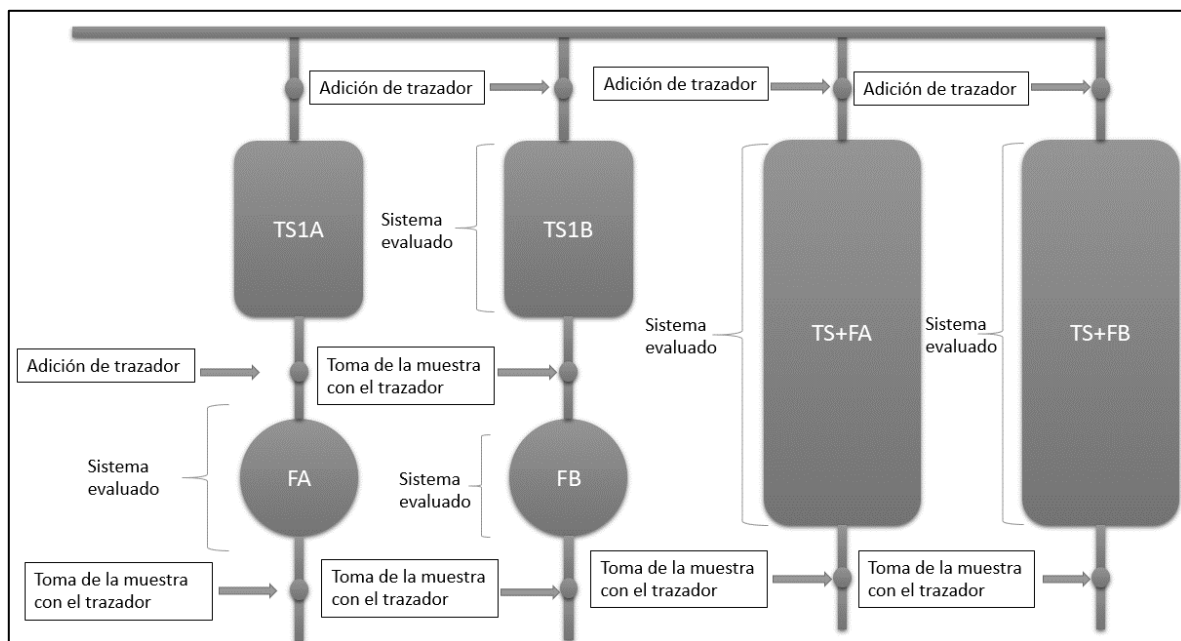


Figura 4.7. Distribución de puntos de muestreo para la prueba de trazadores

Con el fin de evaluar el comportamiento individual del tanque séptico se tomó muestra a la entrada y salida de TS1B, para evaluar el comportamiento del FAFA de forma individual se tomaron muestras a la entrada y salida del FA, mientras que para evaluar el

funcionamiento del sistema integrado se tomó muestra a la salida de TS1B + FB y TS1A + FA.

En cada prueba, la adición es en un tiempo menor a 1/30 del tiempo teórico de retención en la entrada para obtener una mezcla instantánea con la masa de agua (Arboleda, 2000). La cantidad de trazador que se requiere para la prueba se determinó según la Ecuación 4.1.

$$P = \frac{V \cdot C_o}{I \cdot 1000} \quad (\text{Ecuación 4.1})$$

Donde P es la cantidad del trazador requerida (Kg), V es el volumen de la unidad (m^3), Co es la concentración del trazador en el reactor (g/m^3), y finalmente, I es el grado de pureza del trazador.

Una vez aplicado el trazador, se procedió a tomar muestras periódicas a la salida de cada reactor, durante 15 horas para el caso de los prototipos de tanque séptico con FAFA incorporado y durante 10 horas para el caso de los prototipos con FAFA independiente. Se determinaron las curvas C, la cual es la curva de distribución del tiempo de residencia, y la curva F(t) la cual indica la fracción del agua que ha salido de la unidad de tratamiento respecto a un tiempo dado. Para ello se utiliza la función acumulativa F(t) de los tiempos de residencia. La ecuación utilizada para elaborar la curva F(t) se muestra en la Ecuación 4.2. El valor de la función F(t) representa el porcentaje de trazador que ha salido de la unidad de tratamiento (Crittenden et al., 2012).

$$F(t)_i = F_{i-1} + \overline{E(t)} \cdot \Delta t \quad (\text{Ecuación 4.2})$$

En donde F(t)_i es la función acumulativa de los tiempos de residencia en un tiempo i, F_{i-1} el valor de la función de la medición anterior y $\overline{E(t)}$ el promedio del valor E(t) entre dos mediciones consecutivas.

A partir de la curva C y la Curva F es posible identificar parámetros para el análisis del comportamiento hidráulico. El Cuadro 4.1 muestra los parámetros para el cálculo de las

relaciones descritas, en el Cuadro 4.2 se presentan la interpretación del modelo hidrodinámico que se tiene en cada caso.

Cuadro 4.1. Parámetros principales de la curva de Concentración vs. Tiempo

Parámetro	Descripción
t_i	Tiempo inicial desde que se aplica el trazador y aparece un cambio de conductividad o concentración en el efluente.
t_{10}	Tiempo en el que pasa 10% del total del trazador.
t_m	Tiempo mediano, 50% del trazador.
t_0	Tiempo teórico de retención.
t_{90}	Tiempo en que pasa 90% del trazador
t_f	Tiempo hasta que pasa el 100% del trazador
t_c	Tiempo para el que la concentración es mayor a $C_p/2$
c_o	Concentración Inicial
c_p	Concentración Máxima

(Fuente: CEPIS, 2004)

Cuadro 4.2. Interpretación de las relaciones del Método de Curva de Tendencia

Relaciones	Valor	Interpretación
t_0		Tiempo teórico
t_i/t_0	Cercano a 0	Tendencia de Flujo de Mezcla Completa
	Cercano a 1	Tendencia de Flujo Pistón
	Mayor a 0.3	Presencia de cortos circuitos
t_m/t_0	Menor a 1	Presencia de cortos circuitos
	Mayor a 1	Presencia de zonas muertas
t_p/t_0	Cercano a 0	Tendencia de Flujo de Mezcla Completa
	Cercano a 1 (menor)	Tendencia de Flujo Pistón
	Mayor a 1	t_i/t_0 cercano 0: tendencia de Flujo de Mezcla Completa t_i/t_0 cercano a 1: tendencia de Flujo Pistón

(Fuente: CEPIS, 2004)

Para determinar los porcentajes de mezcla completa, flujo pistón y zonas muertas presentes en cada uno de las unidades de tratamiento, estos son obtenidos por medio de graficar la resta de la unidad menos la función acumulativa $1-F(t)$ en escala logarítmica contra el tiempo normalizado (Sánchez, 2010). A la curva resultante se le dibuja una tangente, como se muestra en la Figura 4.8, para obtener parámetros que se utilizan en las ecuaciones para determinar los porcentajes de cada flujo.

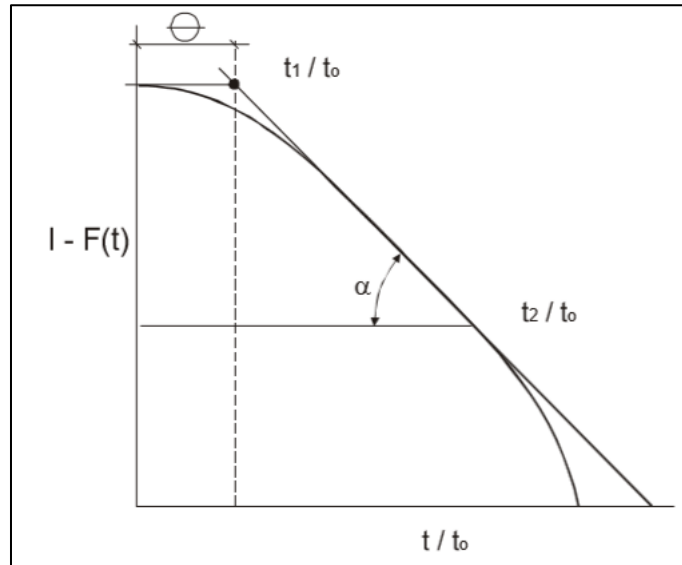


Figura 4.8. Curva 1-F(t) cantidad de trazador que permanece en el reactor
Fuente: CEPIS, 2004

Donde θ es la normalización del tiempo t , t_1 es el primer tiempo donde corta la recta; t_2 es el segundo tiempo donde corta la recta; t_0 es el tiempo inicial donde se detecta el trazador y α es ángulo de inclinación de la recta. Las Ecuaciones 4.3, 4.4, 4.5, son las utilizadas en el modelo de Wolf- Resnick para determinar los porcentajes de flujo pistón (P), flujo completamente mezclado (M) y zonas muertas (m) (Sánchez et al, 2012).

$$P = \frac{\theta \cdot \tan \alpha}{0,435 + \theta \cdot \tan \alpha} \quad \text{Ecuación 4.3}$$

$$M = (1 - P)(1 - m) \quad \text{Ecuación 4.4}$$

$$m = 1 - \frac{\theta}{P} \quad \text{Ecuación 4.5}$$

4.4 Caracterización del agua residual

El agua residual utilizada para alimentar los sistemas de tratamiento proviene del Residencial Iztarú. Las aguas residuales de este residencial son de tipo doméstico, donde se combinan tanto aguas grises como aguas pardas. Para alimentar los sistemas de tratamiento

en estudio, se realizó, una derivación de un caudal aproximado de $0,00019\text{m}^3/\text{s}$. En el Cuadro 4.3 se muestra el caudal promedio de alimentación de cada uno de los sistemas de tratamiento y los tiempos teóricos de residencia acorde a los volúmenes efectivos.

Cuadro 4.3. Caudales de alimentación de cada uno de los sistemas de tratamiento.

Sistema de Tratamiento	Caudal ($\text{m}^3/\text{día}$)	Caudal (m^3/s)	Desviación (m^3/s)	Volumen hidráulico (m^3)	Tiempo teórico promedio (horas)
Entrada	16,42	0,000190	0,000097	-	-
TS1A - FA	3,28	0,000038	0,000020	1,28	9
TS1B - FB	3,46	0,000040	0,000022	1,28	9
TS+FA	4,67	0,000054	0,000031	2,07	11
TS+FB	4,49	0,000052	0,000031	2,07	11

Para determinar el comportamiento de las partículas presentes en el agua residual, utilizada en cada uno de los prototipos de tanques sépticos, se realizó una prueba de sedimentación convencional, en el laboratorio de Agua Residual y Potable de la Carrera de Ingeniería Ambiental del Instituto Tecnológico de Costa Rica.

Para llevar a cabo esta prueba se trabajó con una columna de acrílico de 150 mm de diámetro, simulando el proceso de sedimentación convencional. Dicha columna se llenó con 20 Litros de agua residual cruda. Posteriormente se mezcló el agua con una paleta para asegurar una composición uniforme en toda la columna. Se tomaron muestras de 50 ml cada 30 minutos, durante un periodo de 9 horas, en 3 puntos a diferentes alturas de la columna con respecto al nivel de agua (0,35 m, 1,04 m y 1,44 m). El esquema de la columna se presenta en la Figura 4.9. Al agua cruda y a cada una de las muestras se les evaluó los sólidos suspendidos totales (SST), método 2540D. Total Suspend Solids Dried at $103-105^{\circ}\text{C}$ (Estándar Methods for the Examination of Water and Wastewater, 2003). Los datos obtenidos a partir de esta prueba y los análisis de laboratorio se tabularon para calcular parámetros estadísticos, y la descripción gráfica de la tendencia de las curvas a cada altura.

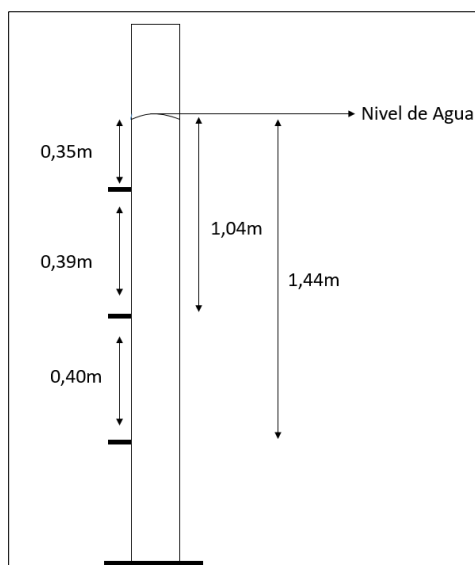


Figura 4.9. Columna de Sedimentación

La caracterización en términos de calidad de agua se realizó a partir de muestreos puntuales del afluente dos veces a la semana, durante un periodo de cuatro meses entre junio y octubre de 2017, los cuales se realizaron en la entrada de la caja de registro que distribuía el agua a los cuatro sistemas de tratamiento. In situ se tomaron los parámetros de pH, temperatura y caudal de entrada para cada uno de los sistemas de tratamiento; y ex situ se analizaron en el Laboratorio de Aguas del Centro de Investigación de Protección Ambiental (CIPA) de Instituto Tecnológico de Costa Rica, los Solidos Suspendidos Totales (SST) y la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅). En el Cuadro 4.4 se presentan los métodos y equipos que fueron utilizados para cada parámetro. Los datos obtenidos a partir de los muestreos y los análisis de laboratorio se tabularon para calcular parámetros estadísticos, con el fin de observar gráficamente la tendencia de los datos obtenidos.

Cuadro 4.4 Métodos de análisis por parámetros evaluados

Paramento	Método	Referencia	Incertidumbre del Equipo
pH	4500-H+.pH value	Estándar Methods for the Examination of	(±0,001)
Temperatura	2550B.Temperatura		(±0,01) °C
DBO	5210B.5-Day DBO Test.		(±0,01) mgO ₂ /L

SST	2540D.Total Suspended Solids Dried at 103-105°C	Water and Wastewater, 2003.	(±0,0001) g
Caudal	Método Volumétrico	Pabon y Suarez, 2009	(±1) mL

4.5 EVALUACIÓN DEL DESEMPEÑO DE LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO

Los sistemas de tratamiento, previo al proceso de evaluación, fueron inoculados con lodos de sistemas anaerobio que trata la misma agua residual, de tal manera que el inóculo estuviera adaptado al sustrato y posteriormente se alimentó agua residual durante un periodo de 3 meses hasta obtener estabilidad y que los sistemas se consideren arrancados. Posterior a este periodo se inició el proceso de evaluación.

Con el fin de determinar el desempeño de los sistemas en términos de calidad se realizaron muestreos puntuales, con una botella de 200 ml para cada punto de muestreo como se observa en la Figura 4.10, dos veces a la semana, durante un periodo de cuatro meses entre junio y octubre de 2017. Los parámetros analizados fueron pH, Temperatura, DBO y SST, con los métodos especificados en el Cuadro 4.4.



Figura 4.10. Análisis de las muestras recolectadas en cada uno de los puntos de monitoreo

La Figura 4.11, presenta la esquematización de la ubicación de los trenes de tratamiento instalados, cada punto de muestreo se enumera, describiéndolo en el Cuadro 4.5.

Cuadro 4.5. Distribución de puntos de muestreo

Punto	Descripción unidad de tratamiento	Nomenclatura utilizada
1	Agua cruda afluyente a los sistemas	
2	Tanque séptico individual, réplica 1	TS1A
3	FABA individual, réplica 1	FA
4	Tanque séptico individual, réplica 2	TS1B
5	FABA individual, réplica 2	FB
6	Tanque séptico con FABA incorporado, réplica 1	TS+FA
7	Tanque séptico con FABA incorporado, réplica 2	TS+FB

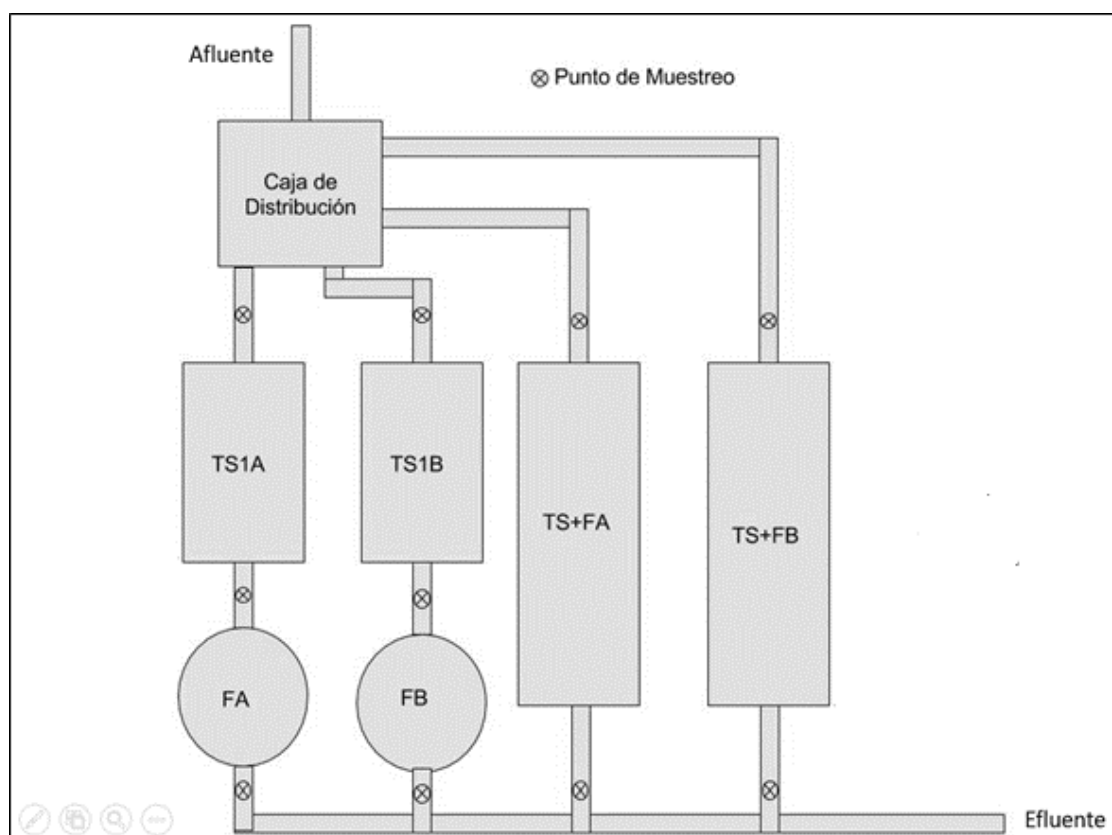


Figura 4.11. Puntos de muestreo en los sistemas de Tratamiento.

