

# AGUA, SANEAMIENTO & AMBIENTE

ÓRGANO DE DIVULGACIÓN CIENTÍFICA DE LA ESCUELA REGIONAL DE  
INGENIERÍA SANITARIA Y RECURSOS HIDRÁULICOS (ERIS)

ISSN: 2222-2499 (impresa) / 2224-9958 (electrónico)

Vol. 18 No. 2 Año: 2023 publicación semestral



La revista AGUA, SANEAMIENTO & AMBIENTE –ASA- es un órgano de divulgación científica especializada, en ella se publican trabajos relacionados con temas de investigación en las áreas de ingeniería sanitaria, ingeniería ambiental, hidrología, hidrogeología, política pública y ciencias sociales, todos relacionados o de interés para la gestión integrada de los recursos hídricos en la región centroamericana.

El objetivo de la revista ASA es la publicación de trabajos de investigación de alta calidad e inéditos que aporten soluciones para la adecuada gestión de los recursos hídricos.

El público al que van dirigidas las publicaciones son principalmente, aunque no de forma exclusiva: a) estudiantes de licenciatura; b) estudiantes de postgrados; c) profesionales e investigadores; y d) tomadores de decisiones, todos ellos vinculados con las áreas de la ingeniería sanitaria, ambiente, hidráulica, hidrología y otras afines.

La ERIS, ubicada en las instalaciones de la ciudad universitaria, zona 12, es la entidad editora de la revista “Agua, saneamiento & ambiente”; la cual se publica semestralmente en español con resúmenes de cada artículo en inglés.

628

**A282 Agua, Saneamiento & Ambiente:** órgano de divulgación científica de la Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos / Universidad de San Carlos de Guatemala. Guatemala: ERIS-USAC, 2004 v.; il.: 27 cm.  
Semestral  
ISSN Impreso 2222-2499  
ISSN Electrónico 2224-9958  
Disponible en: <https://revistas.usac.edu.gt/index.php/asa/issue/archive>  
Facebook / ERISUSAC  
Twitter /ERIS b

**Universidad de San Carlos de Guatemala Rectoría**

MA. Walter Ramiro Mazariegos Biolis, Rector

Lic. Luis Fernando Cordón Lucero, Secretario General

**Facultad de Ingeniería**

Ingeniero José Francisco Gómez Rivera, Decano a.i

Ingeniero Hugo Humberto Rivera Pérez, Secretario Académico

**Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos**

Msc. Ingeniero Pedro Saravia Celis, Director

Msc. Ingeniero Adán Pocasangre Collazos, Coordinador Maestría en Ingeniería Sanitaria

Msc. Ingeniero Juan José Sandoval, Coordinador Maestría en Recursos Hidráulicos

Phd. Ingeniero Dennis Salvador Argueta, Coordinador Doctorado

**Dirección para correspondencia:** Edificio Humberto Olivero Aycinena, área de prefabricados de ingeniería, CII, ciudad universitaria, zona 12, Guatemala, Guatemala, C.A. Tels. (502) 2418 9138 y 40.

e-mail: [pcsaraviac@gmail.com](mailto:pcsaraviac@gmail.com)



<p><b>Director de la revista</b> M.Sc. Ingeniero Pedro Saravia Celis Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala</p>	<p><b>Comité Editorial</b> Ph.D. Ingeniero Stewart Oakley Universidad Estatal de California, Estado Unidos M.Sc. Ingeniero Guillermo García Ovalle Asociación Guatemalteca de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AGISA), Guatemala M.Sc. Ingeniero Arturo Acajábón Mendoza Consultor independiente en hidrología, Guatemala M.Sc. Ingeniero Carlos Salvador Gordillo, Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala Licenciado Oscar Federico Nave Herrera Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala Dr. Ingeniero Ariel Turcios Pantaleón Universidad de Hannover, Alemania Dr. Juan Manuel Morgan Sagastume Universidad Autónoma de México, México M.Sc. Ingeniero Juan Guillermo Umaña División Técnica de Residuos Sólidos, DIRSA/AIDIS, El Salvador PhD. Ingeniera Haydee Osorio Ugarte Universidad Tecnológica de Panamá, Panamá M.Sc. Ingeniero Ricardo Javier Fajardo González Universidad Nacional de Ingeniería, Nicaragua M.Sc. Ingeniero Oscar Luis Ramírez Sánchez Acueductos y Alcantarillados de Costa Rica, Costa Rica PhD. Ingeniero Gustavo Adolfo Figueroa Campos Universidad de Potsdam, Alemania Dr. Alexander Esquivel Universidad Tecnológica de Panamá M.Sc. Ingeniero Cesar Armando Alvarado Batres Universidad de El Salvador, Facultad de Ciencias Naturales y Matemáticas, El Salvador M.Sc. Ingeniera Silvia Argueta Tejada Ecosistemas Proyectos Ambientales S.A. Guatemala M.Sc. Ingeniero Edwin Josué Espina Sandoval Universidad de Bologna, Italia.</p>
<p><b>Editor</b> PhD. Ing. Félix A. Aguilar Carrera Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala</p>	
<p><b>Comité editorial</b> M.Sc. Ingeniero Adán Pocasangre Collazos Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala M.Sc. Ingeniero Julián Duarte Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala M.Sc. Ingeniero Juan José Sandoval Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala</p>	
<p><b>Equipo de Soporte</b> Diagramación: Br. Alex Méndez Diseñador: Br. Alex Méndez Traductor: Dr. Ingeniero Luis Alfaro</p>	



## Contenido

<b>Presentación</b>	
<b>SECCIÓN ARTÍCULOS CIENTÍFICOS</b>	
<b>Coagulante orgánico a base de Tamarindus índica como tratamiento terciario en aguas residuales</b> <i>Utilization of organic coagulant based on Tamarindus índica as tertiary treatment in wastewater</i>	<b>e-1541</b> <b>1-9</b>
<b>Evaluación de un sistema de tratamiento de agua gris domiciliar a base de filtros múltiples</b> <i>Evaluation of a household greywater treatment system based on multiple filters</i>	<b>e-1521</b> <b>1-11</b>
<b>Análisis de la calidad de agua en manantiales volcánicos para abastecimiento de agua para consumo humano</b> <i>Analysis of Water Quality in Volcanic Springs for Human Consumption Supply</i>	<b>e-1540</b> <b>1-8</b>
<b>Análisis comparativo de filtros artesanales para tratamiento de aguas grises en áreas rurales</b> <i>Comparative analysis of locally made filters for the treatment of grey water in rural areas</i>	<b>e-1613</b> <b>1-10</b>
<b>Determinación de trihalometanos totales posterior al proceso de desinfección en sistemas de tratamiento de aguas residuales en Guatemala</b> <i>Determination of Total Trihalomethanes after the Disinfection Process in Wastewater Treatment Systems in Guatemala</i>	<b>e-1534</b> <b>1-11</b>



## PRESENTACIÓN

### “La calidad del agua, un reto para asegurar nuestra supervivencia”

El agua, recurso vital para la supervivencia de los seres humanos se ha visto asechada por la avaricia y la ignorancia de quienes dependemos de ella.

América Latina, y en especial la región de Centro América se encuentra expuesta a condiciones hidrometeorológicas que año con año impactan a las personas más vulnerables, sumándose a este escenario los efectos del Cambio Climático que poco a poco ha silenciado las voces de sus más fuertes detractores, evidenciando que es una realidad y que, de no tomarse acciones para mitigarlo, tendrá incalculables consecuencias.

Estos retos, obligan a la comunidad científica regional, hacer esfuerzos para identificar medidas de mitigación y adaptación que permitan asegurar la disponibilidad del recurso hídrico en cantidad y calidad para poder conservar nuestras funciones vitales y generar condiciones para impulsar el desarrollo de nuestras poblaciones.

Esto se dice fácil, pero en países donde no se asignan recursos para la investigación y que carecen de una gobernanza que facilite la implementación de acciones el panorama se ve sombrío y hasta imposible de solucionar.

La Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos, se ha convertido en un faro de luz ante este escenario tan pesimista, y hoy en este número de la Revista Agua, Saneamiento & Ambiente, podemos evidenciar cinco propuestas de investigación que buscan aportar conocimiento científico para atender un reto tan grande como lo es la mejora de la calidad de agua que llega a nuestros hogares, y más aún aquellos caudales que son desechados luego de atender nuestras necesidades.

En este número de la revista, el lector podrá encontrar las posibilidades que puede tener la utilización de un coagulante orgánico a base de Tamarindus índica como tratamiento terciario en aguas residuales, asimismo, dos investigaciones que abordan el problema del tratamiento de aguas grises, principalmente en aquellas comunidades que carecen de un sistema de drenaje y que requieren soluciones individuales para tratar esta fracción del agua residual generada en la vivienda.

Un cuarto artículo, nos hace reflexionar sobre la relación que puede tener la actividad volcánica tan común en nuestra región de América Central con la calidad del agua de fuentes que se ubican en su radio de acción.

Finalmente, el quinto artículo, aborda el problema que se genera con la formación de trihalometanos totales cuando se realiza a la cloración al agua residual, un tema de mucha actualidad ante la falta de normativas que regulen este tipo de elementos.

**Felix Alan Aguilar Carrera, Ph.D**

**Profesor**

**Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos (ERIS)**

**Facultad de Ingeniería**

**Universidad de San Carlos de Guatemala**



Artículo Científico / Scientific Article

## Coagulante orgánico a base de *Tamarindus indica* como tratamiento terciario en aguas residuales

*Utilization of organic coagulant based on Tamarindus indica as tertiary treatment in wastewater*

Eduardo Ariel Ruiz Murillo.<sup>1</sup> 

<sup>1</sup>Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos, Facultad de Ingeniería, Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala

Dirección para recibir correspondencia: e\_Ariel\_ruiz2@hotmail.com

Recibido: 06/02/2023

Revisión: 05/08/2023

Aceptado: 04/09/2023

### Resumen

La protección de los recursos hídricos a través de la implementación de procesos de tratamiento de las aguas residuales que son depositadas en estos se ha convertido en un gran reto para la región centroamericana, dado que cada vez es más notoria la eutrofización de los cuerpos de agua derivado de las descargas de agua residual con significativas concentraciones de nitrógeno y fósforo. Derivado de lo anterior, se ha estado realizando diversas investigaciones para proponer mecanismos locales que permitan reducir estos nutrientes, siendo uno de ellos la utilización de la semilla de *Tamarindus indica* debido a que su composición química se ha encontrado ácido glutámico lo cual según Campos y colaboradores (2003) son responsables de su capacidad de coagulación. En este estudio se analizó el desarrollo de un coagulante a base de la semilla de *Tamarindus indica* para evaluar su capacidad de reducción de fosfato-P y nitrato-N en aguas residuales proveniente del tratamiento secundario, obteniéndose una reducción máxima de  $46.42 \pm 24.06\%$  para el fosfato-P y de  $37.87 \pm 29.61\%$  para el nitrato-N, aplicando dosis de 120 y 95 miligramos de coagulante orgánico respectivamente. Por lo anterior la semilla de *Tamarindus indica* puede ser una opción para reducir el fosfato y nitrato cuando se requieran reducciones menores a 50%.

**Palabras claves:** nitratos, fosfatos, coagulación agua residual, nutrientes, eutrofización, dosis de coagulante.

### Abstract

The protection of water resources through the implementation of wastewater treatment processes has become a significant challenge for the Central American region, due to the increasing eutrophication of water bodies caused by the discharge of wastewater with high concentrations of nitrogen and phosphorus. Consequently, various research efforts have been undertaken to propose local mechanisms to reduce these nutrients. One such method involves the use of *Tamarindus indica* seeds, as their chemical composition includes glutamic acid, which, according to Campos et al. (2003), is responsible for their coagulation capacity. This study analyzed the development of a coagulant based on *Tamarindus indica* seeds to evaluate its effectiveness in reducing phosphate-P and nitrate-N in secondary treated wastewater. The results showed a maximum reduction of  $46.42 \pm 24.06\%$  for phosphate-P and  $37.87 \pm 29.61\%$  for nitrate-N, using doses of 120 and 95 milligrams of organic coagulant, respectively. Therefore, *Tamarindus indica* seeds may be an option for reducing phosphate and nitrate when reductions of less than 50% are required.

**Key words:** nitrates, phosphates, wastewater coagulation, nutrients, eutrophication, coagulant dosage.



## Introducción

El objetivo básico del tratamiento de aguas es proteger la salud y promover el bienestar de los individuos miembros de la sociedad.

El retorno de las aguas residuales a los ríos o lagos nos convierte en usuarios directos o indirectos de ellas y a medida que crece la población, aumenta la necesidad de proveer sistemas de tratamiento o de renovación que permitan eliminar los riesgos para la salud y minimizar los daños al ambiente.

En la concepción clásica, el problema de la población y el agua es que los ríos se consideran los receptores naturales de las aguas residuales, con su correspondiente carga de contaminantes y nutrientes. Las cargas o concentración de contaminantes y nutrientes constituyen el objeto por regular, mediante las leyes, decretos o normas, para establecer la calidad apropiada del agua, de acuerdo con los diferentes usos de esta.

En ecología el término eutrofización designa el enriquecimiento en nutrientes de un ecosistema. El uso más extendido se refiere específicamente al aporte más o menos masivo de nutrientes inorgánicos en un ecosistema acuático. Eutrofizado es aquel ecosistema o ambiente caracterizado por una abundancia anormalmente alta de nutrientes.

El desarrollo de la biomasa en un ecosistema viene limitado, la mayoría de las veces, por la escasez de algunos elementos químicos, como el nitrógeno y el fósforo que los productores primarios necesitan para desarrollarse y a los que se les llama factores limitantes.

La contaminación puntual de las aguas, por efluentes urbanos, o difusa, por la contaminación agraria o atmosférica, puede aportar cantidades importantes de esos elementos limitantes. El resultado es el aumento de la producción primaria (fotosíntesis) con importantes consecuencias sobre la composición, estructura y dinámica del ecosistema.

Partiendo de esta premisa, el estudio toma importancia al determinar si un coagulante desarrollado a partir de semilla molida de *Tamarindus indica* puede lograr una eficiencia de remoción de nitratos y de fosfatos en un rango superior al 50% en aguas

residuales provenientes de un tratamiento secundario de una planta de tratamiento de aguas residuales, y con ello contribuir a reducir el aporte de nutrientes de actividades antropogénicas a cuerpos hídricos receptores de aguas residuales.

En ese sentido, como antecedente es de referir que los fosfatos y compuestos de fósforo se encuentran en las aguas naturales en pequeñas concentraciones.

Los compuestos de fósforo que se encuentran en las aguas residuales o se vierten directamente a las aguas superficiales provienen de restos de fertilizantes eliminados del suelo por escorrentía o si son regados de forma aérea por medio de aviones por el viento; excreciones humanas y animales; y detergentes o productos de limpieza.

Según Tchobanoglous (1985) la carga de fosfato total se compone de ortofosfatos, polifosfatos y compuestos de fósforo orgánico, siendo normalmente la proporción de ortofosfatos la más elevada.

Los compuestos del fósforo (particularmente el ortofosfato) se consideran importantes nutrientes de las plantas (Tchobanoglous, 1985), estos facilitan el crecimiento de algas en las aguas superficiales, pudiendo provocar la eutrofización de las aguas (Oyarzo Vargas, 2007).

Tan sólo un gramo de fosfato-P ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) provoca el crecimiento de hasta 100 gramos de algas (Vargas & Romero, 2006). Si el crecimiento de algas es excesivo, cuando estas algas mueren, los procesos de descomposición pueden dar como resultado una alta demanda de oxígeno, agotando el oxígeno que presenta el agua.

En la reducción química del fósforo, los productos químicos que se han utilizado para eliminar el fósforo incluyen las sales metálicas y la cal (Oyarzo Vargas, 2007). Las sales metálicas más comunes son el cloruro de hierro y el sulfato de aluminio. También se utilizan entre otros el sulfato de hierro y el cloruro de hierro II, que se puede obtener como subproducto en la elaboración de aceros (aguas de decapado). El uso de polímeros combinados con sales de hierro y aluminio también ha proporcionado resultados satisfactorios. La cal no se emplea con mucha frecuencia, puesto que genera una gran producción de fangos.

En continuidad a la narrativa toma lugar las semillas de *Tamarindus indica* como coagulante, para lo cual Campos y colaboradores (2003) analizaron por cromatografía de líquidos de alto rendimiento (high-performance liquid chromatography-HPLC) los componentes de la semilla de la *Moringa oleífera*, también usada como coagulante natural y concluyeron que las sustancias responsables de la coagulación son aminoácidos solubles en medio acuoso y con carga formal negativa y positiva.

De acuerdo con Urbano Borja y colaboradores (2022), en el análisis realizado por ellos a la semilla de *Tamarindus indica* se obtuvo grupos funcionales de aminas y grupos carboxilo, en los cuales según el trabajo citado por ellos de Monge & Quijano (2002) se encuentran presentes el ácido glutámico y aspártico, los que según Campos y colaboradores (2003) se encuentran presentes en la *Moringa oleífera* y ellos los responsabilizan de su capacidad de coagulación ya que presentan cargas positivas y negativas que desestabilizan las partículas.

La utilización de la semilla de *Tamarindus indica*, como coagulante ha sido recientemente estudiada en varios países, dentro de los cuales se puede mencionar el estudio realizado por Álvarez Suazo y Aguilar Carrera (2017), quienes alcanzaron una eficiencia en remoción de turbiedad de 94.30% en el proceso de coagulación floculación para una fuente de suministro de agua potable, valor superior al alcanzado por Fernández Gutiérrez y Ruiz Huamán (2020) quienes realizaron su investigación con agua residual, alcanzando una eficiencia de remoción máxima de turbiedad de 42.33% utilizando la semilla de *Tamarindus indica* con una dosis de 10 mililitros por litro, mientras que al utilizar sulfato de aluminio como coagulante alcanzaron una remoción de 82.36% de turbiedad con una dosis de 15 mililitros por litro.

A pesar de estos resultados, otros estudios no han tenido resultados tan favorables, como el realizado por Effendi y colaboradores (2017) quienes aplicaron un coagulante a base de semilla de *Tamarindus indica* con dosis de 0.3 g/L, 0.4 g/L, y 0.5 g/L, alcanzando solo buenos resultados en la reducción de TSS ( $24.32 \pm 9.74\%$ ) y en mercurio ( $59.70 \pm 33.33\%$ ), sin embargo la DQO se incrementó en vez de reducirse, lo cual pudo darse por la presencia de materia orgánica e inorgánica de la semilla de tamarindo, lo cual ha sido reportado en

otros estudios como los realizados por Poerwanto y colaboradores (2015) y Ramadhani y Moesriati (2013) citados por Effendi y colaboradores (2017).

Como seres parte de esta sociedad, se tiene el deber moral y la obligación de cumplir con el Objetivo de Desarrollo Sostenible siete, el cual, entre otros asuntos, trata sobre el cuidado del recurso agua para la subsistencia de la especie humana. Por ello se espera que esta investigación contribuya a buscar mejores opciones en aras de la supervivencia humana como especie.

Bajo esta premisa, el estudio tiene como objetivo general establecer de forma experimental cual es la capacidad de reducción de fosfato-P y nitrato-N al utilizar coagulante fabricado a partir de semillas *Tamarindus indica* en aguas residuales de la salida del sedimentador secundario de la planta de tratamiento de aguas residuales, de la universidad de San Carlos de Guatemala.

## Materiales y método

El enfoque de la investigación radica en la modalidad cuantitativa de diseño científico experimental.

En lo que respecta a la característica de la población, esta se enmarca bajo la interpretación de la variable dependiente e independiente, donde la variable dependiente se define como la concentración de nitratos-N y fosfatos-P después del tratamiento y la variable independiente corresponde a la concentración de coagulante a base de *Tamarindus indica* utilizada en la investigación.

En este sentido, la investigación se centró en determinar la diferencia entre las concentraciones de fosfatos-P y nitratos-N obtenida al aplicar el coagulante a base de semilla de *Tamarindus indica*.

La variable independiente del estudio contó con seis (6) grados de manipulación ya que esta se modificó seis veces, respondiendo cada modificación a una concentración diferente de coagulante a base de semilla de *Tamarindus indica* (95, 100, 105, 110, 115, y 120 miligramos por litro).



Los criterios aplicados en este estudio fueron:

- Las semillas de tamarindo fueron adquiridas en un local comercial de Guatemala y trasladadas hasta el laboratorio donde se realizó el ensayo,
- Las concentraciones de fosfatos-P y nitratos-P iniciales (línea base) se determinó cuando las muestras de agua residual de la salida de la planta de tratamiento de agua residual se encontraban en el laboratorio.
- El coagulante orgánico a base de semillas de *Tamarindus indica* se obtuvo a partir de los cotiledones de las semillas.

En relación con el procedimiento utilizado para obtener el coagulante orgánico, se utilizaron los pasos siguientes:

- Se separaron las semillas de tamarindo de la pulpa, luego se retiró la membrana que cubre la semilla y esta última se golpeó ligeramente para someterla a un proceso de hidratación durante un período de 5 a 7 días.
- Se colocó en un vaso de precipitado 5 gramos del polvo de semilla de *Tamarindus indica* mezclándolo con agua destilada hasta completar 100 ml de solución.
- Se colocó la suspensión obtenida en la plancha de agitación elevando la temperatura hasta alcanzar 65°C, y obtener una mezcla viscosa que se dejó reposar a temperatura ambiente para separar la fase acuosa y el sedimento del fondo.
- Se recolectaron 23 muestras puntuales de agua residual de la salida del sedimentador secundario de la planta de tratamiento de agua residual de la Universidad de San Carlos de Guatemala de forma aleatoria durante los meses de marzo y abril.
- Se utilizaron 6 dosis de coagulante orgánico a base de semilla de *Tamarindus indica* (95, 100, 105, 110, 115, y 120 miligramos por litro) para evaluar el comportamiento de las concentraciones de nitratos y fosfatos inicial y final.
- Se utilizó la prueba de jarras para realizar el ensayo, colocando en cada jarra una dosis de coagulante orgánico.

Para definir el tamaño mínimo de la muestra del experimento se consideró el procedimiento de Ott y

Longnecker (2010) quienes utilizan la fórmula siguiente:

$$n = \frac{z_{\alpha/2}^2 \cdot S^2}{E^2} \quad (1)$$

Donde:

n = número de muestras.

z = es el área bajo la curva normal.

S = desviación estándar.

E = error por estimación.

$\alpha$  = nivel de significancia = 0.05

NC = nivel de confianza = 0.95

Para este cálculo, se asumió un 95% de nivel de confianza por lo que el nivel de significancia fue del 5%. El cálculo de las muestras se determinó de la siguiente manera:  $\alpha = 0.05$ , entonces  $\frac{\alpha}{2} = 0.025$ , esto porque hay dos colas o dos posibles hipótesis estadísticas (Ho, Ha).

Considerando el valor de  $z = 1.96$ , y dado que no se tenía un estudio previo para determinar la varianza de los datos, se asumió que la relación de la desviación estándar (S) con el error (E) era de 2 a 1, por lo que lo que  $S^2/E^2 = 4$ .

De lo anterior se obtuvo que  $n = 4 \times (1.96)^2 = 15.366 \approx 16$  muestras. Considerando la disponibilidad de presupuesto se optó por realizar un total de 23 muestras tomadas de forma puntual y aleatoria durante los meses de marzo y abril.