4.6 EVALUACIÓN DE ASPECTOS ECONÓMICOS

Para evaluar la sostenibilidad económica de los sistemas de tratamiento propuestos se le aplicó a cada uno de los tanques sépticos optimizados, la técnica de Análisis de Costo-

Beneficio, que permite valorar inversiones teniendo en cuenta aspectos, de tipo social y medioambiental, que no son considerados en las valoraciones puramente financieras (Cedeño, 2016).

El análisis de Costo Beneficio se basa en el método de descuento de costos y beneficios para comparar los resultados. En donde se debe realizar un flujo de caja y el resultado de este es traído a Valor Presente Neto (VPN) para realizar la comparación utilizando:

- a) $VPN \text{ Beneficios} - VPN \text{ Costos}$
- b) $VPN / VPN \text{ Costos}$.

La tasa de descuento social utilizada es de 12%, la cual es propuesta para los proyectos de acueducto y alcantarillado (Plan Nacional de inversiones en Saneamiento 2016-2045, 2016).

Los datos de los costos utilizados en el análisis económico se recopilaron a partir de los costos de instalación, los costos de construcción de las unidades de tratamiento. Dichos costos fueron brindados por una empresa que produce unidades pre fabricadas, quien fue la encargada de la construcción de las unidades, por otro lado también se tomaron cuenta los costos de mano de obra en la instalación y mantenimiento de las unidades, entre otros.

Los beneficios económicos considerados, están relacionados con los beneficios de operación, como la limpieza de los filtros, ahorro de costos por sustitución de drenajes considerando la reducción de sólidos, y los beneficios sociales los cuales incluyen a las personas y el medio ambiente. Para la cuantificación de los beneficios ambientales se utilizó el canon de vertidos según el Reglamento del Canon Ambiental por vertidos (2008), el cual es una contraprestación en dinero pagada por quienes usen el servicio ambiental de los cuerpos de agua, bien de dominio público, para el transporte y eliminación de desechos líquidos originados en el vertimiento puntual, los cuales pueden generar efectos nocivos

sobre recurso hídrico, los ecosistemas relacionados, la salud humana, y las actividades productivas, este reglamento indica que el canon se cobrará sobre la carga contaminante neta vertida, medida en kilogramos, de los parámetros de contaminación denominados “Demanda Química de Oxígeno” (DQO) o su equivalente de DBO de la cual se realizó el análisis en este proyecto y “Sólidos Suspendidos Totales” (SST). Según la reglamentación vigente se debe pagar un canon de \$ 0,22 (C\$126) por Kilogramo de DQO, el cual se hace equivalente a DBO y un canon de \$ 0,19 (C\$109) por Kilogramo de SST.

Para la estimación de la reducción de aporte de carga, se realizó a partir de la cuantificación de los beneficios incrementales, a través de la comparación de eficiencia de remoción estimadas en este proyecto en comparación con las eficiencias calculadas en el proyecto “Evaluación físico-química, biológica e hidrodinámica del funcionamiento de sistemas de tratamiento prefabricados para el tratamiento de aguas residuales domiciliarias” (Picado, 2016) en donde se evaluó el funcionamiento de los sistemas individuales de características similares que se encuentran actualmente en el mercado.

A través del Análisis de Costo Beneficio, se verificó la sostenibilidad económica del sistema de tanque séptico optimizado, en comparación al tanque séptico que se encuentran actualmente en el mercado. El análisis se realizó en un periodo de 25 años, siendo este el horizonte de proyectos de agua y saneamiento.

Además, se realizó un estudio de mercado, mediante cotizaciones, con el fin comparar los costos de los sistemas de tratamiento optimizados con los sistemas de tratamiento similares que se ofrecen actualmente en el mercado y determinar si los costos de los sistemas modificados podrían competir con los ya existentes.

5 RESULTADOS Y DISCUSION

5.1 INSTALACIÓN DE LOS SISTEMAS INDIVIDUALES MODIFICADOS

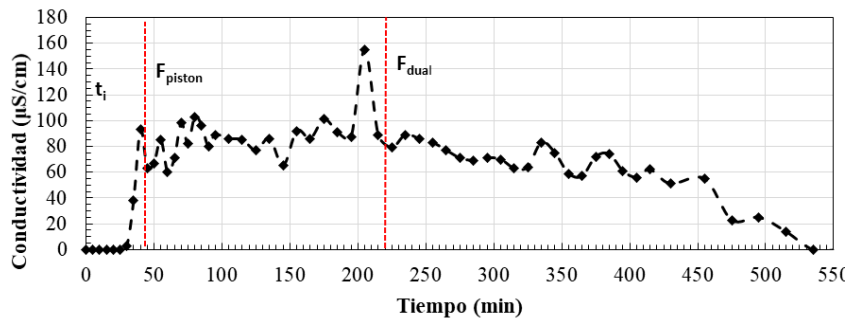
Se instalaron los modelos de los sistemas individuales en la planta de tratamiento de aguas residuales del ITCR (Ver Figura 5.1). De izquierda a derecha, TS+FB, TS+FA, TS1B-FB, TS1A-FA.



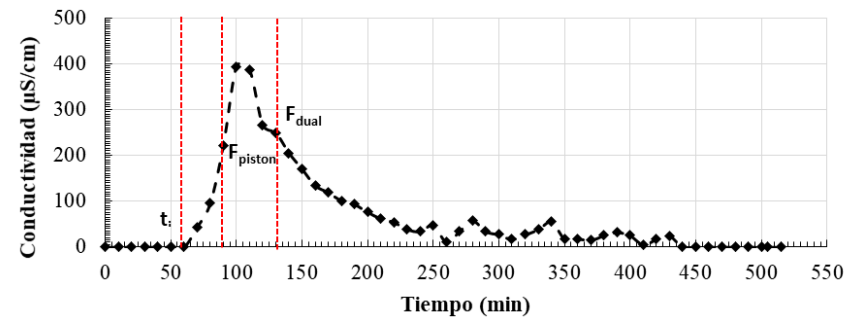
Figura 5.1. Instalación de la planta de tratamiento de tanques sépticos modificados

5.2 EVALUACIÓN HIDRÁULICA DE LOS PROTOTIPOS DE SISTEMAS INDIVIDUALES

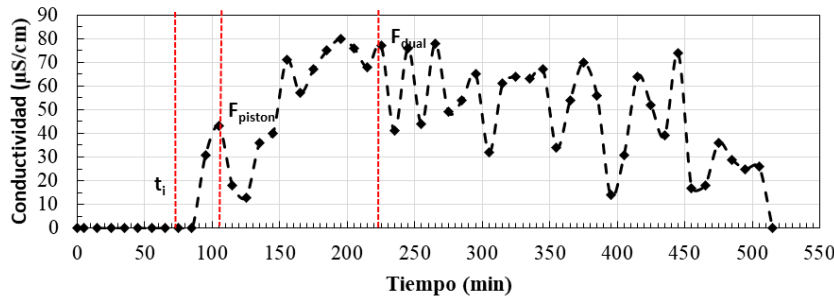
En la Figura 5.2 se muestran las curvas de conductividad en función del tiempo, obtenidas en el estudio hidrodinámico, que se le realizó a cada uno de los prototipos de tanque séptico: tanque séptico individual (TS1B), FAFA (FA), tanque séptico individual junto con el FAFA (TS1B + FB) y tanque séptico con FAFA incorporado (TS+FA Y TS+FB).



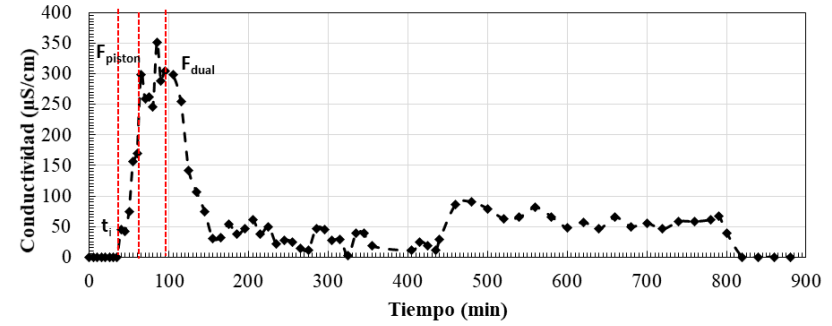
(a) Tanque Septico Invidual (TS1B)



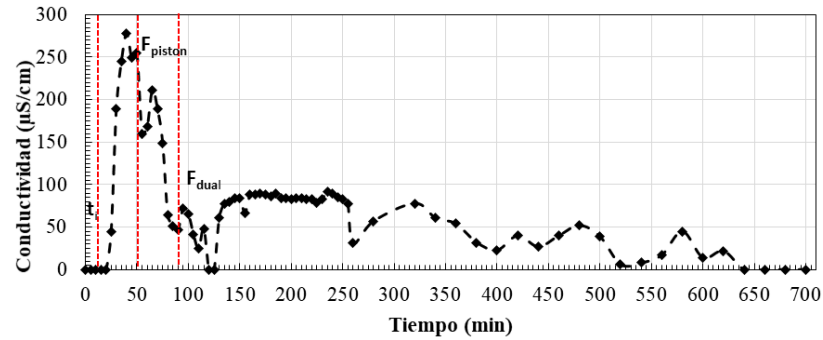
(b) FAFA individual (FA)



(c) Tanque septico junto con el FAFA (TS1B +FB)



(d.1) Tanque septico con FAFA incorporado (TS+FA)



(d.2) Tanque septico con FAFA incorporado (TS+FB)

Figura 5.2. Curvas de conductividad en función del tiempo para los distintos prototipos de sistemas individuales

En la Figura 5.2 se presenta que el tiempo que transcurre desde la inyección del trazador hasta que aparece en el efluente corresponde a: $t_i=30$ min para el tanque séptico individual (a), $t_i=95$ min para todo el sistema completo (c) y un $t_i=70$ min para FAFA (b) mientras que para el tanque séptico con FAFA incorporado (d.1 y d.2) es de $t_i=40$ min y $t_i=25$ min respectivamente. Según Crittenden et al., (2012) entre más inmediato se dé la concentración inicial del trazador a la salida de la unidad, hay más probabilidad de la existencia de corto circuito, en ambos prototipos la salida del trazador es relativamente rápida por lo que podría indicar la presencia de los mismos, fenómeno que se presenta en este tipo de sistemas individuales al ser pequeños.

A partir de la curva también se puede determinar la fracción de flujo pistón la cual según Pérez & Torres (2008) se considera hasta el primer punto de inflexión de la curva donde cambia de concavidad es decir en un tiempo de 40 min para el tanque séptico individual (a), 80 min para el FAFA individual (b) y para todo el sistema en conjunto (c) la duración de flujo pistón fue de 115 min, por otro lado la duración de flujo pistón para el tanque séptico con FAFA incorporado(d.1 y d.2) fue de 45 min y 35 min. El periodo en que se da el flujo pistón y el siguiente punto de inflexión en la rama descendente de la curva se le conoce como flujo dual (flujo Piston y mezclado) que de acuerdo a la Figura 5.2 para (a) es de 225 min, para el (b) fue de 135 min y para el (d) es de 95 min y 85 min respectivamente y a partir de este tiempo el flujo predominante en ambos prototipos es completamente mezclado. Estas afirmaciones se comprobarán numéricamente a partir de la prueba de trazadores.

El Cuadro 5.1 presenta el resumen de los valores de los parámetros obtenidos para cada una de las unidades de tratamiento, a partir de la curva C.

Cuadro 5.1. Parámetros de estudio de trazadores sistemas individuales

Parámetro	Unidad de Tratamiento				
	FA	TS1B	TS1B + FB	TS+FA	TS+FB
	Minutos				
t_i	70	30	95	40	25
t_{10}	80	55	165	70	63
t_p	100	205	195	85	40
t_m	165	208	289	245	155
t_o	27	127	154	148	148
t_f	430	535	515	820	640
t_{90}	340	395	465	420	660
t_c	90	195	105	90	45
C_p	393	155	80	351	278

A partir de la prueba de trazadores se establecen relaciones para cada una de las unidades de tratamiento, estas se muestran en el Cuadro 5.2, las cuales permiten identificar la presencia de cortos circuitos, zonas muertas y tipos de flujos presentes (Pérez, 1992).

Cuadro 5.2. Análisis de la curva de tendencia del trazador en cada uno de los prototipos de sistemas individuales

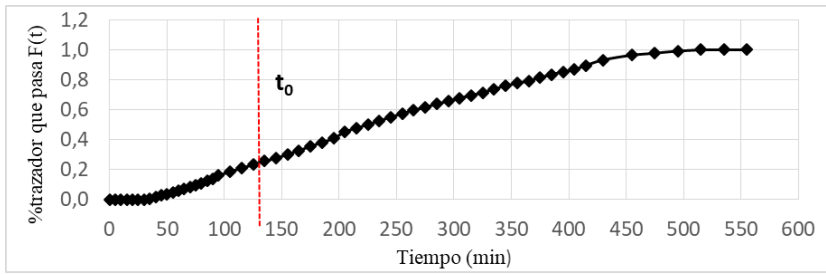
Relación	Unidad de Tratamiento									
	TS1B		FA		TS1B + FB		TS+FA		TS+FB	
	Valor	Interpretación	Valor	Interpretación	Valor	Interpretación	Valor	Interpretación	Valor	Interpretación
t_i/t_o	0,23	Mezcla Completa, cortos circuitos	2,57	Flujo Piston	0,62	Flujo Piston,	0,27	Mezcla Completa, cortos circuitos	0,17	Mezcla Completa, cortos circuitos
t_m/t_o	1,61	Zonas Muertas	6,06	Zonas muertas	1,87	Zonas Muertas	1,66	Zonas Muertas	1,05	Zonas Muertas
t_p/t_o	1,53	Mezcla Completa	3,67	Flujo Piston	1,26	Flujo Piston	0,61	Mezcla Completa	0,27	Mezcla Completa
Indice de Morril t_{90}/t_{10}	7,18	Mezcla Completa	4,25	Mezcla Completa	2,81	Mezcla Completa	10	Mezcla Completa	6	Mezcla Completa

La relación t_i/t_o , mide los cortos circuitos grandes, para el caso de tanque séptico individual (TS1B) el valor encontrado fue de 0,23 mientras que para los tanques sépticos con FAFA incorporado (TS+FA y TS+FB) fueron de 0,27 y 0,17. Según Pérez & Torres (2007) estos valores muestran dos cosas: la primera es que hay un predominio del modelo de flujo completamente mezclado y la segunda es que los valores son menores o muy cercanos a 0,3

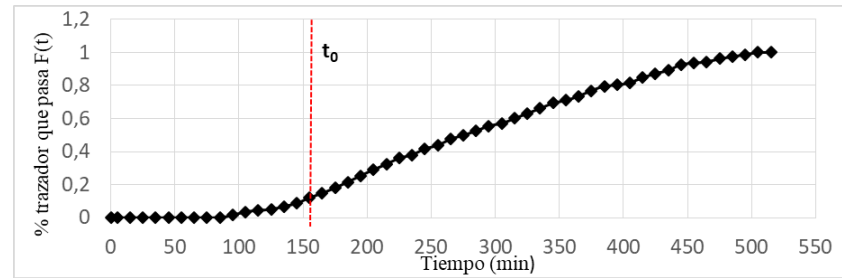
por lo que indica una posible presencia de cortos circuitos hidráulicos en los dos prototipos de tanque sépticos. Además, en las curvas de la Figura 5.2 para ambos prototipos de tanque sépticos se observan picos de concentración del trazador antes del valor máximo, demostrando la existencia de cortos circuitos en los reactores, propiciados por las cortas distancias entre entradas y salidas aumentando la probabilidad de pasos directos del trazador. Estas fracciones al no tener los tiempos mínimos de retención van a incidir en una baja eficiencia en términos de calidad de agua, ya que no presentan los periodos de permanencia requeridos para que se dé sedimentación.