Para calcular la variación de concentración inicial y final de fosfatos-P y nitratos-N se empleó la fórmula siguiente:

$$E_R = \frac{S_o - S}{S_o} \times 100 \quad (2)$$

Donde:

$E_R$ , es la variación de la concentración del parámetro a medir en mg/l

$S_o$ , Concentración inicial del parámetro a medir en mg/L.

S, Concentración final del parámetro a medir en mg/L.

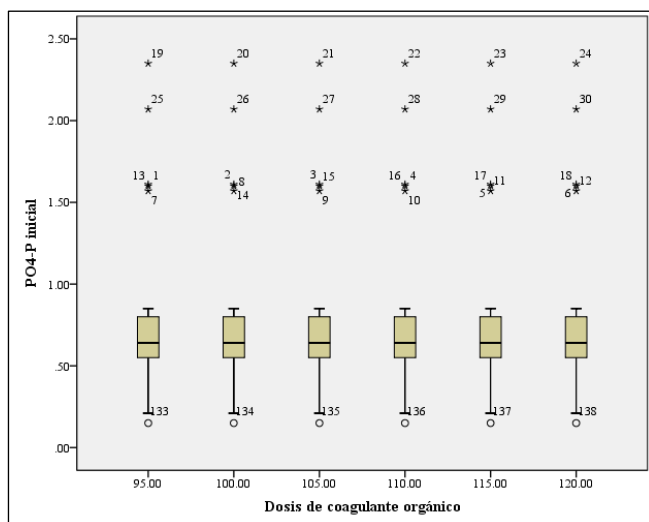
Valores positivos de la ecuación No. 2 indican remoción de la concentración del parámetro evaluado.

Luego de recolectar las muestras, estas se tabularon en una hoja de cálculo electrónica, asimismo los datos tabulados se ordenaron para realizar el análisis estadístico de normalidad y comparación de medias en el software SPSS Statistics 22 versión de prueba.

## Resultados

En la figura 1 se observa el diagrama de caja y bigotes de los valores de fosfato-P inicial con las 6 concentraciones diferentes de coagulante orgánico utilizadas en el estudio.

**Figura 1. Diagrama de caja y bigotes de los valores de fosfato-P inicial para las distintas dosis de coagulante orgánico utilizadas.**



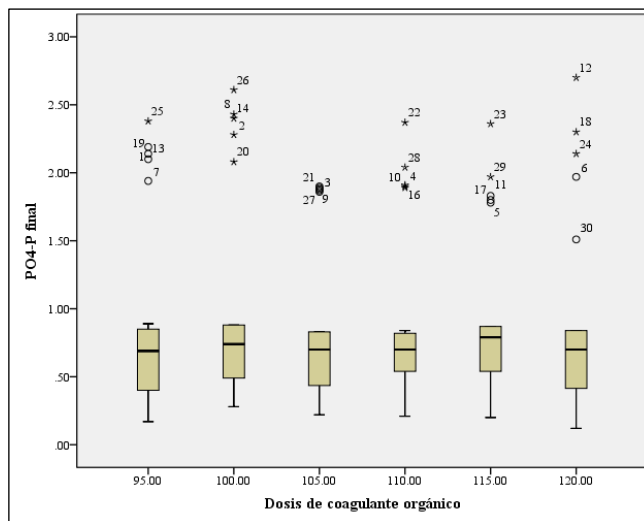
Cada uno de los datos obtenidos de fosfato-P inicial fueron agrupados por dosis de coagulante orgánico para aplicar la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, obteniéndose en cada uno de estos 6 grupos una significancia menor a 5%, lo cual indica que los datos obtenidos no responden a una distribución normal.

En la figura 2 se observa el diagrama de caja y bigotes de los valores de fosfato-P final con las 6 concentraciones diferentes de coagulante orgánico utilizadas.

Al igual que con los datos de fosfato-P inicial, los datos de fosfato-P final fueron sometidos a la prueba de normalidad obteniéndose una significancia menor a

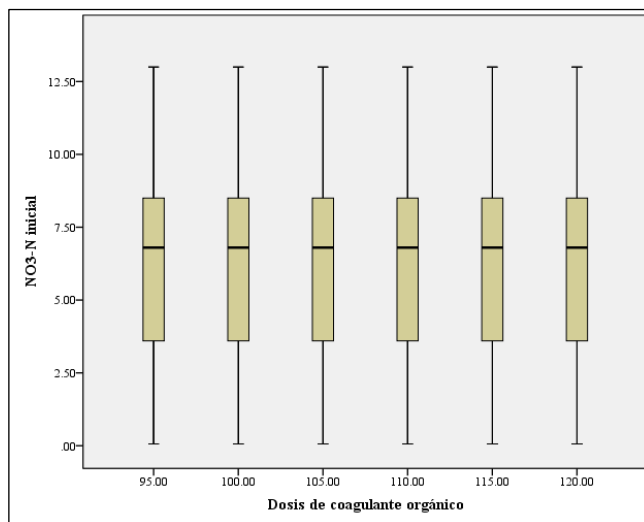
5%, con lo cual se confirma la hipótesis que los datos no presentan una distribución normal.

**Figura 2. Diagrama de caja y bigotes de los valores de fosfato-P final para las distintas dosis de coagulante orgánico utilizadas.**



En la figura 3 se observa el diagrama de caja y bigotes de los valores de nitrato-N inicial con las 6 concentraciones diferentes de coagulante orgánico utilizadas.

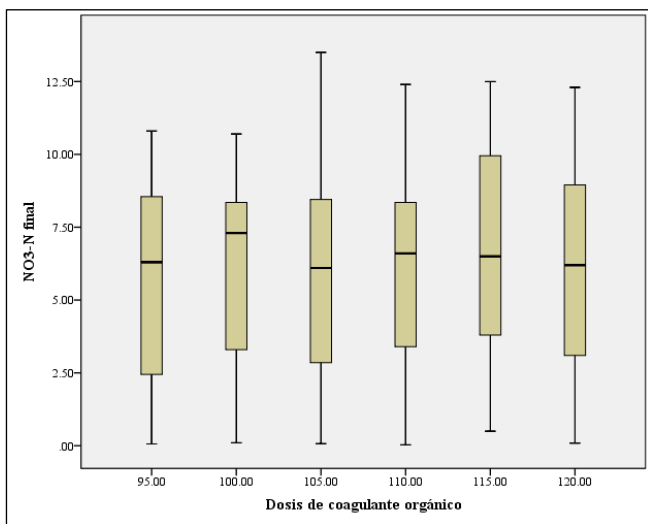
**Figura 3. Diagrama de caja y bigotes de los valores de nitrato-N inicial para las distintas dosis de coagulante orgánico utilizadas.**



Los datos de nitrato-N inicial se sometieron a la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk obteniéndose significancias superiores a 5% para las 6 dosis de coagulante orgánico utilizadas por lo que estos datos si responden a una distribución normal.

En la figura 4 se observa el diagrama de caja y bigotes de los valores de nitrato-N final con las 6 concentraciones diferentes de coagulante orgánico utilizadas.

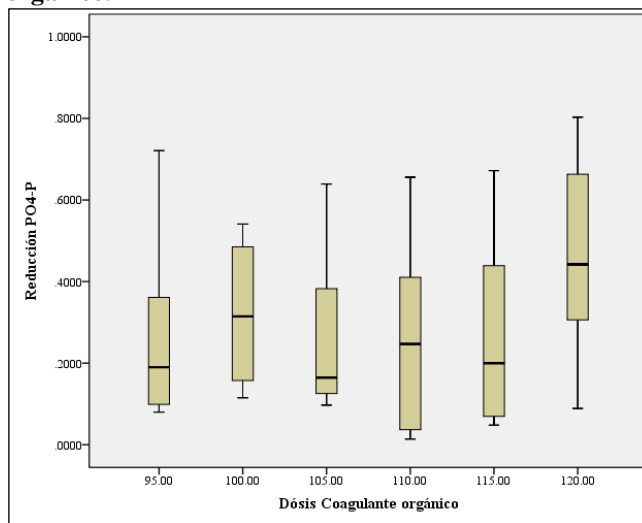
**Figura 4. Diagrama de caja y bigotes de los valores de nitrato-N final para las distintas dosis de coagulante orgánico utilizadas.**



Los datos de nitratos-N final se sometieron a la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, obteniéndose significancias superiores a 5% en las 6 dosis de coagulante orgánico utilizada, por lo que los datos obtenidos para estas dosis muestran una distribución normal.

Con los resultados de fosfatos-P se calculó el porcentaje de reducción obtenido para cada dosis de coagulante orgánico utilizado, observando que en muchos de los casos el valor final de fosfato es superior al inicial, razón por la cual estos datos no se consideraron para el análisis de la investigación, resultando este proceso en los datos que se muestran en la gráfica mostrada en la figura 5.

**Figura 5. Diagrama de caja y bigotes del porcentaje de reducción de fosfatos-P a distintas dosis de coagulante orgánico.**



Los datos de porcentaje de reducción de fosfato-P para las diferentes concentraciones de coagulante orgánico fueron sometidos a la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, obteniéndose significancias superiores a 5% en las concentraciones de coagulante orgánico de 100, 110, 115 y 120 miligramos por litro, por lo que estos datos si responden a una distribución normal. Las concentraciones de coagulante orgánico de 95 y 105 presentaron una significancia menor a 5%, por lo que su comportamiento no responde a una distribución normal.

La mediana para los porcentajes de reducción de fosfato-P en las dosis de coagulante orgánico que no cumplieron con la prueba de normalidad se muestra en la tabla 1.

**Tabla 1. Mediana para los porcentajes de remoción de fosfato-P en las concentraciones de coagulante orgánico que no cumplieron con la prueba de normalidad.**

Concentración (mg/L)	Mediana	
	% de reducción de fosfato-P (PO4-P)	
95	19.00	
105	16.45	

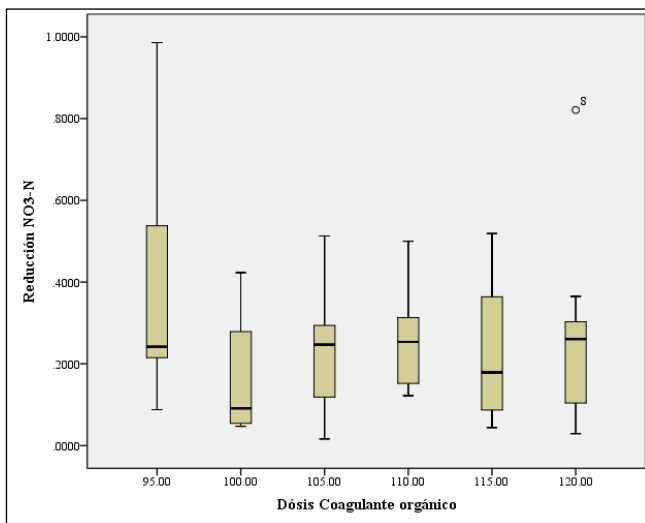
La media del porcentaje de reducción de fosfato para las concentraciones de 100, 110, 115 y 120 miligramos por litro considerando que estas sí cumplieron con la prueba de normalidad, se muestra en la tabla 2.

**Tabla 2. Media para los porcentajes de remoción de fosfato-P a distintas concentraciones de coagulante orgánico.**

Concentración (mg/L)	N	Media % de reducción de fosfato (PO4-P)
100	4	32.13±19.76
110	7	25.89±26.26
115	7	27.67±25.84
120	8	46.42±24.06

Con los resultados de nitrato-N se calculó el porcentaje de reducción para cada dosis de coagulante orgánico observándose para este parámetro que en muchos de los casos el valor final de nitrato-P fue superior a la concentración inicial, razón por la cual estos datos no se consideraron para el análisis de la investigación, resultando este proceso de depuración en los datos que se muestran en la gráfica mostrada en la figura 6.

**Figura 6. Diagrama de caja y bigotes del porcentaje de reducción de nitrato-N a distintas dosis de coagulante orgánico.**



Los datos de porcentaje de reducción de nitrato-N de las diferentes concentraciones de coagulante orgánico fueron sometidos a la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, obteniéndose en las dosis de 95, 105, 110, y 115 miligramos por litro valores con significancia superior a 5%, por lo que estos datos si responden a una distribución normal.

La mediana para los porcentajes de reducción de nitrato-N en las dosis de coagulante orgánico que no

cumplieron con la prueba de normalidad se muestra en la tabla 3.

**Tabla 3. Mediana para los porcentajes de remoción de nitrato-N en las concentraciones de coagulante orgánico que no cumplieron con la prueba de normalidad..**

Concentración (mg/L)	Mediana % de reducción de nitrato-N (NO3-N)
100	9.10
120	26.05

La media del porcentaje de reducción de nitrato-N para las concentraciones de 95, 105, 110, y 115 miligramos por litro considerando que estas sí cumplieron con la prueba de normalidad, se muestra en la tabla 2.

**Tabla 4. Media para los porcentajes de remoción de nitrato-N a distintas concentraciones de coagulante orgánico.**

Concentración (mg/L)	N	Media % de reducción de nitrato-N (NO3-N)
95	9	37.87±29.61
105	11	23.10±14.92
110	10	26.42±11.79
115	9	24.20±17.11

### Discusión de resultados

Los datos obtenidos de fosfatos-P en la salida de la planta de tratamiento de agua residual de la Universidad de San Carlos de Guatemala muestra un comportamiento que no responde a la prueba de normalidad realizada, comportamiento que puede deberse a la variabilidad del flujo que ingresa a la planta según los horarios en los cuales se tiene mayor o menor uso de los servicios sanitarios y/o aportaciones al drenaje del campus universitario. Otro factor que pudo definir esta variabilidad es el hecho de no haber captado las muestras objeto del estudio en el mismo horario.

El mismo comportamiento observado en el fosfato-P inicial se tuvo en el fosfato-P final (ver figura 2), donde la prueba de normalidad resulto con una significancia menor a 5% por lo que los datos obtenidos no responden a una distribución normal, situación que tiene relación con el comportamiento del fosfato-P inicial.

El porcentaje de reducción de fosfato más bajo fue de  $25.89 \pm 26.26\%$  con la dosis de coagulante orgánico de 110 miligramos por litro (ver tabla 2) con una concentración de fosfato-P inicial con mediana de 0.61 miligramos por litro.

La reducción de fosfato-P más alta fue de  $46.42 \pm 24.06\%$  con una dosis de coagulante de 120 miligramos por litro (ver tabla 2) con una concentración de fosfato-P inicial con mediana de 0.55 miligramos por litro.

En cuanto a los datos de nitrato-N inicial, se puede apreciar en la figura 3 que el valor promedio de la concentración inicial es similar en las 6 concentraciones de coagulante utilizado, mientras que en la figura 4 si se aprecian algunas diferencias en las concentraciones de nitrato-N final. La prueba de normalidad tanto para la concentración inicial como para la concentración final de nitrato-N presentó una significancia superior a 5% para todas las concentraciones de coagulante orgánico utilizado.

El porcentaje de reducción de nitrato-N más bajo fue de  $24.20 \pm 17.11\%$  (ver tabla 4) con la dosis de coagulante orgánico de 115 miligramos por litro y una concentración media de  $7.01 \pm 3.29$  miligramos por litro de nitrato-N inicial.

La reducción de nitrato-N más alta fue de  $37.87 \pm 29.61\%$  (ver tabla 4) con una dosis de coagulante de 95 miligramos por litro y una concentración media de  $7.22 \pm 3.11$  miligramos por litro de nitrato-N inicial.

Luego del análisis de ANNOVA y prueba post hoc de Scheffe realizado a las dosis de coagulante y remoción de fosfato-P y nitrato-N, se determinó que existe homogeneidad en los resultados, por lo que no existe diferencias significativas en los valores promedio de remoción en función de la dosis de coagulante, por lo que se puede indicar que las remociones obtenidas no varían significativamente al aplicarse dosis de coagulante en el rango de 95 a 120 miligramos por litro.

Es importante observar que las dosis donde se obtienen mejores resultados de reducción de fosfatos-P es de 120 miligramos por litro y para nitratos-N de 95 miligramos por litro, estando estas dosis en el rango que proponen Véliz y colaboradores (2015) quienes

recomiendan dosis de 100 miligramos por litro de coagulante cuando se realizan procesos de coagulación-floculación en aguas residuales.

Finalmente es importante indicar que con base en los resultados obtenidos en este estudio no se puede afirmar que el coagulante orgánico a base de semilla de *Tamarindus indica* pueda ser un sustituto de los coagulantes convencionales como lo afirma Gurdían López & Coto Campos (2011), dado que sus porcentajes de reducción se encuentran por debajo de 50% para fosfato-P y nitrato-N en agua residual.

A pesar de lo anterior, la reducción obtenida si pudiera apoyar en reducciones de nitrato y fosfato cuando estos requieran reducciones menores a 50%.

## Conclusiones

El coagulante orgánico a base de semilla de *Tamarindus indica* puede alcanzar una reducción de fosfato de  $46.42 \pm 24.06\%$  con una dosis de coagulante orgánico de 120 miligramos por litro y concentración inicial de 0.55 miligramos por litro, y una reducción de nitrato de  $37.87 \pm 29.61\%$  con una dosis de coagulante orgánico de 95 miligramos por litro y una concentración inicial de  $7.22 \pm 3.11$  miligramos por litro.

La semilla de *Tamarindus indica* puede ser una opción para reducir concentraciones de fosfato y nitratos en agua residual, cuando se requieran reducciones menores a un 50%.

Es importante continuar este tipo de estudios para evaluar la viabilidad económica para la aplicación de coagulantes orgánicos en el tratamiento de agua residual.

## Agradecimientos

A la Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de San Carlos de Guatemala, así como al Servicio Alemán de Intercambio Académico (DAAD) por el apoyo dado durante la ejecución de esta investigación.

## Financiamiento

Este trabajo fue financiado con recursos del autor y del Servicio Alemán de Intercambio Académico (DAAD).

### Conflicto de interés

El autor declara no tener ningún tipo de conflicto de interés que pudiera haber influido en esta investigación.

### Como citar este documento

Ruiz Murillo. E.A. (2023). Coagulante orgánico a base de *Tamarindus indica* como tratamiento terciario en aguas residuales. *Agua, Saneamiento & Ambiente*, 18(2), Artículo e1541.

<https://doi.org/10.36829/08ASA.v18i2.1541>

### Consentimiento informado

No aplica.

### Contribuciones de autor

Conceptualización, trabajo de campo, tabulación, análisis y escritura: E.A.R.M.

### Referencias

Álvarez Suazo, T.Y., & Aguilar Carrera, F.A.D. (2017). Uso de la semilla de tamarindo (*Tamarindus indica*) como coagulante orgánico para la remoción de turbiedad y color en el agua para potabilización. *Agua, Saneamiento & Ambiente*, 12(1), 43-49.  
<https://doi.org/10.36829/08ASA.v12i1.1428>

Campos, J., Colina, G., Fernández, N., Torres, G., Sulbarán, B., & Ojeda, G. (2003). Caracterización del agente coagulante activo de las semillas de *Moringa oleifera* mediante HPLC. *Revista de investigación: Ciencia, Tecnología y Desarrollo*, 6(2), 28-34.  
[https://revistas.upeu.edu.pe/index.php/ri\\_ctd/article/view/1455](https://revistas.upeu.edu.pe/index.php/ri_ctd/article/view/1455)

Effendi, H., Hidayah, S., & Hariyadi, S. (2017). *Tamarindus indica* seed as natural coagulant for traditional gold mining wastewater treatment. *World Applied Sciences Journal*, 35(3), 330-333.  
[https://www.researchgate.net/publication/315809430\\_Tamarindus\\_indica\\_Seed\\_as\\_Natural\\_Coagulant\\_for\\_Traditional\\_Gold\\_Mining\\_Wastewater\\_Treatment](https://www.researchgate.net/publication/315809430_Tamarindus_indica_Seed_as_Natural_Coagulant_for_Traditional_Gold_Mining_Wastewater_Treatment)

Fernández Gutiérrez, Y., & Ruiz Huamán, C. (2020). Tratamiento de agua residual mediante

aplicación de sulfato de aluminio y biopolímero natural de tamarindo. *Revista de investigación: Ciencia, Tecnología y Desarrollo*, 6(2), 28-34.  
[https://revistas.upeu.edu.pe/index.php/ri\\_ctd/article/view/1455](https://revistas.upeu.edu.pe/index.php/ri_ctd/article/view/1455)

Gurdián López, R., & Coto Campos, J. (2011). Estudio preliminar del uso de la semilla de tamarindo (*Tamarindus indica*) en la coagulación-floculación de aguas residuales. *Tecnología en marcha*, 24(2), 18-26.  
<https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4835564>

Ott, R. & Longnecker, M. (2010). *An Introduction to Statistical Methods and Data Analysis* (Sixth Edition ed.). Texas A&M University.

Oyarzo Vargas, M. J. (2007). Precipitación Química del Fósforo Mediante la Adición de Sulfato de Aluminio en Plantas de Tratamiento de Aguas. 12ª Región, Chile.

Tchobanoglous, G. (1985). *Ingeniería sanitaria: Redes de alcantarillado y bombeo de aguas residuales*. Barcelona: Labor.

Urbano Borja, M. R., Silvia Eugenia, U. G., Quiñonez Alvarado, M. D. P., Soto Velásquez, M. A., & Cevallos García, K. F. (2022). Evaluación de semillas de tamarindo como coagulante para disminuir la carga contaminante en el tratamiento de aguas, en relación a un coagulante comercial. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 6(2), 577-596.  
[https://doi.org/10.37811/cl\\_rcm.v6i2.1908](https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v6i2.1908)

Vargas, M., & Romero, L. G. (2006). *Aprovechamiento de algunos coagulantes y floculantes para el tratamiento de aguas en Costa Rica*. Tecnología en Marcha. Costa Rica.

Véliz E., Llanes, J.G., Fernández, L.A., & Bataller, M. (2015). Coagulación-floculación, filtración y ozonización de agua residual para reutilización en riego agrícola. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(1), 17-34.  
<https://www.revistatyca.org.mx/index.php/tyca/article/view/1147/1051>

## Artículo Científico / Scientific Article

# Evaluación de un sistema de tratamiento de agua gris domiciliar a base de filtros múltiples

*Evaluation of a household greywater treatment system based on multiple filters*

Edgar Rolando Pichiyá Umul.<sup>1</sup> 

<sup>1</sup>Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos, Facultad de Ingeniería, Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala

Dirección para recibir correspondencia: dorjaen@gmail.com

Recibido: 15/11/2022

Revisión: 23/05/2023

Aceptado: 17/09/2023

### Resumen

Las investigaciones que se realizan sobre el tratamiento de aguas grises buscan aportar a la sostenibilidad y la conservación de los recursos hídricos. En esta investigación se evaluó un sistema económico de tratamiento de aguas grises mediante un prototipo de cuatro barriles, basado en materiales reciclados y de bajo costo, inspirado en el "Barrel System" de Jordania utilizado en el año 2007. El sistema incluye cuatro compartimentos: uno para eliminación de grasas, otro con grava en su interior, y dos con arena antracita. El estudio utilizó aguas grises de una lavadora y un lavatrastos, excluyendo otras fuentes debido a limitaciones hidráulicas, de espacio y costo. Para evaluar la eficiencia de remoción de sólidos sedimentables, demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO5), potencial de hidrógeno (pH) y fósforo total (Pt) se utilizó el método 1060B de los Métodos Normalizados para el análisis de Aguas Potables y Residuales. El análisis estadístico se trabajó con un 95% de confianza. Los resultados mostraron una remoción promedio del 54% para la demanda bioquímica de oxígeno, 48% para la demanda química de oxígeno. Se identificaron diferencias significativas entre los valores iniciales de sólidos sedimentables y fósforo total con tendencia a reducirse y el potencial de hidrógeno tuvo una reducción significativa del 9% de su valor inicial promedio. Este sistema de filtración múltiple presenta una propuesta viable para el tratamiento de agua residual a nivel domiciliar.