Por otro lado, la relación t_m/t_o indica que si es menor que la unidad, existen cortos circuitos y si es mayor hay presencia de zonas muertas es decir zonas donde los fluidos se quedan estancados para luego salir lentamente. Para el caso del tanque séptico individual (TS1A) el valor de esta relación al igual que los tanques sépticos con FAFA incorporado (TS+FA Y TS+FB), como se muestra en la Tabla 5.2, son mayores a 1, lo cual indica que en ambos prototipos hay presencia de zonas muertas.

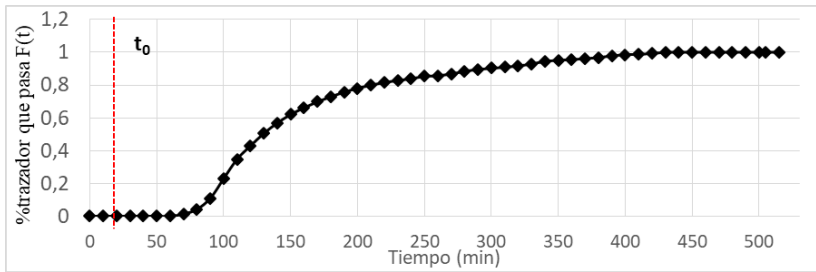
Se determinó el índice de Morril, cuyos datos del tiempo en que sale el 10% y 90% del trazador, necesarios para realizar el cálculo de dicho índice, se extrajeron de las curvas $F(t)$, la cual se presentan en la Figura 5.3, para cada una de las unidades tratamiento. El índice de Morril indica que entre más alejado sea el valor de 1 menor es la probabilidad de presencia de flujo pistón el en reactor (Pérez, 1992). De acuerdo lo presentado en el Cuadro 5.2 ambos prototipos de tanque séptico (T1B y TS+FA) presentan valores mayores a 1 por lo que presentan menor probabilidad de flujo pistón.



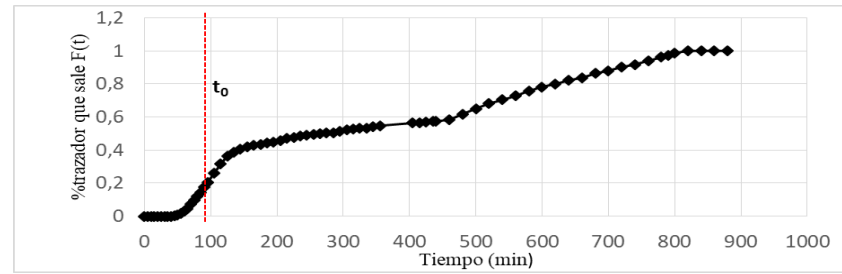
(a) Tanque Séptico Individual (TS1B)



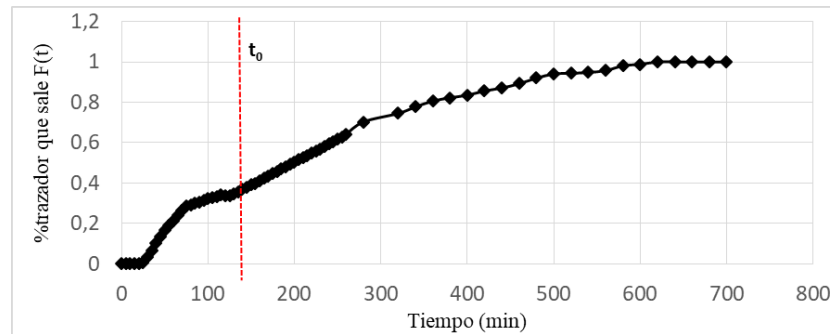
(b) Tanque séptico Individual junto con el FAFA (TS1B+FB)



(c) FAFA Individual (FA)



(d) Tanque Séptico con FAFA incorporado (TS+FA)



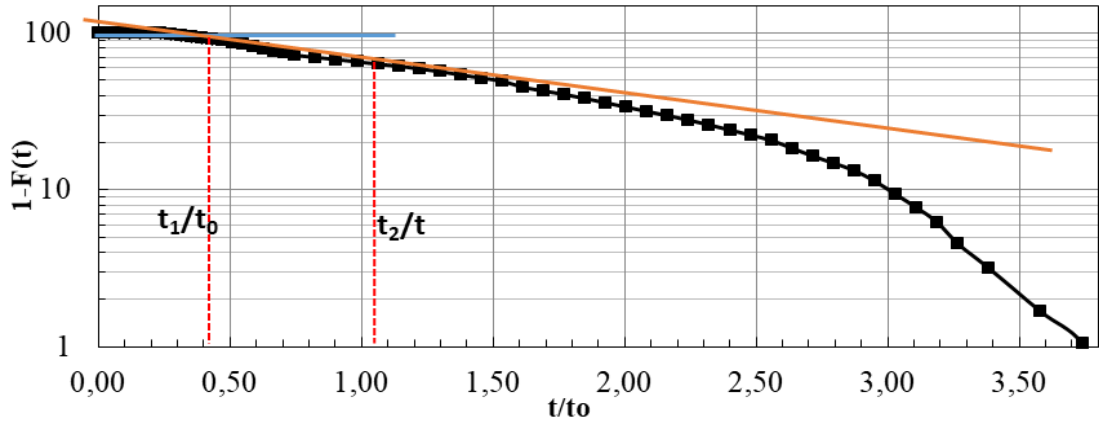
(e) Tanque Séptico con FAFA incorporado (TS+FB)

Figura 5.3. Curva $F(t)$ para los distintos prototipos de sistemas individuales de tratamiento

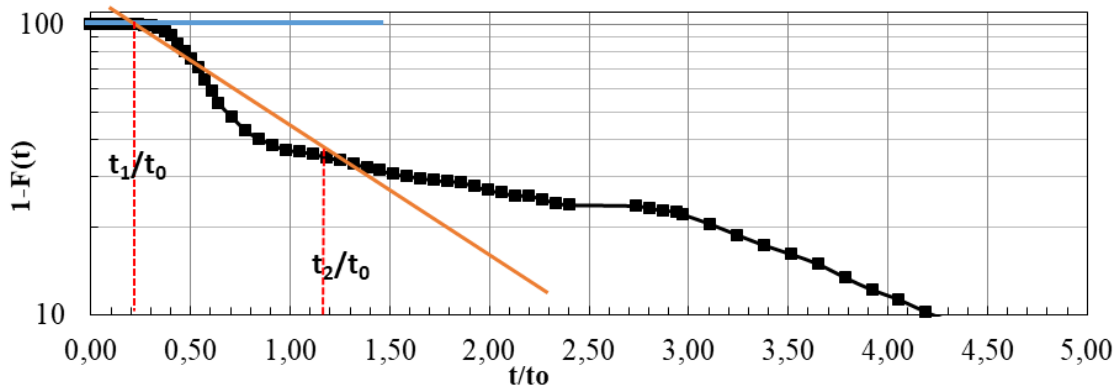
La curva $F(t)$ describe la concentración, en forma acumulada del trazador a la salida del reactor, en función de la concentración inicial (Sanchez et al, 2009). En la Figura 5.3 se puede apreciar el tiempo teórico para cada uno de los casos (a, b, c, d), siendo este el tiempo esperado que la masa de agua va a permanecer en el interior del reactor. Como se muestra en la Figura 5.3 algunos de los casos presentan una salida precipitada del trazador antes de cumplir el tiempo teórico correspondiente en cada caso. Este porcentaje de trazador para el tanque séptico individual (a) es de 20%, para el tanque séptico junto con el FAFA (b) es de 10%, para el FAFA individual (c) ningún porcentaje de trazador sale antes del tiempo teórico y para el tanque séptico con FAFA incorporado (d) es de 30%, sin embargo estos porcentajes son bajos y son propios de la escala del sistema de tratamiento.

Cuando el tiempo de residencia es menor que el tiempo teórico, se puede deber a la presencia de cortos circuitos en donde una fracción importante de entrada se dirige directamente a la salida sin dispersarse en el interior del reactor, pero esto también se podría deber a la presencia de zonas muertas los cuales también pueden provocar tiempos de residencia menores ya que el volumen efectivo del reactor disminuye. Cabe destacar que en el caso del tanque séptico junto con el FAFA (b) el tiempo de residencia es muy similar al tiempo teórico lo que indica un buen funcionamiento del sistema en conjunto.

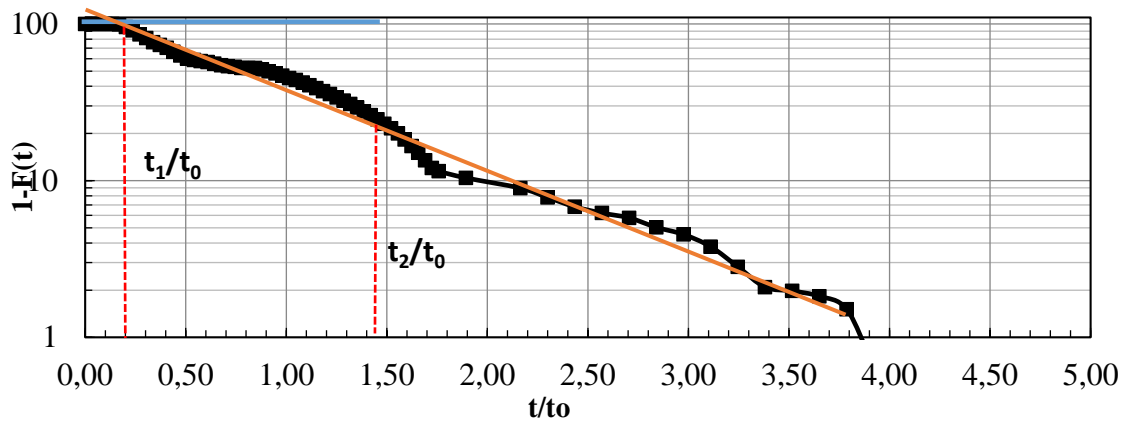
Con el fin de determinar los posibles porcentajes, de flujo pistón, flujo completamente mezclado y zonas muertas, que describen el comportamiento hidrodinámico de los sistemas de tratamiento modificados se utilizó el método de Wolf-Resnick, obteniéndose la curva $1-F(t)$, para cada uno de los prototipo de tanque séptico. Los resultados de la aplicación de este modelo se observan en el Cuadro 5.3 y Figura 5.4.



(a) Tanque Séptico Individual (TS1B)



(b) Tanque Séptico con FAFA incorporado (TS+FA)



(c) Tanque Séptico con FAFA incorporado (TS+FB)

Figura 5.4. Aplicación del método de Wolf Resnick a cada uno de los prototipos de sistemas individuales de tratamiento

A partir de las curvas de 1-F(t) presentadas en la Figura 5.4 se obtuvieron los valores de t_1/t_0 , t_2/t_0 con los cuales se calcula Θ , necesario para aplicación de las ecuaciones del método de Wolf Resnick, obteniéndose los porcentajes de flujo pistón, flujo completamente mezclado y zonas muertas que se presentan en cada uno de los sistemas de tratamiento, los cuales se pueden observar en el Cuadro 5.3.

Cuadro 5.3. Distribución hidrodinámica con el Modelo de Wolf-Resnick a cada uno de los sistemas de tratamiento

Unidad de Tratamiento	Flujo Pistón	Flujo Completamente Mezclado	Zona Muerta/Corto Circuito
TS1B	51,2%	29,6%	39,4%
TS+FA	45,9%	41,3%	23,7%
TS+FB	33,3%	50,0%	25,0%

Respecto a la fracción de zonas muertas este modelo matemático indica un porcentaje de 39,4% para el TS1B y para el TS+FA y su réplica TS+FB se obtuvieron 23,7% y 25% respectivamente, este porcentaje de zonas muertas implica la presencia de cortos circuitos o zonas muertas (Pérez, 1992). Por lo tanto, en el TS1B está presentando un mayor porcentaje de zonas muertas y cortos circuitos en comparación con el tanque séptico con Fafa incorporado, esto puede verificarse en la Figura 5.2 en la curva de conductividad en función del tiempo para el TS1B donde se observan gran cantidad de variaciones en la curva que no permiten una concavidad uniforme. De acuerdo con Pérez (1992) la presencia de estas variaciones implica la presencia de cortos circuitos o zonas muertas, mientras que la curva de conductividad en función del tiempo del tanque séptico con Fafa incorporado no presentan tantas variaciones.

5.3 EVALUACIÓN DEL DESEMPEÑO DE LOS PROTOTIPOS DE SISTEMAS INDIVIDUALES

Los valores de pH y temperatura deben ser monitoreados constantemente en cualquier planta de tratamiento, debido a que estos influyen directamente en el tratamiento de las aguas residuales. El pH puede afectar el curso de la fermentación en los sistemas anaerobios, además de la dinámica de formación de gránulos en los reactores anaerobios. El pH óptimo para este tipo de proceso oscila entre 6,6-7,6 (ICIDCA, 2005). En este rango se encuentran

los valores de pH de los sistemas, como se presentan en el Cuadro 5.4. Los sistemas anaerobios se deben mantener una temperatura mayor a 20°C para lograr un mejor desempeño (Mara, 2003). El Cuadro 5.4 presenta el intervalo entre el que oscilaron los prototipos manteniendo temperaturas entre los 22°C y 24 °C, los resultados de las pruebas de laboratorio se encuentran en el Apéndice 2. El Reglamento de Vertido y Reusó de Aguas Residuales (2017) establece que los intervalos de temperatura son 15-40°C y pH de 5 a 9, para agua residual que se vierta a un cuerpo receptor. Los prototipos están operando dentro de estos límites en términos de pH y temperatura.

Cuadro 5.4. Parámetros Estadísticos de pH y temperatura del agua residual

Parámetros	ENTRADA		TS1A		FA		TS1B		FB		TS+FA		FS+FB	
	pH	T(°C)	pH	T(°C)	pH	T(°C)	pH	T(°C)	pH	T(°C)	pH	T(°C)	pH	T(°C)
Promedio	7,47	23,72	6,92	23,38	6,90	23,90	6,94	23,53	7,00	24,10	6,89	23,73	6,94	23,64
Desviación estándar	0,46	0,82	0,47	0,65	0,44	0,81	0,46	0,67	0,39	0,86	0,58	0,76	0,37	0,63
Mínimo	6,51	21,70	6,24	22,30	6,13	22,40	6,11	22,00	6,30	23,00	4,43	23,00	6,38	22,80
Máximo	8,94	25,80	8,37	24,90	8,32	26,20	8,34	25,30	8,39	27,10	8,18	26,60	8,17	25,30

Otro de los parámetros que se debe controlar para asegurar una buena calidad de vertido además de cumplir con las normativas legales sin crear alteraciones medioambientales, es la DBO, la cual es la cantidad de oxígeno que necesitan los microorganismos para degradar la materia orgánica biodegradable existente en un agua residual, es decir que es una medida del componente orgánico que puede ser degradado mediante procesos biológicos (Metcalf, 2003). En el Cuadro 5.5, se muestra los datos estadísticos para los resultados de los análisis del parámetro DBO₅. Los resultados de las pruebas de laboratorio se encuentran en el Apéndice 2.

Cuadro 5.5. Estadísticos del parámetro de DBO₅ del agua residual

Parámetros Estadísticos	Entrada (mg/l)	TS1A (mg/l)	FA (mg/l)	TS1B (mg/l)	FB (mg/l)	TS+FA (mg/l)	TS+FB (mg/l)
Promedio	403,37	252,14	213,26	237,06	181,04	179,56	175,31
Desviación estándar	237,17	158,36	145,45	141,97	143,11	103,70	129,18
Mínimo	123,60	45,23	13,65	28,03	10,41	37,85	32,18

Máximo	1047,00	730	664,50	551,60	636,50	399,75	630
--------	---------	-----	--------	--------	--------	--------	-----

El Cuadro 5.5 relaciona los puntos de muestreo de cada prototipo con los valores de DBO para el afluente, obteniéndose para este último un valor máximo de 1047 mg/l y un valor mínimo de 123 mg/l, es decir que la cantidad de materia orgánica presente en el afluente es fluctuante.

El comportamiento de los valores de DBO₅ se presenta en la Figura 5.5. Los valores de DBO₅ presentan un comportamiento descendente, sin embargo, es baja la eficiencia de remoción para este parámetro. En este tipo de aguas se da la presencia de una DBO_{soluble} la cual no se modificada en un porcentaje significativo por el contacto con la biomasa, y no sufre variación saliendo en el efluente, mientras que la DBO_{particulada}, es removida por la decantación junto a los lodos, reduciéndose la concentración de la salida en relación a la entrada (Morant, 2017). Por lo tanto, los sistemas están removiendo mayormente DBO_{particulada}, y lo que se cuantifica a la salida es una proporción de DBO_{soluble} la cual el sistema no tiene la capacidad de remover mediante proceso anaerobio, por lo cual requiere una unidad complementaria. Los valores reportados, exceden el límite que presenta el Reglamento de Vertido y Reuso de Aguas Residuales para el vertimiento en cuerpo receptor, de 50 mg/L.

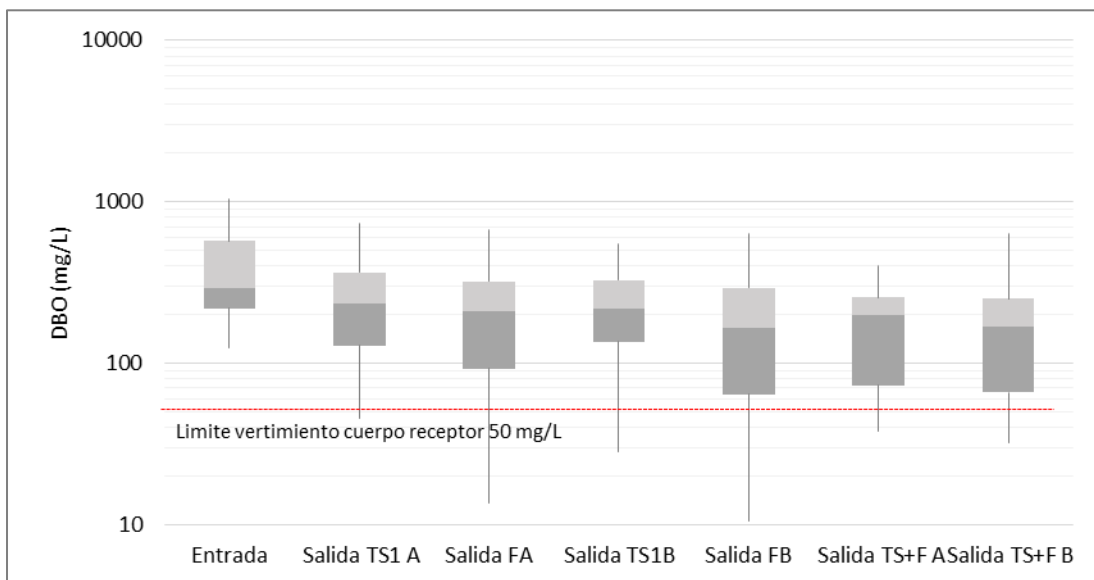


Figura 5.5. DBO₅ en los sistemas de tratamiento de aguas residuales

Los prototipos de tanque séptico con filtro independiente (TS1A y TS1B), presentan un mayor aporte de remoción de DBO en el tanque séptico con eficiencias entre 37% y 41% (ver medias en el cuadro 5.5) mientras que la contribución del FAFA oscila entre 10% y 14%, indicando que el aporte del FAFA en la remoción de DBO no es significativa. Los prototipos TS+FA y TS+FB, los cuales cuentan con el FAFA incorporado al tanque séptico, mostraron un mejor desempeño, obteniéndose eficiencias de remoción entre 55% y 58%. Según Mara, 2004 los tratamientos anaeróbicos adecuadamente diseñados y no significativamente subestimados lograrán una eliminación aproximada de DBO de 60% a 20 ° C, esto ocurre debido a que los sistemas anaerobios tienen metabolismos lentos, por lo que cabe destacar que los prototipos se comportan como lo reporta la literatura para la remoción de este parámetro, obteniendo eficiencias de remoción de entre 47% y 58%. El Cuadro 5.6 presenta un resumen de las remociones medias de DBO para cada prototipo o combinación.

Cuadro 5.6. Eficiencias de remoción de DBO₅ sobre el promedio de cada una de unidades evaluadas

Unidad de Tratamiento	Eficiencia de Remoción DBO ₅
Entrada-TS1A	37%
TS1A-FA	10%
Entrada-FA	47%
Entrada-TS1B	41%
TS1B-FB	14%
Entrada-FB	55%
Entrada-TS+FA	55%
Entrada-TS+FB	58%

Con el fin de determinar estadísticamente si había una diferencia significativa con respecto a la remoción de DBO₅ entre cada una de las unidades de tratamiento, de los tanques sépticos propuestos, con respecto al afluente y además comparar la remoción de DBO₅ entre

los dos prototipos de tanques sépticos propuestos, se realizó un análisis estadístico cuyos resultados se muestran en el Cuadro 5.7.

Cuadro 5.7. Resumen prueba F y t para el parámetro de DBO₅ por unidad de tratamiento

Pareo Unidad de Tratamiento	Prueba F para igualdad de varianzas (a=0.05)				Prueba t para igualdad de promedios (a=0.05)			
	Hipótesis H ₀	Hipótesis H ₁	P(F<= f) una cola	Decisión	Hipótesis H ₀	Hipótesis H ₁	P(T<= t) dos colas	Decisión
Entrada (1)-TS1A(2)	s1 = s2	s1 ≠ s2	0,0129	Rechaza Ho	m1 = m2	m1 ≠ m2	0,0019	Rechaza Ho
TS1A(2)-FA(3)	s2 = s3	s2 ≠ s3	0,3288	Acepta Ho	m2 = m3	m2 ≠ m3	0,2915	No se rechaza Ho
Entrada(1)-FA(3)	s1 = s3	s1 ≠ s3	0,0040	Rechaza Ho	m1 = m3	m1 ≠ m3	0,0001	Rechaza Ho
Entrada(1)-TS1B(4)	s1 = s4	s1 ≠ s4	0,0024	Rechaza Ho	m1 = m4	m1 ≠ m4	0,0005	Rechaza Ho
TS1B(4)-FB(5)	s4 = s5	s4 ≠ s5	0,4472	Acepta Ho	m4 = m5	m4 ≠ m5	0,1284	No se rechaza Ho
Entrada(1)-FB(5)	s1 = s5	s1 ≠ s5	0,0016	Rechaza Ho	m1 = m5	m1 ≠ m5	1,E-05	Rechaza Ho
Entrada(1)-TS+FA(6)	s1 = s6	s1 ≠ s6	3,E-06	Rechaza Ho	m1 = m6	m1 ≠ m6	3,E-06	Rechaza Ho
Entrada(1)-TS+FB(7)	s1 = s7	s1 ≠ s7	0,0003	Rechaza Ho	m1 = m7	m1 ≠ m7	7,E-06	Rechaza Ho
TS+FB(7)-FB(5)	s7 = s5	s7 ≠ s5	0,2937	Acepta Ho	m7 = m5	m7 ≠ m5	0,9984	No se rechaza Ho

En las celdas donde se indica el rechazo de Ho se afirma que hay diferencia en las remociones, pero donde no se rechaza no se puede afirmar con certeza, pues no hay evidencia.

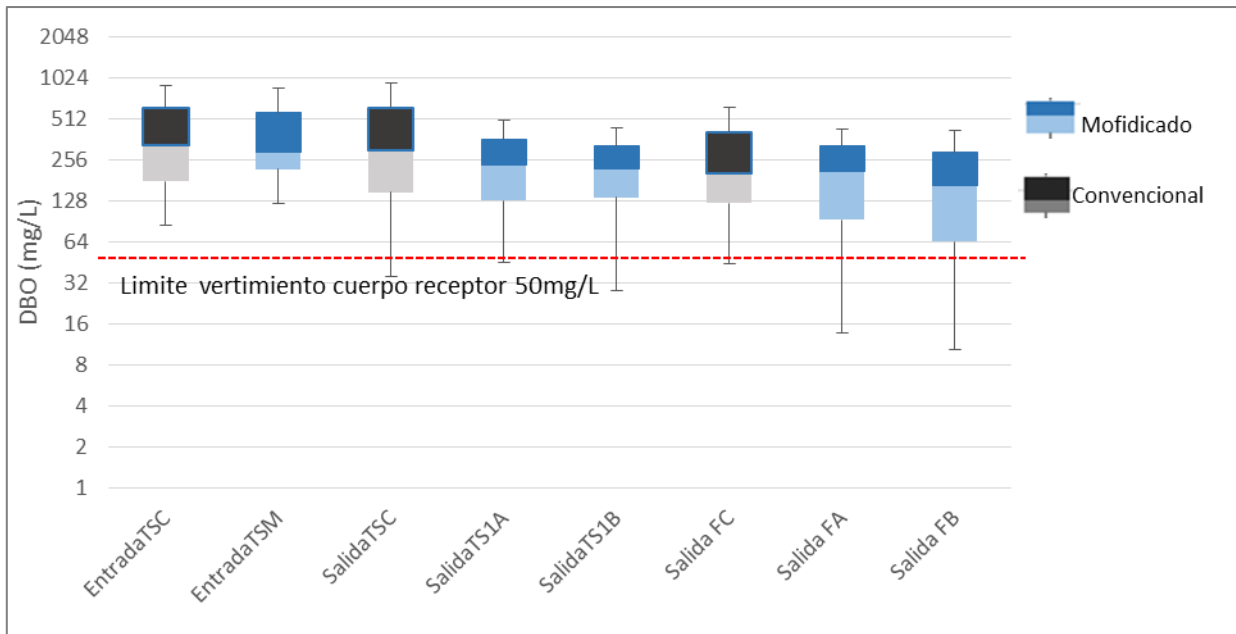
En la remoción de DBO₅ del tanque séptico con su FAFA independiente (TS1A y TS1B), existe diferencia significativa entre el afluyente-TS1A y de igual forma con su réplica afluyente-TS1B, sin embargo, estadísticamente no hay evidencia de que existan diferencias entre el TS1-FA y de igual forma su réplica TS1B-FB. Por otro lado, el Cuadro 5.7 muestra que sí hay diferencia significativa entre la DBO₅ del afluyente y la que sale después de pasar tanto por el tanque séptico como por el FAFA, esto ocurre para las dos réplicas de este prototipo.

Para el caso del prototipo de tanque séptico que posee el FAFA incorporado en el tanque (TS+FA y TS+FB), el Cuadro 5.7 muestra, que para ambas replicas, estadísticamente

sí hay diferencia significativa entre la DBO₅ del afluente y la DBO₅ del efluente de cada una de las réplicas.

Al comparar si estadísticamente hay diferencia significativa entre los dos prototipos, tanque séptico con FAFA incorporado y tanque séptico con FAFA independiente, con respecto a la remoción de DBO₅, en el Cuadro 5.7 se muestra que no hay diferencia significativa entre los dos prototipos, es decir ambos se puede optar técnicamente tanto por la opción integrada como la independiente considerando este parámetro de referencia.

Determinar si los tanques sépticos modificados mejoran la eficiencia de los tanques sépticos convencionales es de gran importancia por lo que en la Figura 5.6 se muestra gráficamente una comparación de la eficiencia de remoción de DBO a la salida de los sistemas modificados con la salida de los sistemas de tratamiento convencionales. Para realizar esta comparación se utilizaron los datos obtenidos en esta investigación para los tanques sépticos modificados y los datos recopilados en la investigación “Evaluación físico-química, biológica e hidrodinámica del funcionamiento de los sistemas de tratamiento prefabricados para el tratamiento de aguas residuales domiciliarias” de la Ingeniera Sofía Picado, 2016 en donde se evaluó el funcionamiento de los tanques sépticos que se encuentran actualmente en el mercado.



TSC=Tanque Séptico Convencional, TSM=Tanque Séptico Modificado, TSIA-TS1B=Tanque Séptico individual modificado, FC=FAFA Convencional, FA-FB= FAFA modificado

Figura 5.6. Comparación de la eficiencia de remoción de DBO de los tanques sépticos modificados vrs los tanques sépticos convencionales

Como se muestra en la Figura 5.6 los valores de DBO a la salida de los tanques sépticos modificados son menores a los valores de DBO de los tanques sépticos convencionales, lo mismo ocurre a la salida de los FAFAs modificados obteniendo estos valores de DBO aun menores que los obtenidos con los FAFAs convencionales. A pesar de que en ambos casos la mayoría de resultados obtenidos se encuentran por encima de la legislación nacional para vertimiento en ríos, indica que los cambios realizados a los tanques sépticos convencionales efectivamente lograron mejorar la eficiencia de remoción de DBO.

Uno de los principales parámetros a evaluar es la eficiencia de la remoción de material particulado con la incorporación de pantallas inclinadas colocadas a cada uno de los prototipos de tanque séptico. En el caso del tanque séptico con FAFA independiente se colocó una pantalla inclinada y en el caso de tanque séptico con FAFA incorporado se le colocaron dos pantallas inclinadas.

Para evaluar el proceso de sedimentación, se corrió una prueba de sedimentación convencional a tres alturas, cuyos resultados se presentan en la Figura 5.7.

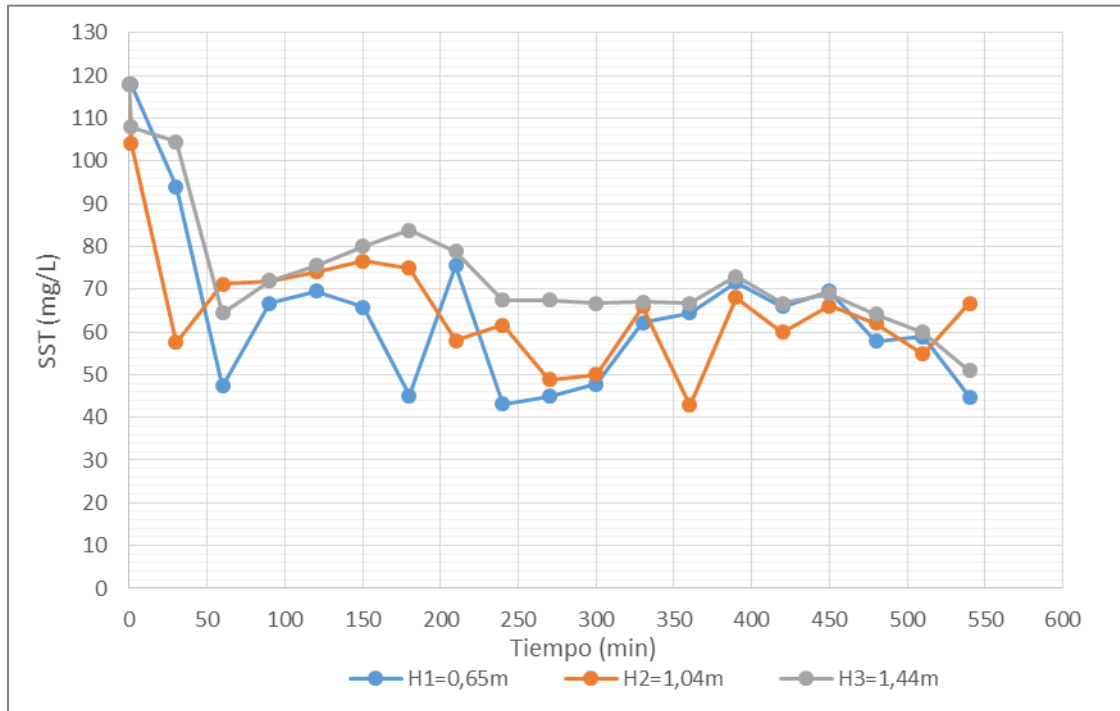


Figura 5.7. Eficiencia de remoción en función del tiempo para tres profundidades distintas.

De la Figura 5.7 se obtiene que a un tiempo de 260 min (4 horas y 20 minutos), se obtienen la mayor remoción de SST esperable, y a partir de este tiempo la eficiencia de remoción no disminuye considerablemente, por lo que extender el tiempo de retención, no aumentaría las eficiencias de remoción. Esto se da porque en las aguas residuales hay presencia de partículas discretas las cuales sedimentan fácilmente, mientras que las partículas que no se logran sedimentar de forma física es necesaria la formación de flocs (Arboleda, 2000). Por lo que aumentar los tiempos de retención, solo implicaría un aumento en los volúmenes de los tanques para poder conservar el agua residual por largos periodos, sin obtener mayores eficiencias. El tiempo identificado es alto si se considera por ejemplo el tiempo de retención hidráulico de un sedimentador convencional debe ser de aproximadamente 1,5 y 2,5 horas (Metcalf & Eddy, 1994). En el Cuadro 5.8 se muestran las mayores eficiencias de remoción y el tiempo en que se obtuvieron dichas eficiencias a las distintas alturas a las que se realizó la prueba.