**Palabras claves:** Remoción de materia orgánica, remoción de fósforo, arena antracita, precipitación biológica del fósforo, adsorción bacteriana del fósforo, reúso de agua gris.

### Abstract

Research on greywater treatment aims to contribute to sustainability and the conservation of water resources. This study evaluated an economical greywater treatment system using a prototype composed of four barrels, based on low-cost, recycled materials, inspired by Jordan's "Barrel System" used in 2007. The system includes four compartments: one for grease removal, one containing gravel, and two with anthracite sand. The study utilized greywater from a washing machine and a dishwashing sink, excluding other sources due to hydraulic, spatial, and cost limitations. To evaluate the removal efficiency of settleable solids, chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD5), hydrogen potential (pH), and total phosphorus (Pt), the 1060B method from the Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater was used. Statistical analysis was conducted with a 95% confidence level. The results showed an average removal efficiency of 54% for biochemical oxygen demand and 48% for chemical oxygen demand. Significant differences were identified between the initial values of settleable solids and total phosphorus, with a tendency to decrease, and the hydrogen potential showed a significant reduction of 9% from its initial average value. This multi-filter system presents a viable proposal for household-level greywater treatment.

**Key words:** Organic matter removal, phosphorus removal, anthracite sand, biological phosphorus precipitation, bacterial phosphorus adsorption, gray water reuse.



## Introducción

El tratamiento de aguas grises se ha vuelto crucial en el contexto actual de desafíos globales como el cambio climático, el aumento de la población, la urbanización y la necesidad de preservar los servicios ecosistémicos. De acuerdo con los análisis realizados por diversos autores, el agua gris puede llegar a representar entre el 50% y 80% del uso total de agua residual de las viviendas (Eriksson et al., 2002; Al-Jayyousi, 2003; Flowers, 2004; Friedler & Hadari, 2006; Morel & Diener, 2006), entendiendo que estas son las aguas usadas provenientes de lavabos, duchas y lavadoras, excluyendo las aguas negras de inodoros.

Esta investigación evalúa la eficiencia del sistema conocido como Barrel-System, un método de tratamiento diseñado para la reutilización de aguas grises en viviendas. La reutilización de aguas grises no solo ayuda a conservar los recursos hídricos sino también a reducir la carga sobre los sistemas de tratamiento de aguas residuales, contribuyendo a la sostenibilidad ambiental. Esta evaluación se realizará en Guatemala debido a que no se ha realizado una evaluación similar y es necesario determinar su comportamiento ante las características propias del agua gris en Guatemala.

El reúso de aguas grises presenta varios desafíos, como la necesidad de asegurar la calidad del agua tratada para evitar riesgos sanitarios, el costo inicial de instalación de sistemas de tratamiento, y la falta de conciencia y educación sobre su importancia. Sin embargo, también ofrece oportunidades significativas, incluyendo la reducción del consumo de agua potable, la disminución de la demanda sobre los sistemas de alcantarillado y tratamiento de aguas residuales, y la promoción de prácticas sostenibles en el hogar.

En Guatemala, el marco legal para el manejo y reutilización de aguas residuales está regulado por acuerdos gubernativos que establecen los lineamientos para el tratamiento y reúso de aguas residuales, incluyendo aguas grises. Es crucial que los sistemas de tratamiento cumplan con estos estándares para asegurar su viabilidad y aceptación.

Para determinar la eficiencia del Barrel-System, se realizaron varios análisis de calidad del agua en la entrada y salida de la unidad. Estos análisis incluyeron

la medición de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO5), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST), fósforo total (Pt) y el potencial de hidrógeno (pH) a nivel de laboratorio. Un monitoreo continuo y un control riguroso son esenciales para asegurar que el agua tratada cumpla con los estándares requeridos y sea segura para su reutilización.

Desde la perspectiva del usuario, la implementación de sistemas de tratamiento de aguas grises como el Barrel-System puede ser percibida como una forma de contribuir activamente a la conservación del medio ambiente y a la sostenibilidad de los recursos hídricos. La aceptación y adopción de estos sistemas dependen de la concienciación y educación sobre sus beneficios, así como de la demostración de su efectividad y rentabilidad a largo plazo.

Este estudio busca demostrar la eficiencia y viabilidad del sistema Barrel-System para el tratamiento de aguas grises en viviendas de Guatemala.

La composición de las aguas grises puede variar considerablemente de un país a otro, dado que esta depende de la calidad de agua que se suministra, el tipo de actividades del hogar, los accesorios que posee la vivienda, así como el estilo de vida y costumbres de cada hogar (Eriksson et al., 2002).

Las aguas grises generadas en las viviendas se pueden ver afectadas también por productos químicos resultado de la utilización de productos químicos utilizados en la limpieza de utensilios de cocina, conteniendo estos compuestos de nitratos, fosfatos, agentes tensoactivos (Narváez, Miranda & Narváez, 2012) y otros como sodio, calcio, magnesio, potasio y grasas (Al-Hamaiedeh & Bino, 2010).

En la tabla 1 se muestran algunos valores típicos que distintos autores han definido para caracterizar las aguas grises crudas domésticas que incluyen el agua proveniente de duchas, lavamanos, lavadero de ropa y lavaplatos. Es importante observar el rango tan amplio que existe en sólidos suspendidos totales, demanda bioquímica de oxígeno (DBO5) y demanda química de oxígeno (DQO), lo cual se atribuye a la diversidad de artefactos sanitarios que pueden aportar a este tipo de agua y a las distintas características de actividades de la vivienda como ya se ha explicado.



**Tabla 1. Parámetros de concentraciones normales para aguas grises domésticas.**

Parámetro	Unidad	Concentración
Sólidos suspendidos totales	mg/L	25 – 183
Fosforo total	mg/L	0.1 – 2.0
Potencial de hidrógeno (pH)	Unidades pH	6.3 – 8.1
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO5)	mg/L	47 – 466
Demanda química de oxígeno (DQO)	mg/L	100 – 700

Fuente: adaptado de Hocaoglu y colaboradores (2010), Li y colaboradores (2009), Al-Hamaiedeh y Bino (2010), Hypes y colaboradores (1975), March y colaboradores (2004), y Al-Jayyousi (2003).

En los compuestos presentes en el agua gris, pueden ocurrir procesos de oxidación y reducción en los filtros. Además, en estos filtros puede darse la adsorción, lo que permite retener ciertos compuestos presentes en las aguas grises, tales como contaminantes orgánicos e inorgánicos (Rojas, 1999).

En la Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos (ERIS) se han llevado a cabo dos investigaciones similares para el tratamiento de aguas grises de origen doméstico.

En el primer estudio, se emplearon dos baterías de filtros. La primera estaba compuesta por carbón y grava, logrando una remoción del 17.86% de DBO5 y 29.19% de DQO. La segunda batería consistía en piedra pómez y grava, alcanzando una remoción del 18.50% de DBO5 y 31.45% de DQO. Cada prototipo evaluado en esta investigación incluía los siguientes componentes: un primer compartimiento que funcionaba como trampa para grasas, un segundo compartimiento con la batería filtrante principal y un tercer compartimiento que combinaba un medio filtrante con ninfas acuáticas (Hernández Juárez, 2010).

El segundo estudio realizado en ERIS utilizó una combinación de geotextiles como medio filtrante, analizando tres tipos de geotextil. El primer sistema empleó cuatro tipos de geotextil en doble capa cada uno (2 capas NT 1800, 2 capas NT 2500, 2 capas NT 3000, 2 capas NT 4000), alcanzando una remoción del 16% de DQO y 17% de DBO5. El segundo sistema utilizó cuatro tipos distintos de geotextil en una sola capa cada uno (1 capa NT 1800, 1 capa NT 2500, 1 capa NT 3000, 1 capa NT 4000), logrando una remoción del 13% de DQO y 15% de DBO5. El tercer sistema utilizó tres tipos de geotextil en una sola capa cada uno (1 capa NT

1800, 1 capa NT 3000, 1 capa NT 4000), logrando una remoción del 10% de DQO y 17% de DBO5 (León Urrutia, 2022).

Un estudio sobre el tratamiento de aguas grises realizado en un sistema controlado en laboratorio mostró una eficiencia de remoción del 89% de la DQO, reduciendo el valor inicial de 163 mg/l a un valor final de 18 mg/l. Este resultado se obtuvo utilizando un filtro de arena con separación previa de sólidos suspendidos sedimentables (Anaya Meléndez, 2022).

De igual forma, Ángel Palomino (2019) investigó la eficiencia de remoción de DBO5 y DQO utilizando un sustrato orgánico y plantas comerciales aplicadas en paredes verdes. Determinó que la especie *A. Nidus*, en conjunto con el sustrato de *musgo sphagnum*, obtuvo la mejor eficiencia, alcanzando una remoción del 90% en sólidos totales, del 86% en DBO5 y del 81% en DQO.

## Materiales y método

El estudio propuesto es de tipo cuantitativo con alcance exploratorio, en él se evaluó la eficiencia de un sistema de tratamiento de agua gris domiciliar a base de filtros múltiples, para promover la reutilización de aguas grises en una vivienda.

Luego de considerar el alcance del estudio, se realizó un muestreo aleatorio simple a conveniencia, utilizando agua gris proveniente de una lavadora y lavatrastos de una vivienda, extrayendo de ella veinte muestras puntuales. Se realizaron dos experimentos: el primero el 14 de junio del 2022 con 10 repeticiones, y el segundo experimento, el 20 de septiembre del 2022 con otras 10 repeticiones, se obtuvo un total de 20 muestras analizadas.

El sistema construido se basó en el modelo Barrel System, utilizado en Jordania, el cual se modificó a través de una disposición vertical de la unidad, medios filtrantes de dimensiones más pequeñas y una distribución equilibrada mejorada en cada filtro.

El prototipo modificado es un sistema de tratamiento de agua gris en el cual se ingresó agua proveniente de una lavadora y un lavatrastos, se determinó las concentraciones de calidad de agua en el ingreso al dispositivo y en la salida de este, para

establecer la existencia de diferencias significativas que puedan atribuirse a la utilización del sistema de agua gris evaluado. El agua fue recolectada y mezclada en un recipiente, con el fin de obtener una muestra uniforme.

A cada una de las 20 muestras que fueron tomadas en el laboratorio se les midió la demanda bioquímica de oxígeno (DBO5), la demanda química de oxígeno (DQO), los sólidos disueltos totales y el fósforo total.

Otra condición de control durante la investigación fue garantizar un caudal constante de agua gris. Para lograr esto se lavó ropa de diferentes tipos, así como varios utensilios de cocina. Durante este proceso, no se varió la cantidad ni el tipo de jabones utilizados. De este modo se buscó que las propiedades del agua gris reflejaran un uso cotidiano y típico en una vivienda.

Es importante mencionar que, en el transcurso de la investigación, no se registraron cambios sustanciales en la composición del agua gris, asegurando así la representatividad de los resultados.