Cuadro 5.8. Eficiencias de remoción de SST utilizando sedimentación convencional a distintas alturas

Parámetro	H1 0,65 m	H2 1,04 m	H3 1,44 m
Mínimo	20%	12%	9%
Máximo	63%	64%	57%
Tiempo requerido	4 horas	6 horas	9 horas

Como se muestra en el Cuadro 5.8, la mayor eficiencia de remoción la cual fue de 63% se obtuvo a la menor profundidad analizada (0,65 m) en un periodo de 4 horas, ya que conforme se da el proceso de sedimentación los sólidos se asientan más rápidamente en el fondo de la columna, mientras que a la mayor profundidad analizada (1,44m) se logró una eficiencia de remoción máxima de 58% en un periodo de aproximado de 9 horas, razón por la cual a mayor profundidad menor es la eficiencia de remoción.

En la sedimentación, para determinar el comportamiento de las partículas en el agua residual se considera la carga hidráulica superficial (CHS), la cual indica la velocidad de sedimentación. Este parámetro brinda información acerca de la velocidad con que las partículas suspendidas presentes en el agua son removidas. En la Figura 5.8 se muestra que independientemente de la altura a la que se tomaron las muestras en la columna, conforme la carga hidráulica superficial (velocidad) disminuye, la eficiencia de remoción aumenta.

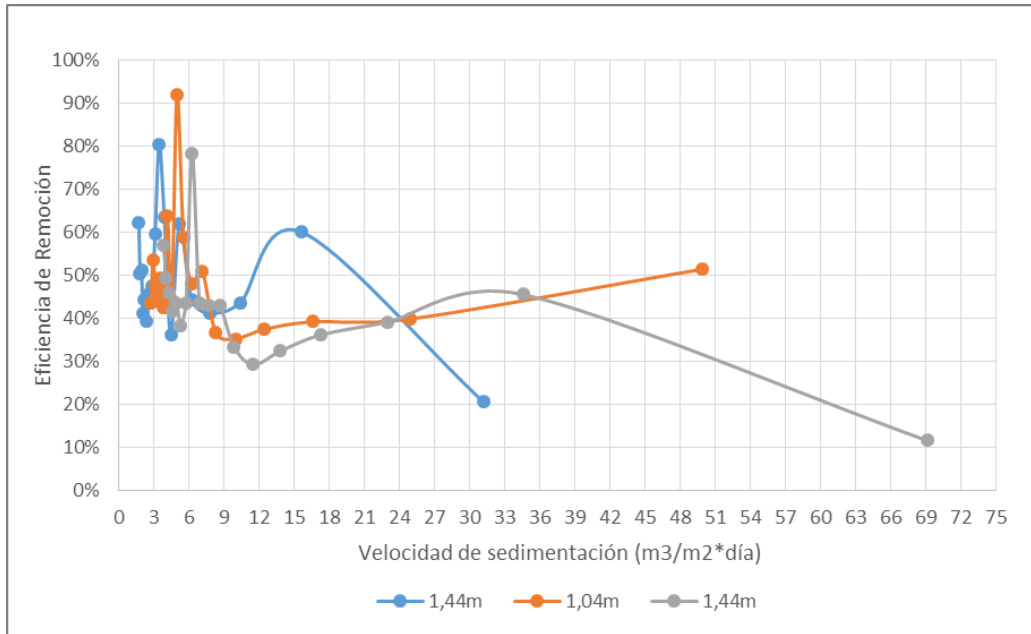


Figura 5.8. Eficiencia de remoción según la carga superficial para tres profundidades distintas.

La Figura 5.8 muestra que la mayor eficiencia de remoción se da con cargas superficiales entre 4 y 7 m³/m²*día, según Arboleda (2000) en aguas donde predominan este tipo de cargas, hay presencia de partículas tipo I, las cuales son partículas discretas y aisladas en soluciones diluidas es decir son partículas que no interactúan entre sí, ni con el resto del flujo sedimentando fácilmente. Por otro lado, estas las partículas tipo II, las cuales son partículas aglomerables, es decir que son partículas que se agrupan en partículas de mayor tamaño las cuales pueden re suspenderse. Por lo tanto, las partículas tipo I son las partículas que se sedimentaran más rápidamente mientras que las partículas tipo II posiblemente saldrán con el flujo.

En el Cuadro 5.9 se muestra el resumen estadístico, para los resultados de SST obtenidos en los prototipos, los resultados de las pruebas de laboratorio se encuentran en el Apéndice 2. El comportamiento de los valores de SST se presenta en las Figura 5.9.

Cuadro 5.9. Estadísticos finales, para el parámetro de SST del agua residual antes y después del tratamiento

Parámetro Estadístico	Entrada (mg/l)	TS1A (mg/l)	FA (mg/l)	TS1B (mg/l)	FB (mg/l)	TS+FA (mg/l)	TS+FB (mg/l)
Media	107,76	29,48	15,76	27,64	10,24	14,36	19,4

Desviación estándar	52,24	19,85	15,87	17,91	9,83	13,47	27,45
Mínimo	26	4	1	2	1	1	1
Máximo	212	79	47	55	35	45	124

Como se observa en el Cuadro 5.9, se relacionan los valores de SST del efluente de las unidades de tratamiento de cada uno de los prototipos, con los valores de SST para el afluente, obteniéndose para este último un valor máximo de 212 mg/l y un valor mínimo de 26 mg/l; es decir que la cantidad de SST presentes en el afluente es muy variable.

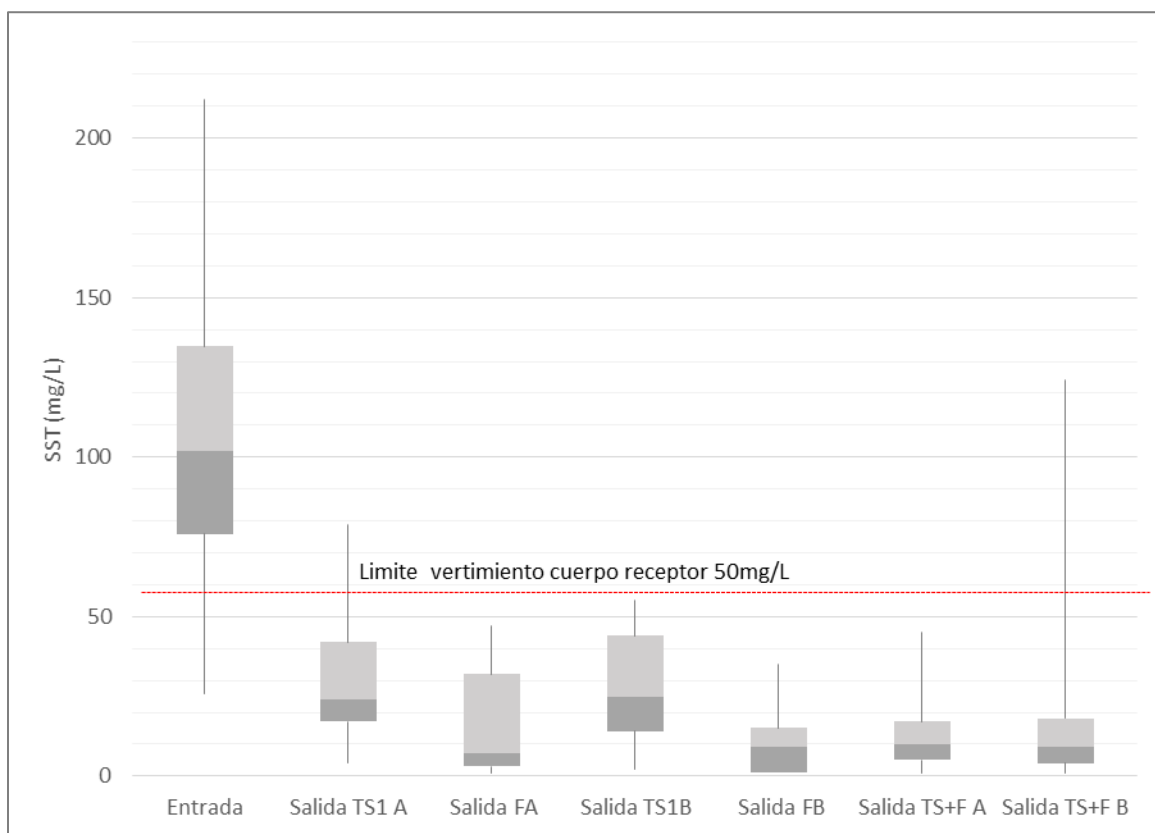


Figura 5.9. Evolución de los valores de SST en el sistema de tratamiento de aguas residuales.

La Figura 5.9 muestra las reducciones de SST para todos los sistemas, encontrándose que el percentil 75% de los datos está por debajo de 50 mg/L, que norma la legislación costarricense para vertimiento en cuerpo receptor. La incorporación de las placas en tanques sépticos convencionales promueve un proceso de sedimentación de alta tasa al reducir las alturas de sedimentación obteniéndose eficiencias entre 73% y 74%, la cuales se muestran en el Cuadro 5.10. El complemento del material plástico incorporado en el FAFA permite

alcanzar eficiencias de remoción de SST entre 85% y 90%, por lo que el FAFA estaría funcionando como un complemento a la remoción de SST del tanque séptico. El relleno plástico que tienen la capacidad de retener partículas considerando de un lado, que los espacios de poro entre el material plástico se comportan como múltiples sedimentadores, además de la acumulación de biopelícula que permite la transformación de partículas solubles en el agua en biomasa capaz de retenerse en medio físico. Por otro lado, como se muestra en la Figura 5.7, para el caso de los prototipos con el filtro incorporado (TS+FA y TS+FB), también presentaron una disminución notoria entre el afluente y efluente, presentando eficiencias de remoción de SST entre 82% y 87%, que se presentan en el Cuadro 5.10. Como se muestra en el Cuadro 5.9 los valores promedio de SST para el efluente de este tipo de prototipo también se encuentran muy por debajo de lo exigido por la legislación, para agua residual que se viertan a un cuerpo receptor, generándose los fenómenos descritos.

Cuadro 5.10. Eficiencias de remoción de SST sobre el promedio de cada una de unidades de tratamiento.

Unidad de Tratamiento	Eficiencia de remoción de SST
Afluente-TS1A	73%
TS1A-FA	12%
Afluente-FA	85%
Afluente-TS1B	74%
TS1B-FB	16%
Afluente-FB	90%
Afluente-TS+FA	87%
Afluente-TS+FB	82%

De acuerdo con los resultados obtenidos se establece que el tipo de agua residual utilizada como afluente para los prototipos de tanques sépticos analizados, en un sistema de sedimentación convencional requiere de un tiempo mínimo de aproximadamente 4 horas y 20 min para lograr una eficiencia máxima de remoción de SST de 63%, mientras que con la incorporación de sedimentación con la colocación de pantallas inclinadas se logran eficiencias entre 73% y 74% demostrando que la sedimentación mejora considerablemente la eficiencia de remoción de SST en este tipo de tratamiento. Otro indicador de la eficiencia de remoción de SST en este tipo de sistema se observa en la Figura 5.10 donde se muestra

tanto el agua cruda como el agua tratada por los tanques sépticos modificados. El análisis estadístico de igualdad de medias se muestra en el Cuadro 5.11.



Figura 5.10. Remoción de SST a partir de los tanques sépticos modificados.

Cuadro 5.11. Resumen pruebas estadísticas para el parámetro de SST por unidad de tratamiento

Unidad de Tratamiento	Prueba F para igualdad de varianzas ($\alpha=0.05$)				Prueba t para igualdad de promedios ($\alpha=0.05$)			
	Hipótesis H_0	Hipótesis H_1	$P(F \leq f)$ una cola	Decisión	Hipótesis H_0	Hipótesis H_1	$P(T \leq t)$ dos colas	Decisión
Afluente (1)-TS1A(2)	$s_1 = s_2$	$s_1 \neq s_2$	5,64E-06	Rechaza H_0	$m_1 = m_2$	$m_1 \neq m_2$	7,25E-09	Rechaza H_0
TS1A(2)-FA(3)	$s_2 = s_3$	$s_2 \neq s_3$	0,1404	Acepta H_0	$m_2 = m_3$	$m_2 \neq m_3$	0,0096	No se rechaza H_0
Afluente (1)-FA(3)	$s_1 = s_3$	$s_1 \neq s_3$	7,36E-08	Rechaza H_0	$m_1 = m_3$	$m_1 \neq m_3$	5,06E-11	Rechaza H_0
Afluente (1)-TS1B(4)	$s_1 = s_4$	$s_1 \neq s_4$	8,12E-07	Rechaza H_0	$m_1 = m_4$	$m_1 \neq m_4$	3,01E-09	Rechaza H_0
TS1B(4)-FB(5)	$s_4 = s_5$	$s_4 \neq s_5$	0,0023	Rechaza H_0	$m_4 = m_5$	$m_4 \neq m_5$	9,56E-05	Rechaza H_0
Afluente (1)-FB(5)	$s_1 = s_5$	$s_1 \neq s_5$	2,45E-12	Rechaza H_0	$m_1 = m_5$	$m_1 \neq m_5$	3,96E-12	Rechaza H_0
Afluente (1)-TS+FA(6)	$s_1 = s_6$	$s_1 \neq s_6$	2,44E-09	Rechaza H_0	$m_1 = m_6$	$m_1 \neq m_6$	2,29E-11	Rechaza H_0
Afluente (1)-TS+FB(7)	$s_1 = s_7$	$s_1 \neq s_7$	0,0013	Rechaza H_0	$m_1 = m_7$	$m_1 \neq m_7$	1,33E-09	Rechaza H_0
TS+FB(7)-FB(5)	$s_7 = s_5$	$s_7 \neq s_5$	1,88E-06	Rechaza H_0	$m_7 = m_5$	$m_7 \neq m_5$	0,1228	No se rechaza H_0

En el Cuadro 5.11 se muestra un resumen de la comparación realizada para establecer diferencias en las eficiencias de remoción de SST de cada una de las unidades de tratamiento.

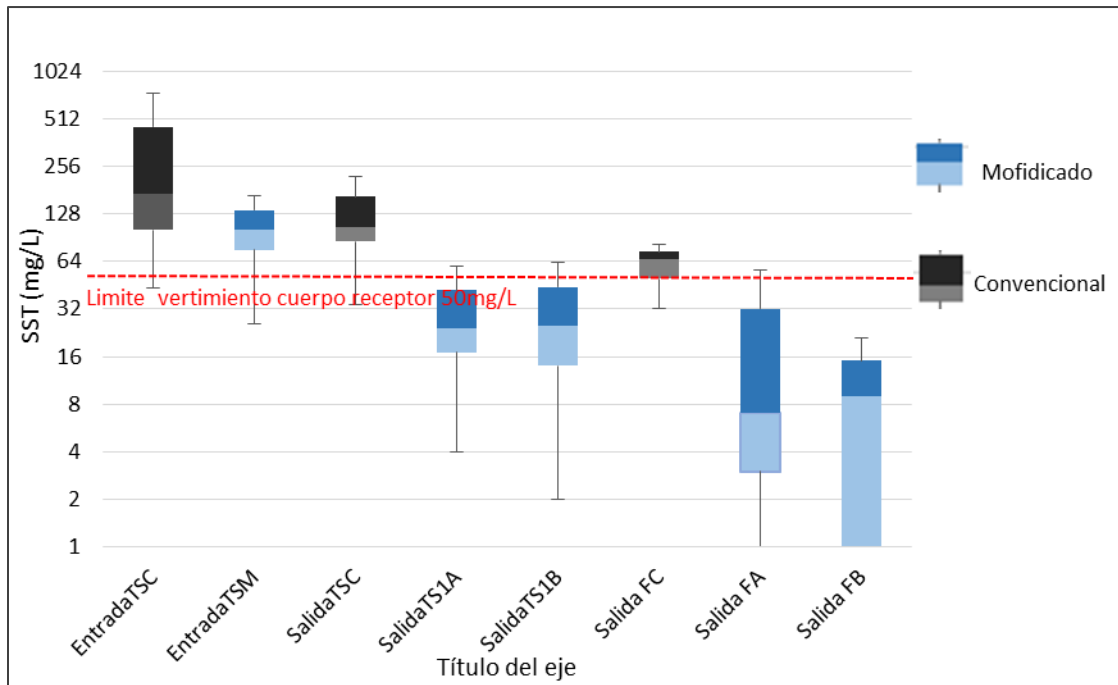
En las celdas donde se indica el rechazo de H_0 se afirma que hay diferencia en las remociones, pero donde no se rechaza no se puede afirmar con certeza, pues no hay evidencia.