Para establecer el número de repeticiones para lograr la certeza de los resultados, se utilizó la ecuación (1), obtenida del método 1060B recomendado por la American Public Health Association [APHA] y colaboradores (2023).

$$N \geq \left(\frac{ts}{U}\right)^2 \quad (1)$$

Donde:

N = número de muestras

t = es la t de student para un nivel de confianza determinado

s = desviación estándar global

U = nivel de confianza aceptable

Para determinar el número de muestras, se utilizó como base la desviación estándar para el parámetro de fósforo obtenido de la investigación realizada por Argueta Gálvez y Aguilar Carrera (2017), con lo cual se obtuvo una muestra de 10 unidades. Esta cantidad se determinó considerando para la desviación estándar ( $s = 0.02$  o  $2\%$ ), el nivel de confianza en la medición del fósforo, donde  $0.001 \leq U \leq 0.05$ .

El gráfico del método 1060B exhibe tres curvas que representan niveles de confianza del 90 %, 95 % y 99

%, respectivamente. Para emplear una de estas curvas de confianza, es necesario contar con una cantidad específica de muestras que indica el mismo, por lo que utilizando  $s=0.02$  y  $U=0.015$ , se obtiene  $s/U=1.33$ . Este valor se plotea en la curva del 95 % de confianza del método 1060B, para determinar la cantidad de muestras del presente estudio.

Para este estudio se tomaron muestras en la entrada y salida del prototipo con lo cual se puede establecer si existe una diferencia significativa en los valores analizados.

También para garantizar la integridad de las muestras, se almacenaron en recipientes de un litro, libres de impurezas, se mantuvieron y transportaron refrigeradas para evitar cambios en las características físicas y químicas del agua, lo que podría afectar la precisión y la representatividad de los resultados del análisis.

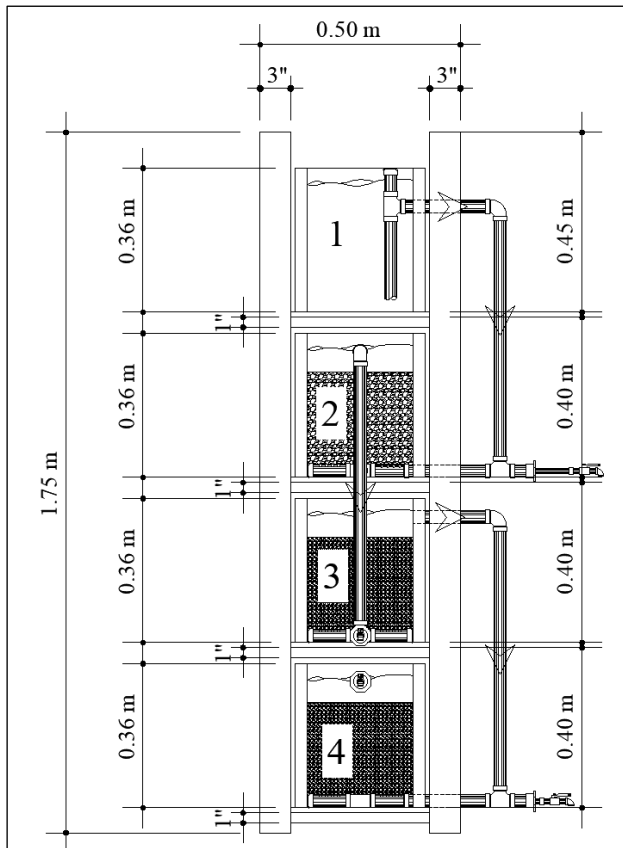
Es importante indicar que en este estudio no fueron consideradas las aguas grises provenientes de la ducha, así como de la pila de la vivienda, por ello el agua gris puede tener menor concentración de fósforo en relación con otra agua gris que sí incluye este tipo de aportaciones.

### Prototipo experimental utilizado

En la figura 1, se muestra las medidas del prototipo experimental para el tratamiento de aguas grises utilizado en el estudio. Este sistema está compuesto por 4 depósitos, de los cuales tres tienen un medio filtrante en su interior. La estructura que sostiene el prototipo fue construida con vigas de madera de 3" por 3", mientras que los soportes intermedios son de madera de 1" de grosor.

Los depósitos utilizados fueron depósitos de pintura de 20 litros cada una, y la interconexión se realizó a través de tuberías de PVC de 1¼" de diámetro.

**Figura 1. Vista en elevación del prototipo utilizado para la investigación.**



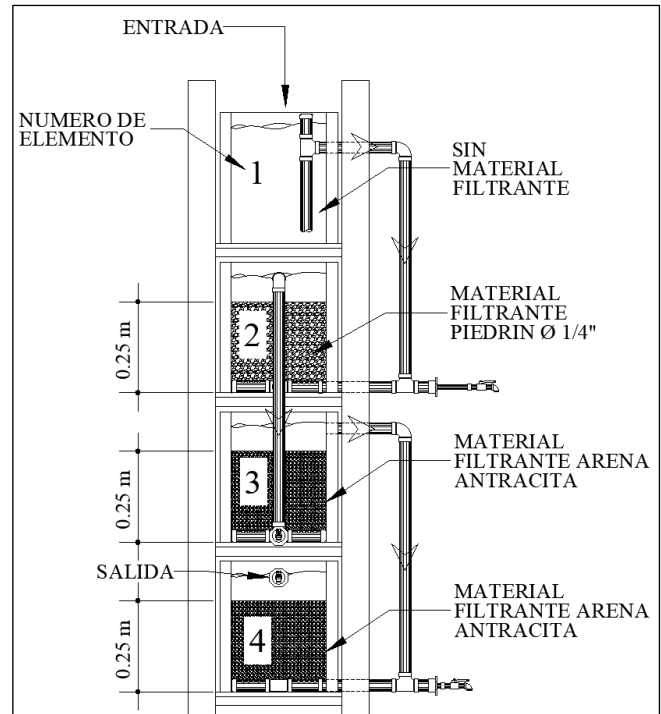
En la figura 2, se indica la dirección del flujo en el prototipo, observándose que el caudal ingresa en la parte superior y a través de las distintas tuberías de PVC va bajando hasta la salida.

El depósito 1 cumple la función de trampa de grasas. Este primer depósito se diseñó con un tiempo de retención de 3 minutos y un caudal de 0.10 litros por segundo.

El depósito 2 contiene en su interior piedrín de 1/4" como material filtrante, en este depósito se busca la retención de sólidos suspendidos, así como el desarrollo de actividad biológica que contribuya con la reducción de materia orgánica presente en el agua gris. El depósito 3 tienen en su interior arena antracita como material filtrante.

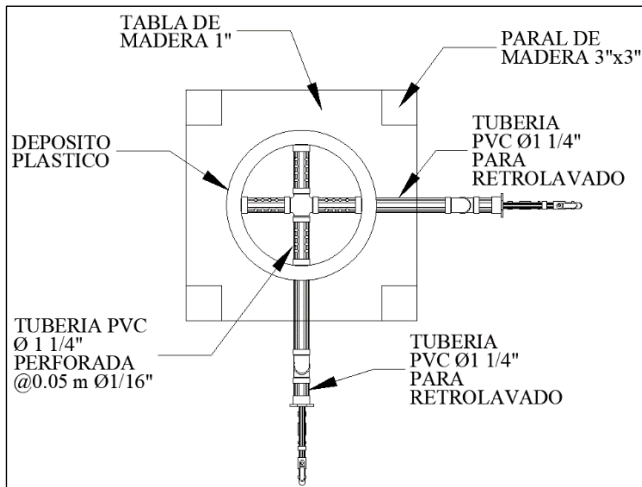
La altura de material filtrante en los depósitos 2, 3 y 4 se estableció en 0.25 metros para cada depósito.

**Figura 2. Esquema de los componentes del prototipo utilizado en la investigación.**



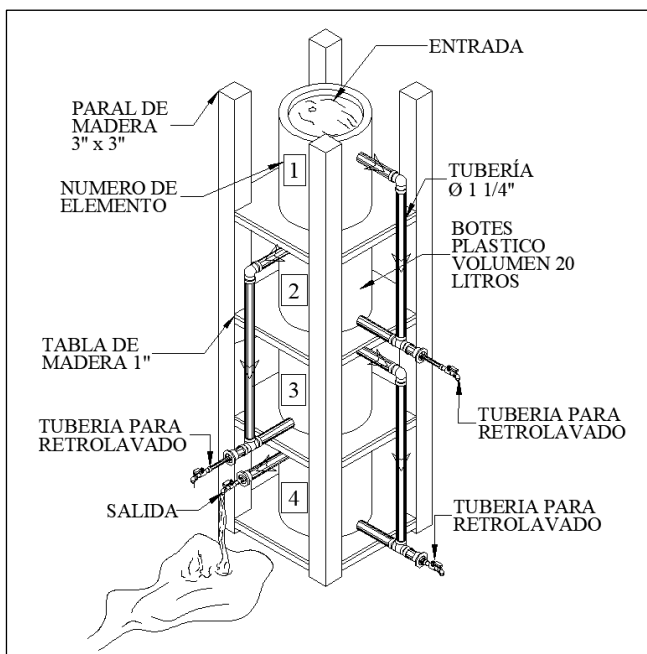
En la figura 3, se muestra una vista en planta de las tuberías de ingreso y retrolavado, así como el sistema de distribución de agua utilizado en el fondo de cada depósito la cual tiene tubería PVC con perforaciones de diámetro 1/16".

**Figura 3. Vista de planta del fondo de los depósitos 2, 3 y 4.**



La figura 4 muestra un esquema en isométrico de todos los componentes del prototipo utilizado para la investigación

**Figura 4. Esquema isométrico prototipo Barrel System modificado utilizado en la investigación.**



## Resultados

Con el objetivo de establecer la eficiencia de remoción de las variables objeto del estudio, se realizó la medición de la concentración de cada una de las variables a la entrada y salida del prototipo Barrel-System modificado.

A los resultados de cada variable se les determinó su media aritmética, mediana, desviación estándar, varianza, valor mínimo y máximo.

Los resultados obtenidos para las concentraciones de sólidos suspendidos se muestran en la tabla 2. Observar que en los datos de concentración de sólidos suspendidos de salida se presenta el valor de la mediana dado que la prueba de normalidad no fue satisfactoria para estos datos.

**Tabla 2. Resultados obtenidos en el estudio para sólidos suspendidos de ingreso y salida.**

No.	Entrada (mg/l)	Salida (mg/l)	Porcentaje de remoción (%)
1	168	130	23 %
2	67	48	28 %
3	120	32	73 %
4	67	52	22 %
5	36	24	33 %
6	147	24	84 %
7	107	20	81 %
8	140	32	77 %
9	93	20	79 %
10	160	24	85 %
<b>Media aritmética</b>	110		
<b>Mediana</b>		28	
<b>Desviación estándar</b>	44	33	
<b>Valor mínimo</b>	36	20	
<b>Valor máximo</b>	168	130	

En la tabla 3 se muestran los resultados obtenidos para la variable de potencial de hidrógeno.

**Tabla 3. . Resultados obtenidos en el estudio para potencial de hidrógeno (pH) de ingreso y salida.**

No.	Entrada (unidades pH)	Salida (unidades pH)	Porcentaje de remoción (%)
1	7.9	6.5	18 %
2	7.0	6.3	10 %
3	7.2	6.2	14 %
4	7.1	6.6	7 %
5	6.7	6.5	3 %
6	8.4	7.3	13 %
7	7.3	7.0	4 %
8	7.5	7.0	7 %
9	7.3	6.9	5 %
10	8.0	7.0	12 %
<b>Media aritmética</b>	7.4	6.7	9 %
<b>Desviación estándar</b>	0.52	0.36	
<b>Valor mínimo</b>	6.70	6.20	
<b>Valor máximo</b>	8.40	7.30	

En la tabla 4 se puede observar los resultados obtenidos de las mediciones de DQO realizados en la entrada y salida del dispositivo Barrel System modificado utilizado para la investigación.

La tabla 5 muestra los resultados de la concentración de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO5) realizada a la entrada y salida del dispositivo evaluado. En la primera columna se indica el número de repetición y los estadísticos analizados a este grupo de datos.

**Tabla 4. Resultados obtenidos en el estudio para la concentración de demanda química de oxígeno (DQO) de ingreso y salida.**

No.	Entrada (mg/l)	Salida (mg/l)	Porcentaje de remoción (%)
1	1,630	712	56 %
2	589	486	17 %
3	1,555	561	64 %
4	962	760	21 %
5	631	523	17 %
6	1,126	446	60 %
7	620	419	32 %
8	1,390	395	72 %
9	1,080	577	47 %
10	1,152	677	41 %
<b>Media aritmética</b>	1,074	556	48 %
<b>Mediana</b>	380	126	
<b>Desviación estándar</b>	589	395	
<b>Valor mínimo</b>	1,630	760	

**Tabla 5. Resultados obtenidos en el estudio para la concentración de demanda bioquímica de oxígeno (DBO5) de ingreso y salida.**

No.	Entrada (mg/l)	Salida (mg/l)	Porcentaje de remoción (%)
1	756	366	52 %
2	252	216	14 %
3	793	223	72 %
4	451	324	28 %
5	281	187	33 %
6	574	215	63 %
7	306	141	54 %
8	663	142	79 %
9	406	255	37 %
10	524	245	53 %
<b>Media aritmética</b>	501	231	48 %
<b>Desviación estándar</b>	185	68	
<b>Valor mínimo</b>	252	141	
<b>Valor máximo</b>	793	366	

En la tabla 6 se presentan los resultados para la concentración de fósforo total en la entrada y salida del dispositivo evaluado para cada una de las 10 repeticiones realizadas. Se aprecia en las últimas filas los estadísticos utilizados. Es importante observar que se coloca la media aritmética para los valores de entrada y la mediana para la salida, dado que la prueba de normalidad no fue favorable para los datos de concentración de fósforo en salida.

**Tabla 6. Resultados obtenidos en el estudio para la concentración de fosforo total (Pt) de ingreso y salida.**

No.	Entrada (mg/l)	Salida (mg/l)	Porcentaje de remoción (%)
1	21	5	76 %
2	8	4	45 %
3	30	5	83 %
4	9	6	38 %
5	6	4	44 %
6	29	13	54 %
7	6	3	42 %
8	25	20	20 %
9	14	6	60 %
10	25	14	46 %
<b>Media aritmética</b>	17		
<b>Mediana</b>		6	
<b>Desviación estándar</b>	10		
<b>Valor mínimo</b>	6	3	
<b>Valor máximo</b>	30	20	

En la tabla 7 se presenta el resultado de la prueba de normalidad aplicada a las cinco variables analizadas en el estudio, para los datos de concentración inicial (entrada al dispositivo) y concentración final (salida del dispositivo). La prueba utilizada es la de Shapiro-Wilk con 10 grados de libertad. Se observa en esta tabla que los datos de fósforo total y sólidos suspendidos no cumplen con la prueba de normalidad (significancia menor a 0.05).

**Tabla 7. Resultados del análisis estadístico de prueba de normalidad Shapiro-Wilk para los datos de la investigación.**

Variable	Parámetro	Estadístico	Sig.
<b>Concentración inicial</b>	DBO5	.938	0.533
	DQO	.919	0.348
	FOSFORO TOTAL	.870	0.100
	PH	.952	0.689
	SOLIDOS	.951	0.683
<b>Concentración final</b>	DBO5	.933	0.478
	DQO	.942	0.570
	FOSFORO TOTAL	.795	0.013
	PH	.935	0.500
	SOLIDOS	.641	0.000

## Discusión de resultados

Los valores obtenidos para la variable sólidos sedimentables presentaron un promedio en el ingreso de la unidad de  $110 \pm 44$  miligramos por litro mientras que en la salida no se cumplió con la prueba de normalidad por lo que la mediana resulta en 28 miligramos por litro, implicando esto una remoción de sólidos sedimentables estimada en 75%. De acuerdo con la prueba no paramétrica de Wilcoxon si existen diferencias significativas entre los valores iniciales y finales de sólidos sedimentables.

El análisis realizado a la variable potencial de hidrógeno (pH), permitió determinar que, si existen diferencias significativas entre el valor medio de pH inicial y el final del estudio, dado que la significancia de la prueba T aplicada fue menor a 5%, por lo que el sistema Barrel-System modificado provoca un cambio significativo en esta variable.

La siguiente variable analizada corresponde a la concentración de demanda química de oxígeno, a la cual se le aplicó la prueba T para muestras relacionadas obteniéndose una significancia menor a 5%, lo que indica que, si existe una diferencia significativa entre el valor medio de DQO inicial y el final, resultando esto en una remoción promedio de DQO de 48%, con una concentración promedio inicial de  $1074 \pm 380$  miligramos por litro y una concentración final de  $556 \pm 126$  miligramos por litro.

En cuanto a la variable demanda bioquímica de oxígeno (DBO5), se obtuvo una significancia menor a 5% en la prueba T para muestras relacionadas, por lo tanto, si existe una diferencia significativa entre el valor promedio de inicio y salida de DBO5 obtenido en el sistema Barrel-System, con una remoción estimada en 54% con una concentración promedio inicial de  $501 \pm 185$  miligramos por litro y una concentración final de  $231 \pm 68$  miligramos por litro.

Finalmente, la variable fósforo total (Pt) presentó un valor promedio inicial de  $17 \pm 10$  miligramos por litro y una mediana de 6 miligramos por litro en la salida (no cumplió con la prueba de normalidad), implicando esta diferencia un porcentaje de remoción de 65%. De acuerdo con la prueba no paramétrica de Wilcoxon si existen diferencias significativas entre los valores iniciales y finales de fósforo.

Como puede observarse con los resultados obtenidos, el sistema de filtración múltiple aplicado en el modelo Barrel-System modificado si logra reducciones significativas en las variables sólidos sedimentables, demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno y fósforo, asimismo se aprecia un cambio significativo en el potencial de hidrógeno, reduciendo el mismo.

Es importante observar que los valores mas bajos de remoción de DBO5 se observa cuando las concentraciones iniciales de DBO5 se encontraron por debajo de 451 miligramos por litro, mientras que con concentraciones superiores a esta concentración se obtienen remociones superiores a 50%, por lo que habrá que evaluar en futuros estudios este comportamiento observado en esta investigación.

Los resultados obtenidos en las reducciones de DBO5 y DQO demuestra que el sistema evaluado es capaz de manejar adecuadamente la carga orgánica y química presente en las aguas grises, contribuyendo a la mejora de la calidad del agua tratada.

Los resultados obtenidos utilizando el Barrel-System de este estudio son mejores que el estudio realizado por Hernández Juárez (2010) en un estudio utilizando siempre un sistema de filtros múltiples. Este autor obtuvo una remoción del 17.86% de DBO5 y 29.19% de DQO en el primer filtro, y una remoción del 18.50% de DBO5 y 31.45% de DQO en el segundo

filtro. Esta comparación demuestra la eficiencia de las características de la combinación de los filtros utilizados en el Barrel-System modificado.

Similar comportamiento se obtiene al comparar los resultados obtenidos en este estudio con la investigación realizada por León Urrutia (2022) quien obtuvo una remoción del 16% de DQO y 17% de DBO5 en el primer filtro, y del 13% de DQO y 15% de DBO5 en el segundo filtro integrados estos con geotextiles. Los resultados obtenidos por esta autora son inferiores a los alcanzados en este estudio con el Barrel-System modificado.

A pesar de lo expuesto, existen otros estudios que han utilizado distintos medios filtrantes para tratar aguas grises donde se han obtenido resultados muy similares a los de este estudio, tal como la investigación de Anaya Meléndez y colaboradores (2022) y Ángel Palomino (2019) quienes obtuvieron una remoción de DBO5 de 89% y 86% respectivamente. Estos valores se encuentran cercanos a la máxima remoción obtenida en este estudio de 79%, y por arriba de la remoción promedio de 54%.

En cuanto a la remoción de sólidos totales, el estudio de Ángel Palomino (2019) obtuvo un porcentaje de reducción de 90%, mientras que en este estudio para sólidos sedimentables se obtuvo un valor de 75%.

Finalmente es interesante observar que en la recopilación realizada por Bino y Al-Beirut (2007), sobre investigaciones utilizando medios filtrantes, estos presentan una remoción de DBO5 promedio 50%, similar al 54% obtenido en esta investigación.

## Conclusiones

El sistema Barrel-System modificado utilizado en este estudio alcanzó remociones de DQO de 48% y DBO de 54%, valores similares a los obtenidos en otros estudios que fueron recopilados por Bino y Al-Beirut (2007), con lo cual se confirma que este tipo de dispositivo puede aportar un proceso de tratamiento a las aguas residuales domésticas.

En cuanto a las remociones de sólidos sedimentables y fosforo total, se evidencia que sí existe una diferencia significativa entre sus valores iniciales y finales, sin

embargo, al no haberse cumplido la prueba de normalidad, no se puede concluir con el porcentaje de remoción para estas variables, por lo que deberá ampliarse el número de muestras y asegurar que estas se encuentren dentro de un rango controlado para evitar grandes desviaciones que no permitan determinar el valor de reducción.

El prototipo utilizado en este estudio puede modificarse al incorporar más módulos, para variar los tipos de filtros y evaluarlo en distintos entornos, a fin de abrir más oportunidades para futuras investigaciones e innovación orientadas a optimizar la capacidad del prototipo, así descubrir mejoras significativas en la eficiencia y el rendimiento.

### Agradecimientos

Quiero expresar mi profundo agradecimiento a mis amigos, compañeros de estudio, colegas y compañeros de trabajo, por su apoyo inquebrantable. También deseo reconocer la comprensión y el apoyo de los profesores de la Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos, en particular, a mi asesor, el ingeniero Zenon Much, por su valiosa orientación y conocimiento. Asimismo, agradezco al equipo de laboratorio de Química y Microbiología Sanitaria Dra. Alba Tabarini, por su contribución invaluable, en especial al señor Adolfo Dubón, por el apoyo y el conocimiento brindado.

### Financiamiento

Este trabajo fue financiado con recursos propios del autor.

### Conflicto de interés

El autor declara no tener ningún tipo de conflicto de interés que pudiera haber influido en esta investigación.

### Como citar este documento

Pichiyá Umul, E.R. (2023). Evaluación de un sistema de tratamiento de agua gris domiciliar a base de filtros múltiples. *Agua, Saneamiento & Ambiente*, 18(2), Artículo e1521.  
<https://doi.org/10.36829/08ASA.v18i2.1521>

### Consentimiento informado

No aplica.

### Contribuciones de autor

Conceptualización, trabajo de campo, tabulación, análisis y escritura: E.R.P.U.