En la remoción de SST del tanque séptico con su FAFA independiente, existe diferencia significativa entre el afluente-TS1A y de igual forma con su réplica afluente-TS1B, sin embargo, estadísticamente no hay evidencia de que existan diferencias entre el TS1-FA pero no ocurre lo mismo con su réplica TS1B-FB, pues indica que la remoción de SST que se da en el FB sí es significativa. Es decir que en la réplica TS1A la mayor remoción de SST se da en el tanque séptico, mientras que en su réplica TS1B la remoción es estadísticamente significativa tanto en el tanque séptico como en el FAFA. Por otro lado el Cuadro 5.11 muestra que sí hay diferencia significativa entre los SST del afluente y los SST del efluente que sale después de pasar tanto por el tanque séptico como por el FAFA, esto ocurre para las dos réplicas de este prototipo.

Para el caso del prototipo de tanque séptico que posee el FAFA incorporado en el tanque (TS+FA y TS+FB), el Cuadro 5.11 muestra, que para ambas réplicas, estadísticamente sí hay diferencia significativa entre los SST del afluente y los SST del efluente de cada una de las réplicas.

Al comparar si estadísticamente hay diferencia significativa entre los dos prototipos, tanque séptico con FAFA incorporado y tanque séptico con FAFA independiente, con respecto a la remoción de SST en el Cuadro 5.11 se demuestra que no hay diferencia significativa entre los dos prototipos. Es decir, tanto la opción individual como la integrada es una buena opción técnica si se considera como parámetro la remoción de SST.

El fin de realizar modificaciones a los tanques sépticos convencionales y evaluarlas, es la de mejorar su eficiencia, en la Figura 5.11 se presenta una comparación de la eficiencia de remoción de SST, de los tanques sépticos modificados con respecto a los convencionales. Al igual que la DBO se retomaron los resultados de Picado, 2016.



TSC=Tanque Séptico Convencional, TSM=Tanque Séptico Modificado, TSIA-TS1B=Tanque Séptico individual modificado, FC=FAFA Convencional, FA-FB= FAFA modificado

Figura 5.11. Comparación de la eficiencia de remoción de SST de los TS modificados con respecto a los TS convencionales.

En la Figura 5.11 se muestra que la concentración de SST a la salida del tanque séptico modificado es mucho menor a la concentración de SST a la salida del tanque convencional, indicando que las modificaciones que se le realizaron al tanque séptico lograron una mejoría en la remoción de SST presente en el agua residual. Lo mismo ocurre con la concentración de salida de SST del FAFA modificado siendo esta menor que la de los tanques convencionales, indicando que el cambio de material filtrante de piedra cuarta a medio plástico, mejoró significativamente la remoción de SST con respecto a los tanques convencionales.

5.4 FACTIBILIDAD ECONÓMICA

Se analizaron los componentes económicos del proyecto, incluyendo la inversión por la construcción de los sistemas, la instalación, la mano de obra, los ahorros por contaminación y por mantenimiento de los prototipos, etc. Con esto, se buscó definir si la implementación

y puesta en marcha de este tipo de sistemas de tratamiento es rentable, analizando el flujo de caja de costos y beneficios en los cuales se incurre al optar por cada una de las opciones.

Es importante indicar que los principales beneficios que se obtendrán de los sistemas de tratamiento optimizados son una reducción en la contaminación de cuerpos de aguas, ahorro en el mantenimiento del filtro anaerobios y ahorros en costos por reposición de drenaje obstruido.

5.4.1 Estimación de la inversión inicial

Se consideró como inversión inicial el sobrecosto de los sistemas de tratamiento optimizados en comparación con los sistemas de tratamiento convencionales que actualmente se encuentran en el mercado. Estos precios fueron brindados por la empresa fabricante, quien es la que actualmente distribuye este tipo de producto en Costa Rica. En el Cuadro 5.12 se muestran los costos tanto de los sistemas convencionales como de los optimizados y su sobrecosto.

Cuadro 5.12. Costos de inversión inicial de los sistemas de tratamiento optimizados.

Costos	Tanque Séptico		Tanque Séptico + FAFA Individual		Tanque Séptico + FAFA Integrado	
	Convencional	Optimizado	Convencional	Optimizado	Convencional	Optimizado
Equipo de Fibra de Vidrio	₡270 000	₡360 000	₡270 000	₡360 000	₡340 000	₡750 000
FAFA fibra de Vidrio	-----	-----	₡195 000	₡170 000	₡195 000	-----
Cilindro conexión tanque séptico a FAFA	-----	-----	₡80 000	₡80 000	₡80 000	-----
Relleno FAFA	-----	-----	₡19 000	₡80 697	₡19 000	₡247 824
Excavación	₡32 762	₡32 762	₡51 451	₡35 527	₡92 611	₡64 963
Instalación	₡32 481	₡32 481	₡64 963	₡64 963	₡110 437	₡64 963
Relleno de Tierra	₡18 683	₡18 683	₡30 325	₡30 325	₡45 487	₡30 325
Retiro de material sobrante	19 084	19 084	₡31 126	₡23 492	₡60 649	₡23 492
Total	₡373 016	₡463 016	₡741 864	₡845 004	₡943 184	₡1 181 567
Sobrecosto	₡90 000		₡103 140		₡238 383	

5.4.2 Estimación de ahorro económico

En el Cuadro 5.13 se muestran las eficiencias de remoción tanto de DBO como de SST de cada uno de los prototipos de tanque sépticos, comparando los modelos convencionales y los optimizados.

Cuadro 5.13. Eficiencias de remoción de DBO5 y SST sobre el promedio de cada una de unidades evaluadas.

Parámetro	Tanque séptico		Tanque séptico más filtro anaerobio	
	Convencional	Optimizado	Convencional	Optimizado
DBO	4%	39%	27%	51%
SST	59%	73%	82%	88%

Para estimar el ahorro económico por la reducción de contaminación se utilizó el canon de vertidos como instrumentos económico de control de contaminación, el cual según el Reglamento del Canon Ambiental por Vertidos de Costa Rica en decreto 34431 de MINAE, indica que se debe pagar un canon de \$ 0,22 (¢126) por Kilogramo de DQO, el cual se hace equivalente a DBO, parámetro medido en el proyecto y un canon de \$ 0,19 (¢109) por Kilogramo de SST. En el Cuadro 5.14 se muestran las cargas evitadas calculadas a partir de las eficiencias presentadas en el Cuadro 5.13 y los costos del canon de vertido generando el ahorro económico obtenido por los sistemas de tratamiento optimizados. Para el cálculo de las cargas evitadas se consideró 5 como el número de personas que usan el sistema, una producción aguas residuales de 200 L/habitantes*día y una concentración inicial de DQO y SST de 300 mg/L.

Cuadro 5.14. Cargas de DBO Y SST evitadas y beneficios económicos de los sistemas de tratamiento optimizados

Sistema de Tratamiento	Tanque Séptico				Tanque Séptico + Filtro Anaerobio			
	DBO		SST		DBO		SST	
Parámetro								
Población (personas)	5	10	5	10	5	10	5	10
Cargas evitadas (Kg/año)	38	76	16	32	26	52	6	12
Ahorro económico (Colones/año)	¢4841	¢9682	¢1771	¢3422	¢3270	¢6540	¢655	¢1310

Como se aprecia en el Cuadro 5.14, el costo por contaminación según la reglamentación vigente, no es significativo por lo que no tiene un impacto económico grande, y no permiten reflejar el impacto ambiental que genera el vertimiento de aguas residuales no tratadas o tratadas adecuadamente.

Otros de los beneficios económicos que traen consigo este tipo de sistemas optimizados es que los filtros por su tipo de relleno (tapas plásticas) tienen una reducción en el costo de mantenimiento, basados en la mano de obra que tiene la desinstalación y la instalación de la piedra que se utiliza en los sistemas convencionales. Además, los tanques sépticos optimizados son muy eficientes en la remoción de SST (73%) por lo que se evita que se incurra en gastos por reposición de drenaje obstruido. Otro de los beneficios que tienen este tipo de sistemas optimizados, es que no requieren que el terreno en que se instalen los sistemas cuenten con una diferencia de nivel, este es un beneficio que no se puede cuantificar económicamente sin embargo es una ventaja importante con respecto a los filtros anaerobios convencionales en donde este es uno de sus principales requisitos para su instalación.

5.4.3 Análisis de la estimación económica

Dentro de los componentes que se deben de tomar en cuenta para las proyecciones financieras están la inversión inicial, los costos operativos, los ingresos o ahorros, para esto se procede a realizar un flujo de caja. El resultado del flujo de caja es traído a valor presente neto para obtener tanto el VPN Costos como el VPN Beneficios, utilizando una tasa de descuento social de 12%, la cual se es propuesta para los proyectos de acueducto y alcantarillado.

En el caso de los flujos de caja la información que se encuentra son las cuentas de entrada y salida de dinero del proyecto. En el Cuadro 5.15, 5.16 y 5.17 se presentan los flujos de caja cada 5 años para las tres opciones de tanque séptico planteadas en este proyecto, para un periodo de operación de 25 años. El flujo de caja completo se presenta en el Apéndice 3.

Cuadro 5.15. Evaluación del flujo de caja para el Tanque séptico optimizado para 25 años de operación.

	VPN	1 año	5 años	10 años	15 años	20 años	25 años
COSTOS							
Sobrecosto Construcción	₪90 000	---	---	---	---	---	---
Suma de Costos	₪90 000						
BENEFICIOS							
Disminución de impacto por DBO	₪37 966	₪4 841	₪19 364	₪19 364	₪19 364	₪19 364	₪19 364
Disminución de impacto por SST	₪13 888	₪1 771	₪7 084	₪7 084	₪7 084	₪7 084	₪7 084
Costos evitados por reposición de drenaje obstruido	₪338 010	---	---	₪200 000	---	---	₪200 000
Suma de Beneficios	₪389 864						
Relación Beneficio/Costo	4,33						
Diferencia Beneficios-Costos	₪299 864						

Cuadro 5.16. Evaluación del flujo de caja para el Tanque séptico + filtro anaerobio integrado optimizado para 25 años de operación.

	VPN	1 año	5 años	10 años	15 años	20 años	25 años
COSTOS							
Sobrecosto Construcción	₪103 140	---	---	---	---	---	---
Suma de Costos	₪103 140						
BENEFICIOS							
Disminución de impacto por DBO	₪25 648	₪3 270	₪13 080	₪13 080	₪13 080	₪13 080	₪13 080
Disminución de impacto por SST	₪5 140	₪655	₪2 620	₪2 620	₪2 620	₪2 620	₪2 620
Ahorro operación FAFA	₪246 684	---	₪60 000	₪60 000	₪60 000	₪120 000	₪60 000
Suma de Beneficios	301 251						
Relación Beneficio/Costo	2,92						
Diferencia Beneficios-Costos	₪198 112						

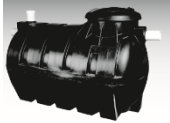
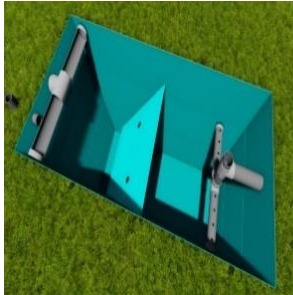




Cuadro 5.17. Evaluación del flujo de caja para el Tanque séptico + filtro anaerobio integrado optimizado para 25 años de operación.


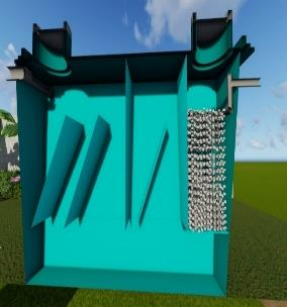




	VPN	1 año	5 años	10 años	15 años	20 años	25 años
COSTOS							
Sobrecosto Construcción	¢238 382	---	---	---	---	---	---
Suma de Costos	¢238 382						
BENEFICIOS							
Disminución de impacto por DBO	¢51 296	¢6640	¢26 160	¢26 160	¢26 160	¢26 160	¢26 160
Disminución de impacto por SST	¢10 281	¢1311	¢5 244	¢5 244	¢5 244	¢5 244	¢5 244
Ahorro operación FAFA	¢328 913		¢80 000	¢80 000	¢80 000	¢160 000	¢60 000
Suma de Beneficios	¢438 046						
Relación Beneficio/Costo	1,84						
Diferencia Beneficios-Costos	¢199 664						

Como se muestra en los Cuadros 5.15, 5.16, 5.17 pese a que la disminución a nivel de impacto ambiental no es muy relevante económicamente, los beneficios que se obtienen en términos de operación con estos sistemas optimizados, sí tienen un impacto económico importante. Por lo tanto, el flujo de caja dentro en el horizonte del proyecto, con una operación de las unidades durante los 25 años posteriores a su implementación, muestra un resultado favorable en las tres opciones, puesto que las diferencias Beneficios – Costos arrojan cortes positivos lo cual evidencia la viabilidad económica y financiera de los mismos.

Por otro lado con el fin de determinar si los sistemas de tratamiento planteados en este proyecto son competitivos en el mercado nacional tanto económicamente como en términos de tecnología, se realizó un estudio de mercado, mediante cotizaciones, de los distintos tanques sépticos prefabricados que se ofrecen actualmente en el mercado, los cuales se muestran en el Cuadro 5.18 junto con sus costos, además se muestran los sistemas optimizados y sus costos a modo de comparación

Cuadro 5.18. Tanques sépticos prefabricados disponibles en el mercado nacional.

Tanques sépticos en el Mercado V=1,1m ³ - 1,6m ³				Tanque Séptico Modificado		
Marca	Sistema	Características	Costo	Sistema	Características	Costo
AMANCO		Volumen: 1,2 m ³ Material: Polietileno	€241 516		Volumen: 1,067m ³ Material: Fibra de Vidrio. Dimensiones Largo: 2,10m Ancho: 1,05m Profundidad: 1m	€360 000
Casa del Tanque		Volumen: 1,1 m ³ Material: Polietileno	€108 870			
Mucho Tanque		Volumen: 1,210m ³ Material: Concreto Dimensiones Largo: 1,60 Ancho: 0,85 Profundidad: 1,47	€309 860			
Durman		Volumen: 1,1 m ³ Material: Polietileno Diámetro: 1,08m	€103 481			
Fibro Muebles		Volumen: 1,6m ³ Material: Fibra de Vidrio Dimensiones Largo: 1,20m Ancho: 1,05m Profundidad: 1,20m	€270 000			

Tanques sépticos en el Mercado V=1,9m ³ - 2,5m ³					Tanque Séptico con FAFA incorporado		
Marca	Sistema	Características	Costo	Costo TS+FAFA	Sistema	Características	Costo
La Casa del Tanque		Volumen : 2,3 m ³ Material: Polietileno	€234 488	€ 337 371		Volumen: 2,2191m ³ Material: Fibra de Vidrio. Dimensiones Largo: 3,05m Ancho: 0,90m Profundidad: 1,6m	€750 000
La Casa del Tanque		Volumen: 0,750m ³ Relleno: Piedra Volcánica Material: Polietileno	€102 883				
Mucho Tanque		Volumen: 2,2 m ³ Material: Concreto Dimensiones Largo: 2,60m Ancho: 1m Profundidad: 1,45m	€559 650				
Durman		Volumen: 2,5m ³ Dimensiones Altura: 1,71m Diámetro: 1,54m	€185 244,95	€ 370 489,9			
Fibro-muebles		Volumen: 1,9m ³ Material: Fibra de Vidrio Dimensiones Largo: 1,51m Ancho: 1,05m Profundidad: 1,60m	€340 000	€ 565 489,9			

Fibro-mubles		Volumen: 1,1m ³ Relleno: Piedra Cuarta Material: Fibra de Vidrio Diámetro: 0,96m Profundidad: 1,37m	€195 000				
FAFA disponible en el mercado				FAFA mejorado			
La Casa del Tanque		Volumen: 0,750m ³ Relleno: Piedra Volcánica Material: Polietileno	€102 883		Volumen: 0,226 m ³ Relleno: tapas de botella Material: fibra de vidrio Profundidad: 1m	€170 000	
Mucho Tanque		Volumen: 0,70m ³ Relleno: Membrana Material: Polietileno Diámetro: 0,60m Profundidad: 1,8m	€574 000				
Fibro-mubles		Volumen: 1,1m ³ Relleno: Piedra Cuarta Material: Fibra de Vidrio Diámetro: 0,96m Profundidad: 1,37m	€195 000				

Como se muestra en el Cuadro 5.18, en el mercado nacional están disponibles distintos tipos de sistemas de tratamientos prefabricados que funcionan como tanques sépticos; estos van desde sistemas de concreto, polietileno hasta de fibra de vidrio. Los sistemas de polietileno generalmente son circulares y consisten en un tanque de agua común, que se utiliza como sedimentador, y son muy utilizados porque son muy ligeros y fáciles de instalar. Por otro lado están los sistemas de concreto los cuales generalmente tienen forma rectangular, el problema de este tipo de sistemas es que son muy pesados y para su instalación es necesaria una grúa. Además, están los tanques sépticos hechos de fibra de vidrio, los cuales son comercializados en el país por la empresa Fibromuebles, este tipo de unidades son muy ligeros y pueden tener distintas formas, ya que este material es muy versátil. Además, existen distintos tipos de filtros anaerobios de flujo ascendente, con distintos lechos filtrantes como piedra cuarta, piedra volcánica y otros tipos de tecnologías como membranas.

Haciendo una comparación en términos económicos de los sistemas optimizados con los que ya existen en el mercado, en el Cuadro 5.18, se puede observar que los costos en el caso de los tanques sépticos optimizados se encuentran por encima del precio en el mercado. Sin embargo, esta diferencia no es significativa tomando en cuenta los beneficios que se pueden obtener a largo plazo utilizando los sistemas optimizados.

Además, se debe considerar que la propuesta en este proyecto es utilizar el tanque séptico optimizado junto con el FAFA optimizado, el cual posee un precio inferior o muy similar al precio que poseen los FAFA's que se comercializan actualmente. Al unir los costos de las dos unidades (tanque séptico + FAFA), el costo total de los sistemas que se encuentran en el mercado pasan a ser muy similares a los costos totales que poseen los sistemas optimizados, por lo que se podría considerar que los sistemas optimizados, efectivamente podrían llegar a ser competitivos económicamente en el mercado nacional.

6 CONCLUSIONES

Para los prototipos de sistemas individuales, a pesar de las modificaciones en la configuración de entrada y salida, se encuentra aún la existencia de zonas muertas y cortos circuitos, estos últimos propiciados por la escala misma de la unidad de tratamiento, que al ser las distancias cortas entre entrada y salida propician pasos directos de la masa de agua, sin embargo estos porcentajes son inferiores a 40%, siendo los sistemas con FAFA incorporado los que generan el menor porcentaje.

En el prototipo de tanque séptico individual se da un predominio de flujo pistón mientras que en el prototipo de tanque séptico con FAFA incorporado se da un predominio de flujo completamente mezclado.

El complemento del material plástico (tapas de botella) incorporado en el FAFA contribuye en alcanzar eficiencias de remoción de SST mayores a las de los sistemas convencionales, por lo que el FAFA estaría funcionando como un complemento a la remoción de SST del tanque séptico. Esta unidad amortigua pasos de flóculos del tanque séptico, generando una calidad estable en el efluente.

El mejoramiento de las condiciones hidrodinámicas y los dispositivos de sedimentación del reactor favoreció el incremento de la eficiencia de remoción de SST y la eficiencia de remoción de DBO en ambos modelos de tanque séptico propuestos, en comparación con los tanques sépticos convencionales.

Estadísticamente no hay diferencia significativa entre los dos prototipos de tanque séptico-FAFA independiente/incorporado, propuesto si se consideran como parámetros la remoción de SST y la remoción de DBO. Es decir, ambos se convierten en una opción técnica factible.

El flujo de caja en el horizonte del proyecto, con una operación de las unidades durante los 25 años posteriores a su implementación, muestra diferencias de Beneficios –

Costos con cortes positivos, lo cual evidencia la viabilidad económica y financiera de las unidades de tratamiento propuestas, principalmente los beneficios están asociados a la reducción de los costos de operación y mantenimiento

El estudio de mercado realizado evidencia que los sistemas optimizados propuestos sí podría llegar a ser competitivos económicamente en el mercado nacional, si se comercializan exponiendo las ventajas futuras que estos tienen en cuanto mejoras de la eficiencia de remoción de los parámetros de calidad y la disminución de las actividades de mantenimiento posteriores.

7 RECOMENDACIONES

Realizar estudios posteriores para poner en práctica las modificaciones evaluadas en este trabajo y otras que surjan en el futuro para mejorar el desempeño de los sistemas de tratamiento tanques sépticos.

Para aumentar la eficiencia de remoción de DBO se recomienda colocar un tratamiento aerobio posterior a la salida del FAFSA, por ejemplo, una biojardinera.

Identificar otros instrumentos económicos ambientales que permitan valorar los costos evitados por disminuir la contaminación, ya que el costo de tasa retributiva según la reglamentación vigente no es significativo económicamente y no permite reflejar el impacto que genera el vertimiento de aguas residuales no tratadas o tratadas adecuadamente.

Promocionar el uso de tanques sépticos optimizados en los sectores del país que no tienen acceso a sistemas de tratamiento centralizados.

Sugerir al CFIA el cambio del diseño de tanques sépticos que aparece en el Código de instalaciones Hidráulicas con base en los estudios realizados.

Proponer al MINSA realizar estudios, para diagnosticar el estado actual de tanques sépticos en zonas vulnerables, para valorar la necesidad de reemplazo por este tipo de unidades optimizadas.

Crear un programa de capacitación para diseño de estos sistemas, en el CFIA, teniendo como base los estudios realizados.

8 REFERENCIAS

- Agency, E. P. (2011). Water treatment Manual:Desinfection. Ireland: Wexford. Recuperado a partir de https://www.epa.ie/pubs/advice/drinkingwater/Disinfection2_web.pdf
- Anderson, D., & Richard, O. (2000). Integrated Wastewater Management in Growing Urban Environments. *Managing Soils in an Urban Environment*, 199-250.
- Andrade, C., Melo, H., & Lucas, M. (2001). Analisis Comparativo de Filtros Anaerobios con flujo Ascendente y Flujo descendente afogado. Paraiba, Brasil: Confreso Brasileiro de Engenharia Sanitaria.
- Arboleda, J. (2000). Teoría y Práctica de la Purificación de Agua. Colombia: McGRAW-HILL.
- Asgharzadeh, H., Firoozabadi, B., & Afshin, H. (2011). Experimental investigation of effects of baffle configurations on the performance of a secondary sedimentation tank. *Scientia Iranica*, 938–949. Recuperado a partir de <https://ezproxy.itcr.ac.cr:2476/science/article/pii/S1026309811001192>
- Barba, E. (2002). Conceptos básicos de la Contaminación de Agua y Parámetros de Medición. Universidad del Valle, 20-44. Recuperado a partir de <http://www.bvsde.paho.org/bvsaar/e/fulltext/gestion/conceptos.pdf>
- Bultler, D., & Payne, J. (1995). Septic tanks: Problems and practice. *Building and Environment*, 419–425. Recuperado a partir de <https://ezproxy.itcr.ac.cr:2476/science/article/pii/036013239500012U>
- Camargo, S., & Nour, E. (2001). Bamboo as an anaerobic medium: Effect of filter column height . *Water Science and Technology*, 63-70. Recuperado a partir de <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11575102>
- Cedeño, M. (2016). Importancia de la evaluación financiera de los proyectos de inversión para establecer rentabilidad y beneficios para la empresa. Editorial de la UTMACH. Recuperado a partir de <http://repositorio.utmachala.edu.ec/bitstream/48000/8795/1/ECUACE2016-EC-CD00001.pdf>.
- Celestino, J., Lu, & Xi-wu. (2014). Effects of hydraulic retention time, temperature, and effluent recycling on efficiency of anaerobic filter in treating rural domestic wastewater. *Water Science and Engineering*, 168-182. Recuperado a partir de <https://ezproxy.itcr.ac.cr:2476/science/article/pii/S1674237015302775>
- Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (CEPIS) (2004). Tratamiento de agua para consumo humano. Filtración Rápida. Perú. Recuperado a partir de http://www.bvsde.paho.org/bvsatr/fulltext/tratamiento/manualI/tomoI/ma1_tomo1_index.pdf
- Cortes, M. (2003). Importancia de los coliformes fecales como indicadores de contaminación en la Franja Litoral de Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit. *Biomedic*, 115-129.

- Crittenden, J., Trussell, R., Hand, D., Howe, K., & Tchobanoglous, G. (2012). *MWH's Water Treatment Principles and Design*. New Jersey: John Wiley & Sons, Inc. .
- Cruz, L., Stefanutti, R., Coraucci, B., & Tonetti, A. (2003). Coconut shells as filling material of anaerobic filters. *Springer Plus Eng.*, 655. Recuperado a partir de <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3863397/>
- Días, M., Espitia, S., & Molina, F. (2002). *Digestion Anaerobia*. Bogota: Universidad Nacional de Colombia . Recuperado a partir de http://www.uneditorial.net/uflip/Digestion_Anaerobia_una_aproximacion_a_la_tecnologia/pubData/source/Digestion_anaerobia_unal.pdf
- Echeverría, J. (2005). Herramientas económicas y fiscales para la gestión ambiental en Costa Rica. En: *Política fiscal y medio ambiente. Bases para una agenda común.* , J. Acquatella and A. Bárcena, eds., Naciones Unidas-CEPAL, Santiago de Chile. Recuperado a partir de https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/2437/S053143_es.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Gomez, A. (2014). Estudio del efecto del almacenamiento sobre la calidad de agua en un tanque de distribución. Cartago, Costa Rica: Tecnológico de Costa Rica. Recuperado a partir de https://repositoriotec.tec.ac.cr/bitstream/handle/2238/3285/estudio_efecto_almacenamiento_calidad_agua.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Goula, A., Kostoglou, M., Karapantsios, T., & Zouboulis, A. (2003). A CFD methodology for the design of sedimentation tanks in potable water treatment. *Chemical Engineering Journal*, 110-121. Recuperado a partir de <https://ezproxy.itcr.ac.cr:2476/science/article/pii/S1385894707006250>
- Hassanvand, M., & Alighardashi, A. (2017). Application of Froude dynamic similitude in anaerobic baffled reactors to prediction of hydrodynamic characteristics of a prototype reactor. *Water Science and Engineering*, 36-44. Recuperado a partir de <https://ezproxy.itcr.ac.cr:2476/science/article/pii/S1674237017300248>
- Hirsch, A. (1969). Basin Tracer Curves Interpreted by basic analytics. USA: Journal ASCE.
- Hogjian, L., Weiwei, L., Zang, X., Williams, N., & Bo, H. (2017). Microbial electrochemical septic tanks (MESTs): An alternative configuration with improved performance and minimal modifications on conventional septic systems. *Biochemical Engineering Journal*, 146–156. Recuperado a partir de <https://ezproxy.itcr.ac.cr:2476/science/article/pii/S1369703X17300104>
- ICIDCA. (2005). *La Digestion Anaerobia*. España: Redalyc. Recuperado a partir de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=223120659006>
- Instituto Meteorológico de Costa Rica. (2017). *Atlas Climatológico de Costa Rica*. San Jose.
- Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados (2016). *Plan Nacional de Inversiones en Saneamiento 2016-20145*. San José, Costa Rica. Recuperado a partir

de

<https://www.aya.go.cr/Noticias/Documents/Plan%20Nacional%20de%20Inversiones%20en%20Saneamiento%20marzo%202017.pdf>

- Libralato, G. (2012). To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management. *Journal of Environmental Management*, 61-68. Obtenido de *Journal of Environmental Management*. Recuperado a partir de <https://ezproxy.itcr.ac.cr:2476/science/article/pii/S0301479711002751>
- Mara, D. (2003). *Domestic Wastewater treatment in the developing countries*. London: Earthscan.
- Massoud, M. (2009). Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. *Journal of Environmental Management*, 652–659. Recuperado a partir de <https://ezproxy.itcr.ac.cr:2476/science/article/pii/S0301479708001618>
- Morant, J. (2017). Análisis de las fracciones de DQO en las aguas de la planta de Medellín: UNAD. Recuperado a partir de <https://stadium.unad.edu.co/preview/UNAD.php?url=/bitstream/10596/12223/1/98494403.pdf>
- Opher, T. (2016). Comparative LCA of decentralized wastewater treatment alternatives for non-potable urban reuse. *Journal of Environmental Management*, 464–476. Recuperado a partir de <https://ezproxy.itcr.ac.cr:2476/science/article/pii/S0301479716305175>
- Picado, S. (2016). *Evaluación físico-química, biológica e hidrodinámica del funcionamiento de los sistemas de tratamiento prefabricados por la empresa Fibromuebles para el tratamiento de aguas residuales domiciliarias*. Cartago, Costa Rica.
- Richards, S., Paterson, E., Withers, P., & Marc, T. (2016). Septic tank discharges as multi-pollutant hotspots in catchments. *Science of The Total Environment*, 854–863. Recuperado a partir de <https://ezproxy.itcr.ac.cr:2476/science/article/pii/S0048969715309761>
- Jo, Y., JAAI, K., Hwang, S., & Lee, C. (2015). Anaerobic treatment of rice winery wastewater in an upflow filter packed with steel slag under different hydraulic loading conditions. *Bioresource Technology*, 53–61. Recuperado a partir de <https://ezproxy.itcr.ac.cr:2476/science/article/pii/S0960852415008378>
- Jo, Y., Kim, J., Hwang, S., & Lee, C. (2015). Anaerobic treatment of rice winery wastewater in an upflow filter packed with steel slag under different hydraulic loading conditions. *Bioresource Technology*, 53–61. Recuperado a partir de <https://ezproxy.itcr.ac.cr:2476/science/article/pii/S0960852415008378>

- Kebs, P., Vischer, D., & Gujer, W. (1995). Design of the Intake Structure of Sedimentation Tanks final episodes. *Environment Enginier*, 558-564.
- Libralato, G. (2012). To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management. *Journal of Environmental Management*, 61-68. Obtenido de *Journal of Environmental Management*. Recuperado a partir de <https://ezproxy.itcr.ac.cr:2476/science/article/pii/S0301479711002751>
- Massoud, M. (2009). Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. *Journal of Environmental Management*, 652–659. Recuperado a partir de <https://ezproxy.itcr.ac.cr:2476/science/article/pii/S0301479708001618>
- Malik, O., & Fies, Y. (2014). Primary vs. Secondary: Types of Wastewater Treatment. *News & Insights*, 17-28. Recuperado a partir de <http://archive.epi.yale.edu/case-study/primary-vs-secondary-types-wastewater-treatment>
- Metcalf, E., Burton, F., & Stensel, H. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. New York: Fourth ed. McGraw-Hil.
- Mihekcic, J., & Zimmerman. (2012). *Ingeniería ambiental: fundamentos, sustentabilidad, diseño*. España: Alfaomega.
- MINAE, 2018. Decreto 34431 Reglamento del Canon Ambiental por Vertidos de Costa Rica en el decreto 34431
- Nathason, J. (2016). Wastewater treatment. *Encyclopedia Britannica*, 16-25.
- Oca, J., Masaló, I., & Reig, L. (2003). Comparative analysis of flow patterns in aquaculture. *Aquacultural Engineering*, 221–236. Recuperado a partir de <https://ezproxy.itcr.ac.cr:2476/science/article/pii/S0144860904000251>
- Opher, T. (2016). Comparative LCA of decentralized wastewater treatment alternatives for non-potable urban reuse. *Journal of Environmental Management*, 464–476. Recuperado a partir de <https://ezproxy.itcr.ac.cr:2476/science/article/pii/S0301479716305175>
- Patziger, M., Kainzb, K., Hunzec, M., & Józsad, J. (2012). Influence of secondary settling tank performance on suspended solids mass balance in activated sludge systems. *Water Research*, 2415–2424. Recuperado a partir de <https://ezproxy.itcr.ac.cr:2476/science/article/pii/S0043135412000954>
- Pérez, A., & Torres, P. (2008). Evaluación del comportamiento hidrodinámico como herramienta para optimización de reactores anaerobios de crecimiento en medio fijo. *Revista Facultad Ingeniería Universidad de Antioquia*, 27-40. Recuperado a partir de <http://www.scielo.org.co/pdf/rfiua/n45/n45a03.pdf>
- Torres,P. (2007). Evaluación y optimización de un filtro anaerobio en escala real para el tratamiento de aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca. Cali : Universidad del Valle.

- Perez, J. (1992). Análisis de flujo y factores que determinan los periodos de retención. Lima: CEPIS. Recuperado de <http://www.bvsde.ops-oms.org/bvsatr/fulltext/tratamiento/manualIII/capitulo2.pdf>
- Picado, S. (2016). Evaluación fisico-química, biológica e hidrodinámica del funcionamiento de los sistemas de tratamiento prefabricados por la empresa Fibromuebles para el tratamiento de aguas residuales domiciliarias. Cartago, Costa Rica.
- Pinzón, L., & Almeida, O. (2010). Diseño Construcción y Puesta en Marcha de un Modelo de Tratamiento para las aguas Residuales Generadas en la Producción de Panela. Universidad Industrial de Santander, 31-44. Recuperado a partir de <http://www.panelamonitor.org/media/docrepo/document/files/disenio-construccion-y-puesta-en-marcha-de-un-modelo-de-tratamiento-para-las-aguas-residuales-generadas-en-la-produccion.pdf>
- Prakash, M., & Cleary, P. (2011). Three dimensional modelling of lava flow using Smoothed Particle Hydrodynamics. *Applied Mathematical Modelling*, 021–3035. Recuperado a partir de <https://ezproxy.itcr.ac.cr:2476/science/article/pii/S0307904X10005226>
- Reyes, h., perez, V., & Arias, D. (2013). Comportamiento Hidrodinámico de un Reactor . Armenia, Colombia: *Revista Colombiana de Materiales* . Recuperado a partir de <https://aprendeonline.udea.edu.co/revistas/index.php/materiales/article/viewFile/15083/13160>
- Richards, S., Paterson, E., Withers, P., & Marc, T. (2016). Septic tank discharges as multi-pollutant hotspots in catchments. *Science of The Total Environment*, 854–863. Recuperado a partir de <https://ezproxy.itcr.ac.cr:2476/science/article/pii/S0048969715309761>
- Rodriguez, A., Leton, P., Rosal, R., & Dorado, M. (2006). Tratamientos Avanzados de Aguas Residuales. *citme*, 15-45. Recuperado a partir de https://www.madrimasd.org/uploads/informacionidi/biblioteca/publicacion/doc/VT/VT2_Tratamientos_avanzados_de_aguas_residuales_industriales.pdf
- Rojas, A., & García, A. (2009). Modelación de la curva de distribución del tiempo de residencia en un sistema de lixiviación industrial. Bogota: *Tecnología Química*. Recuperado de <http://www.redalyc.org/html/4455/445543761026/>
- Rosales, E. (2008). *Tanques Sépticos: Conceptos Teóricos Base y Aplicaciones*. Instituto Tecnológico de Costa Rica.

- Rostami, F., Shahrokhi, M., Said, Abdullah, R., & Syafaln. (2011). Numerical modeling on inlet aperture effects on flow pattern in primary settling tanks. *Applied Mathematical Modelling*, 3012–3020. Recuperado a partir de <https://ezproxy.itcr.ac.cr:2476/science/article/pii/S0307904X10004932>
- Sammarraee, M., & Chan, A. (2009). Large-eddy simulations of particle sedimentation in a longitudinal sedimentation basin of a water treatment plant. Part 2: The effects of baffles. *Applied Mathematical Modelling*, 315–321. Recuperado a partir de <https://ezproxy.itcr.ac.cr:2476/science/article/pii/S1385894709000667>
- Sanchez, J. (2010). Modelación de las condiciones hidráulicas de una planta compacta para el tratamiento de aguas residuales domésticas . Medellín: Universidad Nacional de Colombia . Recuperado a partir de <http://www.tesislatinoamericanas.info/index.php/record/view/26853>
- Sanchez, J., & Cardona, S. (2009). Evaluación del comportamiento hidráulico de un reactor aerobio y un reactor anerobio, en una planta de tratamiento de aguas residuales domésticas de pequeña escala. Medellín, Colombia: Universidad Nacional de Colombia. Recuperado a partir de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=145012818003>
- Shahrokhi, M., Rostami, F., Said, M., & Syafalni. (2013). Numerical modeling of baffle location effects on the flow pattern of primary sedimentation tanks. *Applied Mathematical Modelling*, 4486–4496. Recuperado a partir de <https://ezproxy.itcr.ac.cr:2476/science/article/pii/S0307904X12005914>
- Shahrokhi, M., Rostami, M., Md Dicho, A., & Sabbagh, S. (2012). The effect of number of baffles on the improvement efficiency of primary sedimentation tanks. *Applied Mathematical Modelling*, 3725–3735. Recuperado a partir de <https://ezproxy.itcr.ac.cr:2476/science/article/pii/S0307904X11006895>
- Subdirección de Hidrología. (2007). Sólidos Suspendidos Totales en Agua . IDEAM, 3-8. Recuperado a partir de <http://www.ideam.gov.co/documents/14691/38155/S%C3%B3lidos+Suspendidos+Totales+en+aguas.pdf/f02b4c7f-5b8b-4b0a-803a-1958aac1179c>
- Tamayol, A., Firoozabadi, B., & Ahmadi, G. (2008). Effects of inlet position and baffle configuration on hydraulic performance of primary settling tanks. *Journal of*

- Hydraulic Engineering, 1004-1009. Recuperado a partir de <https://ezproxy.itcr.ac.cr:2476/science/article/pii/S0307904X11006895>
- Tarpagkou, R., & Pantokratoras, A. (2014). The influence of lamellar settler in sedimentation tanks for potable water treatment — A computational fluid dynamic study. The influence of lamellar settler in sedimentation tanks for potable water treatment — A computational fluid dynamic study, 139–149. Recuperado a partir de <https://ezproxy.itcr.ac.cr:2476/science/article/pii/S003259101400730X>
- Tonon, D., Tonetti, A., Coraucci, B., & Camargo, D. (2015). Wastewater treatment by anaerobic filter and sand filter: Hydraulic loading rates for removing organic matter, phosphorus, pathogens and nitrogen in tropical countries. *Ecological Engineering*, 583–589. Recuperado a partir de <https://ezproxy.itcr.ac.cr:2476/science/article/pii/S0925857415300380>
- Torres, P. (2007). Evaluación y optimización de un filtro anaerobio en escala real para el tratamiento de aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca. Cali : Universidad del Valle. Recuperado de <https://colciencias.pure.elsevier.com/es/publications/evaluaci%C3%B3n-y-optimizaci%C3%B3n-de-un-filtro-anaerobio-en-escala-real-p>
- Wills, B., Vélez, S., Arboleda, A., & Garcés, J. P. (2010). Propuesta metodológica para la evaluación de sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas en el sitio de origen. *Revista EIA*, ISSN 1794-, 93–105.
- Water and Environment Journal. (2015). A septic tank-UASB combined system for domestic wastewater treatment: a pilot test . Nepal: Kathmandu University.

9 APÉNDICES

Apéndice 1. Planos de Sistemas Tratamientos Analizados

Apéndice 2. Pruebas de calidad de agua de la evaluación de sistemas individuales optimizados

Tabla A.2.1. Monitoreo de DBO

Fecha	N° Muestreo	Resultados de DBO (mg/l)						
		Entrada	TS1 A	FA	TS1B	FB	TS+FA	TS+FB
07/06/2017	1	220,20	59,25	13,65	28,03	11,68	37,85	34,77
09/06/2017	2	188,10	66,87	46,1	83,07	23,6	86,62	68,27
14/06/2017	3	271,04	68,78	63,64	81,43	31,96	55,54	49,58
16/06/2017	4	134,96	53,28	31,90	71,59	31,88	68,08	59,83
21/06/2017	5	272,33	45,23	26,29	30,57	10,41	37,93	32,18
23/06/2017	6	264,58	52,66	42,07	68,46	34,00	50,15	42,27
28/06/2017	7	198,54	124,39	88,67	157,3	64,18	60,03	49,9
30/06/2017	8	123,60	99,68	96,28	167,50	51,04	100,08	91,37
05/07/2017	9	285,20	264,80	277,40	200,60	207,60	241,40	225,80
07/07/2017	10	295,20	232,20	194,25	193,70	189,90	235,80	185,85
12/07/2017	11	365,40	347,40	231,00	310,00	209,90	193,88	227,10
14/07/2017	12	445,50	344,40	324,60	290,40	293,40	229,24	206,96
19/07/2017	13	474,00	362,58	209,42	472,50	317,13	252,88	270,88
21/07/2017	14	466,50	417,00	350,25	433,5	326,75	298,50	283,25
26/07/2017	15	622,50	446,25	367,50	396,75	391,50	300,38	251,17
28/07/2017	16	1.047,00	393,00	317,50	415,50	297,63	296,88	295,75
3/08/2017	17	813,00	730,00	664,50	355,50	636,50	338,58	376,12
4/08/2017	18	771,00	439,73	377,33	551,60	315,58	399,75	630,00
16/08/2017	19	126,00	381,67	335,75	218,67	238,08	299,58	244,13
18/08/2017	20	747,00	366,80	328,50	474,60	301,67	222,92	115,13
23/08/2017	21	213,93						
24/08/2017	22							
6/09/2017	23	280,13	218,00	255,83	262,30	165,63	215,63	209,25
8/09/2017	24	621,00	343,50	230,25	238,20	158,50	138,79	99,75
13/09/2017	25	728,50	382,50	318,58	288		256,00	274,50
20/09/2017	26	476,27	277,75	207,46	345,00			
21/09/2017	27	204,00	136,83	96,63	89,13	64,125	66,95	42,70
27/09/2017	28	636,50	285,07	212,05	283,40	184,83	203,21	189,22
29/09/2017	29	356,20	202,94	152,55	144,50	131,30	109,83	126,64
4/10/2017	30	556,80	226,09	386,19	245,60	245,49	255,30	251,96
11/10/2017	31	230,78	132,6	86,56	126,80	84,11	66,44	65,29
13/10/2017	32	283,07	165,69	164,09	166,70	120,72	153,74	150,18
20/10/2017	33	188,86	149,43	114,18	158,3	110,99	114,71	109,59

Tabla A.2.2. Monitoreo de SST

Fecha	N° Muestreo	Resultados de SST (mg/l)						
		Entrada	TS1 A	FA	TS1B	FB	TS+F A	TS+F B
07/06/2017	1	149	6	3	16	2	11	6
09/06/2017	2	116	18	7	21	9	17	9
14/06/2017	3	129	26	9	55	1	5	1
16/06/2017	4	180	18	7	4	3	10	12
21/06/2017	5	83,33	27	4	7	6	5	5
23/06/2017	6	41	6	3	2	1	2	3
28/06/2017	7							
30/06/2017	8							
05/07/2017	9							
07/07/2017	10							
12/07/2017	11							
14/07/2017	12							
19/07/2017	13							
21/07/2017	14							
26/07/2017	15	80	17	15	18	11	5	2
28/07/2017	16	30	13	1	14	1	1	2
3/08/2017	17	210	20	2	38	1	12	4
4/08/2017	18	112	39	7	25	1	6	25
16/08/2017	19	212	75	44	44	35	1	56
18/08/2017	20	102	26	16	52	15	12	59
23/08/2017	21	76	4	3	23	1	2	49
24/08/2017	22	110	24	4	41	13	40	16
6/09/2017	23	144	11	1	10	3	13	8
8/09/2017	24	72	46	32	55	3	45	124
13/09/2017	25	187,5	43	40	29	21	40	11
20/09/2017	26	96	52	47	52	24	31	16
21/09/2017	27	77,5	39	2	25	20	8	6
27/09/2017	28	26	79	42	49	28	38	7
29/09/2017	29	60	19	8	3	1	8	2
4/10/2017	30	46	15	5	6	9	16	18
11/10/2017	31	98	24	26	30	14	18	14
13/10/2017	32	134,67	48	32	23	13	7	1
20/10/2017	33	122	42	34	49	20	6	29

Tabla A.2.3. Monitoreo de pH

Fecha	N° Medición	Resultados de pH						
		ENTRADA	TS1A	FA	TS1B	FB	TS+FA	FS+FB
07/06/2017	1	8,51	8,32	8,28	8,29	8,36	8,24	8,23
09/06/2017	2	8,94	8,37	8,32	8,34	8,39	8,18	8,17
14/06/2017	3	7,95	7,47	7,51	7,49	7,4	7,53	7,51
16/06/2017	4	7,81	7,77	7,99	7,83	7,99	7,73	7,85
21/06/2017	5	6,85	7,09	7,31	7,14	7,34	7,10	7,06
23/06/2017	6	7,19	7,04	7,23	7,08	7,19	6,95	6,88
28/06/2017	7	7,96	7,33	7,20	7,23	7,22	7,15	7,04
30/06/2017	8	7,22	7,27	7,29	7,19	7,31	7,17	7,11
05/07/2017	9	7,39	7,02	7,02	7,1	7,17	6,88	6,91
07/07/2017	10	7,37	6,89	6,91	7,13	7,13	7,07	7,09
12/07/2017	11	7,58	6,71	6,65	6,96	7,14	6,90	7,03
14/07/2017	12	7,68	6,64	6,62	7,07	7,14	6,97	6,86
19/07/2017	13	7,43	6,28	6,74	6,64	6,7	6,75	6,80
21/07/2017	14	7,18	6,78	6,73	6,71	6,75	6,81	6,87
26/07/2017	15	6,95	6,82	6,94	6,95	7,05	7,10	7,10
28/07/2017	16	7,46	7,14	7,16	6,44	7,01	7,16	7,10
3/08/2017	17	7,40	6,77	6,13	6,81	6,89	6,88	6,87
4/08/2017	18	7,69	7,27	7,02	6,86	6,90	4,43	6,90
16/08/2017	19	7,09	6,24	6,45	6,8	6,88	6,85	6,85
18/08/2017	20	7,90	7,01	6,85	6,89	6,90	6,91	6,92
23/08/2017	21	7,64	6,44	6,80	7,01	6,90	6,93	6,82
24/08/2017	22	7,91	7,01	6,84	6,81	6,80	6,77	6,85
6/09/2017	23	7,69	6,36	6,35	6,24	6,51	6,55	6,38
8/09/2017	24	7,39	6,7	6,44	6,11	6,30	6,65	6,56
13/09/2017	25	7,16	6,49	6,81	6,64	6,66	6,58	6,66
20/09/2017	26	6,87	6,74	6,58	6,38	6,36	6,42	6,42
21/09/2017	27	7,15	6,81	6,84	7,00	6,92	6,92	6,81
27/09/2017	28	7,71	6,72	6,69	6,91	6,88	6,87	6,85
29/09/2017	29	6,51	6,74	6,66	6,51	6,78	6,74	6,53
4/10/2017	30	7,91	6,89	6,85	6,92	6,87	6,72	6,67
11/10/2017	31	7,95	6,84	6,65	6,91	6,86	6,65	6,69
13/10/2017	32	7,01	6,61	6,72	6,86	6,98	6,99	6,91
20/10/2017	33	7,61	6,51	6,62	6,76	6,88	6,89	6,81

Cuadro A.2.4. Monitoreo de temperatura

Fecha	N° Medición	ENTRADA	Resultado de Temperatura (°C)					
			TS1A	FA	TS1B	FB	TS+FA	FS+FB
07/06/2017	1	24,90	24,97	25,30	24,94	27,60	26,50	25,10
09/06/2017	2	24,50	24,90	26,20	24,80	27,10	26,60	25,30
14/06/2017	3	23,50	23,00	23,50	23,20	24,50	24,20	23,50
16/06/2017	4	25,20	23,60	23,20	22,80	23,70	23,00	23,10
21/06/2017	5	23,30	23,20	22,30	22,40	23,40	23,10	23,00
23/06/2017	6	24,40	22,70	25,60	22,90	24,10	23,70	23,50
28/06/2017	7	23,80	22,70	24,00	23,10	24,10	23,90	23,60
30/06/2017	8	23,60	22,50	24,30	23,20	24,10	23,80	23,30
05/07/2017	9	23,40	22,90	23,70	22,90	23,60	23,00	23,10
07/07/2017	10	23,70	23,30	23,40	23,60	23,70	23,60	23,70
12/07/2017	11	23,60	23,60	23,00	22,70	24,30	23,20	23,20
14/07/2017	12	23,40	22,90	23,10	23,20	23,40	23,10	22,80
19/07/2017	13	23,40	23,10	23,80	23,70	23,80	23,30	23,10
21/07/2017	14	24,00	23,30	25,30	23,40	25,80	23,10	23,40
26/07/2017	15	22,80	22,70	23,10	23,10	23,40	23,10	23,10
28/07/2017	16	23,70	23,30	23,80	23,40	24,70	23,70	23,80
3/08/2017	17	23,60	23,80	24,00	23,60	24,20	23,50	23,90
4/08/2017	18	24,40	23,00	24,50	24,70	25,10	24,40	25,10
16/08/2017	19	21,70	23,20	23,60	22,00	24,20	23,60	23,50
18/08/2017	20	23,70	23,10	23,60	23,00	23,00	23,20	23,00
23/08/2017	21	25,50	23,80	23,10	24,00	24,10	24,60	24,40
24/08/2017	22	24,10	23,60	23,70	23,10	24,20	23,56	24,55
6/09/2017	23	24,80	23,80	23,40	25,28	25,14	24,60	24,00
8/09/2017	24	25,80	24,80	24,40	25,30	25,10	24,60	24,00
13/09/2017	25	24,60	24,80	24,50	24,40	24,10	24,10	24,00
20/09/2017	26,	23,40	23,80	23,70	23,90	24,00	24,70	24,80
21/09/2017	27	23,80	23,90	24,10	23,80	23,70	23,50	23,60
27/09/2017	28	24,31	24,52	25,54	26,79	24,76	24,78	25,67
29/09/2017	29	23,80	23,30	23,80	23,50	23,70	23,50	23,30
4/10/2017	30	24,80	23,80	23,40	25,28	25,14	24,60	24,00
11/10/2017	31	24,20	23,70	23,90	23,20	23,70	23,00	23,20
13/10/2017	32	23,00	23,30	24,10	23,70	23,50	23,70	23,30
20/10/2017	33	24,52	24,68	25,7	23,65	23,62	24,15	24,76