### Referencias

- Al-Hamaiedeh, H., & Bino, M. (2010). Effect of treated grey water reuse in irrigation on soil and plants. *Desalination*, 256(1-3).  
<https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.02.004>
- Al-Jayyousi, O. (2003). Greywater reuse: towards sustainable water management. *Desalination*, 156(1-3), 181-192.  
[https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(03\)00340-0](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(03)00340-0)
- American Public Health Association [APHA], American Water Works Association [AWWA] and Water Environment Federation [WEF]. (2023). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Lipps W.C, Braun Howland E.B, Baxter, T.E. Editors. 24<sup>th</sup> Edition. Washington D.C: APHA Press.
- Anaya Meléndez, F., Espinosa Descalzo, E.N., Loayza Pérez, J.E., Zamudio Castillo, R. A., & Yáñez López, M.A. (2022). Diseño de un sistema de tratamiento de aguas grises claras para reuso como agua de riego. *Revista de la Sociedad Química del Perú*, 88(1), 52-62.  
<https://dx.doi.org/10.37761/rsqp.v88i1.375>
- Ángel Palomino, J. R. (2019). *Evaluación del potencial de tratamiento de aguas grises domésticas con sustratos orgánicos y plantas utilizadas comercialmente en paredes verdes*. [Tesis de pregrado en Ingeniería Ambiental, Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad de Los Andes].  
<http://hdl.handle.net/1992/45791>
- Argueta Gálvez, J. E., & Aguilar Carrera, F. A. D. (2017). Efectos de la variabilidad de concentraciones de nutrientes en un medio de algas clorofitas en agua residual. *Agua, Saneamiento & Ambiente*, 12(1), 26–33.  
<https://doi.org/10.36829/08ASA.v12i1.1426>
- Bino, M.J., Al-Beirut, S. (2007). *Studies of IDRC supported research on greywater in Jordan conducted by INWRDAM*. Inter-Islamic Network on Water Resources Development and Management (INWRDAM), Amman, JO.  
<https://idl-bnc-idrc.dspacedirect.org/items/052709ba-ab87-43cb-8d6b-88a5464c859f>



- Eriksson, E., Auffarth, K., Henze, M., & Ledin, A. (2002). Characteristics of grey wastewater. *Urban Water*, 4(1), 85-104.  
[https://doi.org/10.1016/S1462-0758\(01\)00064-4](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(01)00064-4)
- Flowers, B. (2004). *Domestic water conservation: greywater, rainwater, and other innovations*. Standards Council of Canadian.
- Friedler, E., & Hadari, M. (2006). Economic feasibility of on-site greywater reuse in multi storey buildings. *Desalination*, 190(1-3), 221-234.  
<https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.10.007>
- Hernández Juárez, J. R. (2010). *Alternativas para el tratamiento de las aguas grises de origen doméstico*. [Tesis de maestría, Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos, Facultad de Ingeniería Universidad de San Carlos de Guatemala].  
[https://eris.ingenieria.usac.edu.gt/tesis\\_is](https://eris.ingenieria.usac.edu.gt/tesis_is)
- Hocaoglu, S., Insel, G., Ubay, E., Baban, A. & Orhon, D. (2010). COD fractionation and biodegradation kinetics of segregated domestic wastewater: black and grey water fractions. *Chemical Technology and Biotechnology*, 85(9), 1241-1249.  
<https://doi.org/10.1002/jctb.2423>
- León Urrutia, M. N. (2022). Oportunidades para el uso de geotextiles para el tratamiento de aguas grises. *Agua, Saneamiento & Ambiente*, 16(2), 27-33.  
<https://doi.org/10.36829/08ASA.v16i2.1325>
- Li, F., Wichmann, K., & Otterpohl, R. (2009). Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. *Science of the Total Environment*, 407(11), 3439-3449.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.02.004>
- March, J.G., Gual, M., & Orozco, F. (2004). Experiences on greywater re-use for toilet flushing in a hotel (Mallorca Island, Spain). *Desalination*, 164(3), 241-247.  
[https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(04\)00192-4](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(04)00192-4)
- Morel, A., & Diener, S. (2006). *Greywater Management in low and middle-income countries, review of different treatment systems for households or neighbourhoods*. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland.  
<https://www.susana.org/en/knowledge-hub/resources-and-publications/library/details/947#>
- Narváez, L.E., Miranda, J.M., & Narváez, L. (2012). *Remoción de contaminantes de aguas grises mediante el uso de humedales artificiales en viviendas sustentables del estado de Querétaro*. Encuentro Nacional de Ecotécnicas.  
<https://www.researchgate.net/publication/233398876>
- Rojas, J. A. (1999). *Tratamiento de Aguas Residuales, Teoría y Principios de Diseño*. Bogota: Escuela Colombiana de Ingeniería.

Artículo Científico / Scientific Article

## Análisis de la calidad de agua en manantiales volcánicos para abastecimiento de agua para consumo humano

*Analysis of Water Quality in Volcanic Springs for Human Consumption Supply*

Sammy Francisco Hernández Aviles.<sup>1</sup> 

<sup>1</sup>Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos, Facultad de Ingeniería, Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala

Dirección para recibir correspondencia: [sahernandezaviles@gmail.com](mailto:sahernandezaviles@gmail.com)

Recibido: 25/01/2023

Revisión: 25/04/2023

Aceptado: 13/10/2023

### Resumen

La aldea Panimaché I y la aldea Panimaché II son comunidades instaladas en las faldas del Volcán de Fuego; en donde el abastecimiento de agua potable se ve afectado durante cada actividad volcánica, tanto a nivel de infraestructura de abastecimiento como a nivel de calidad de agua. En el caso del agua utilizada para consumo humano y para riego, se tiene que es producida por uno de los manantiales ubicados en terrenos municipales en la parte noreste del tanque de distribución. Para el actual estudio, fueron monitoreados los siguientes parámetros de posible contaminación geogénica: Cloruros (Cl<sup>-</sup>), Fluoruros (F<sup>-</sup>), Sulfato (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), Manganeseo (Mn), Hierro (Fe), Boro (B) y Arsénico (As); en las cajas de captación de los manantiales que abastecen a Panimaché I y a Panimaché II con el objetivo de establecer una línea base para el análisis de la calidad de agua en manantiales volcánicos con respecto a la contaminación geogénica en estos acuíferos y su respectiva comparación con la Norma Técnica Guatemalteca COGUANOR 29001 donde establece los Límites Máximos Permisibles del agua para consumo humano en Guatemala. Los datos obtenidos mostraron que los parámetros muestreados que fueron medidos dentro del rango de detección del equipo utilizado (Boro y Sulfato), presentan concentraciones menores a los límites máximos permisibles establecidos en la normativa guatemalteca para agua potable, con una mediana de 0.20 miligramos por litro para el boro y de 8.255 para el Sulfato.

**Palabras claves:** acuíferos volcánicos, aniones, Boro, cationes, toxicología.

### Abstract

Panimaché I and Panimaché II villages are communities situated on the slopes of the Volcán de Fuego, where the potable water supply is affected during each volcanic activity, impacting both the supply infrastructure and water quality. The water used for human consumption and irrigation is sourced from one of the springs located on municipal lands in the northeastern part of the distribution tank. For the current study, the following parameters of potential geogenic contamination were monitored: Chlorides (Cl<sup>-</sup>), Fluorides (F<sup>-</sup>), Sulfate (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), Manganese (Mn), Iron (Fe), Boron (B), and Arsenic (As). These were measured at the intake boxes of the springs that supply Panimaché I and Panimaché II with the aim of establishing a baseline for analyzing water quality in volcanic springs concerning geogenic contamination in these aquifers and comparing it with the Guatemalan Technical Standard COGUANOR 29001, which establishes the Maximum Permissible Limits for water intended for human consumption in Guatemala. The data obtained showed that the parameters measured in this study, which were within the detection range of the equipment used (Boron and Sulfate), presented concentrations below the Maximum Permissible Limits established in the Guatemalan standard for drinking water, with a median of 0.20 milligrams per liter for Boron and 8.255 milligrams per liter for Sulfate.

**Key words:** volcanic aquifers, anions, Boron, cations, toxicology.



## Introducción

En las aguas subterráneas se tiene la presencia de solutos disueltos, que se originan por distintos factores derivados de las precipitaciones en distintas temporalidades, meteoros atmosféricos, reacciones orgánicas e inorgánicas que suceden en los suelos al interactuar con el agua, meteorización del medio poroso y los aportes de las actividades antropogénicas (Appelo & Postma, 2005). La composición hidro química de las aguas subterráneas cercanas a la superficie, es similar a la que tiene el agua de lluvia, cuando éstas llegan al acuífero profundo luego del proceso de infiltración y percolación a través de la zona no saturada, son otros los factores que rigen las características hidro química que tendrá el agua subterránea (Custodio & Llamas, 1996).

En el caso de los acuíferos que son volcánicos compuestos de flujos rocosos con petrografía andesítica normalmente están altamente fracturados y por tal razón presentan una alta porosidad secundaria. Esta porosidad se forma debido a un proceso geológico posterior a la disposición del material del estrato o capa.

Las fracturas se presentan en la roca debido a cambios bruscos en la temperatura del terreno. Este último proceso se conoce como milonitización y consiste en trituración de la roca adyacente a la falla geológica (Batres, 2016).

La composición mineralógica de los suelos, la permeabilidad primaria y secundaria, la presencia de gases endógenos como el CO<sub>2</sub>, condicionan las características hidro químicas del agua subterránea, en términos del tiempo de contacto e interacción entre el agua y los suelos que conforman el acuífero profundo (Custodio & Llamas, 1996).

Entre todos los contaminantes inorgánicos, el agua subterránea puede contener concentraciones de Arsénico y Fluoruro, la mayor amenaza para la salud humana. En las aguas subterráneas, estos contaminantes pueden estar por debajo de las concentraciones nocivas para la salud humana, sin embargo, factores geológicos y geoquímicos contribuyen a la liberación de estos contaminantes durante diferentes tipos de actividades geológicas (Briceño Polo, 2019).

Durante las actividades volcánicas del 3 de junio de 2019 en el volcán de Fuego, los vecinos de las aldeas Panimaché I y II del municipio de San Pedro Yepocapa, departamento de Chimaltenango - Guatemala, reportaron al Centro de Salud cambios en los parámetros organolépticos del agua que consumen (esta pasó a ser desagradable ante la percepción del consumidor). Esta condición obligó a tomar como medida la suspensión del servicio de suministro de agua y a plantearse cuál sería la razón del cambio tan drástico percibido del agua en la comunidad.

Derivado de lo anteriormente expuesto, se propone realizar una investigación que permita identificar la posible causa del deterioro de la calidad de agua de esta comunidad que se ubica muy cerca del volcán de Fuego.

Con base en esta acción se procedió a realizar a través de esta investigación una serie de monitoreos por medio de un fotómetro de campo, con el cual se midió durante ese periodo las concentraciones de Cloruros (Cl<sup>-</sup>), Fluoruros (F<sup>-</sup>), Sulfatos (SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>), Manganeseo (Mn), Hierro (Fe), Boro (B) y Arsénico (As) comparándolas con la Norma Técnica Guatemalteca COGUANOR 29001.

Estudios similares al presentado acá se han desarrollado en el área de Centroamérica como el realizado en el Valle Central de Costa Rica, específicamente en la zona montañosa central que está compuesta por dos valles inter montanos al este y oeste de la Cordillera Volcánica Central. En este estudio se analizó la composición química del agua subterránea cercana a la zona volcánica. En el caso de los Nitratos, se encontró una mediana de 0.2 mg/l de NO<sub>3</sub>-N en el sector de mayor altitud de donde surgió la hipótesis que estos parámetros pueden ir en aumento en el acuífero, en la medida que el agua entra en contacto con distintos estratos geológicos (Madrigal Solís et al., 2017).

Los estudios realizados por Bécher Quinodóz y Blarasin (2016) demostraron que las características geomorfológicas del área estudiada participan en el control de aspectos hidrodinámicos y pueden influir en las propiedades hidro químicas del acuífero, con lo cual se evidencia la necesidad de considerar estos aspectos cuando se habla de la calidad de agua de fuentes subterráneas.

En la región centroamericana se tiene un estudio realizado en El Salvador en los pozos de abastecimiento de agua de industrias cercanas a la zona volcánica del municipio de Guadalupe, departamento de San Miguel, el cual determinó la calidad de agua de estos posterior a eventos volcánicos para determinar si las concentraciones de Arsénico, Mercurio, Plomo, Cloruros y Sulfatos superan la norma salvadoreña obligatoria para la calidad de agua potable, encontrando que posterior al evento, las concentraciones de estos parámetros se mantienen dentro de dicha norma salvadoreña (Salgado Majano & Villatoro Bolainez, 2014).

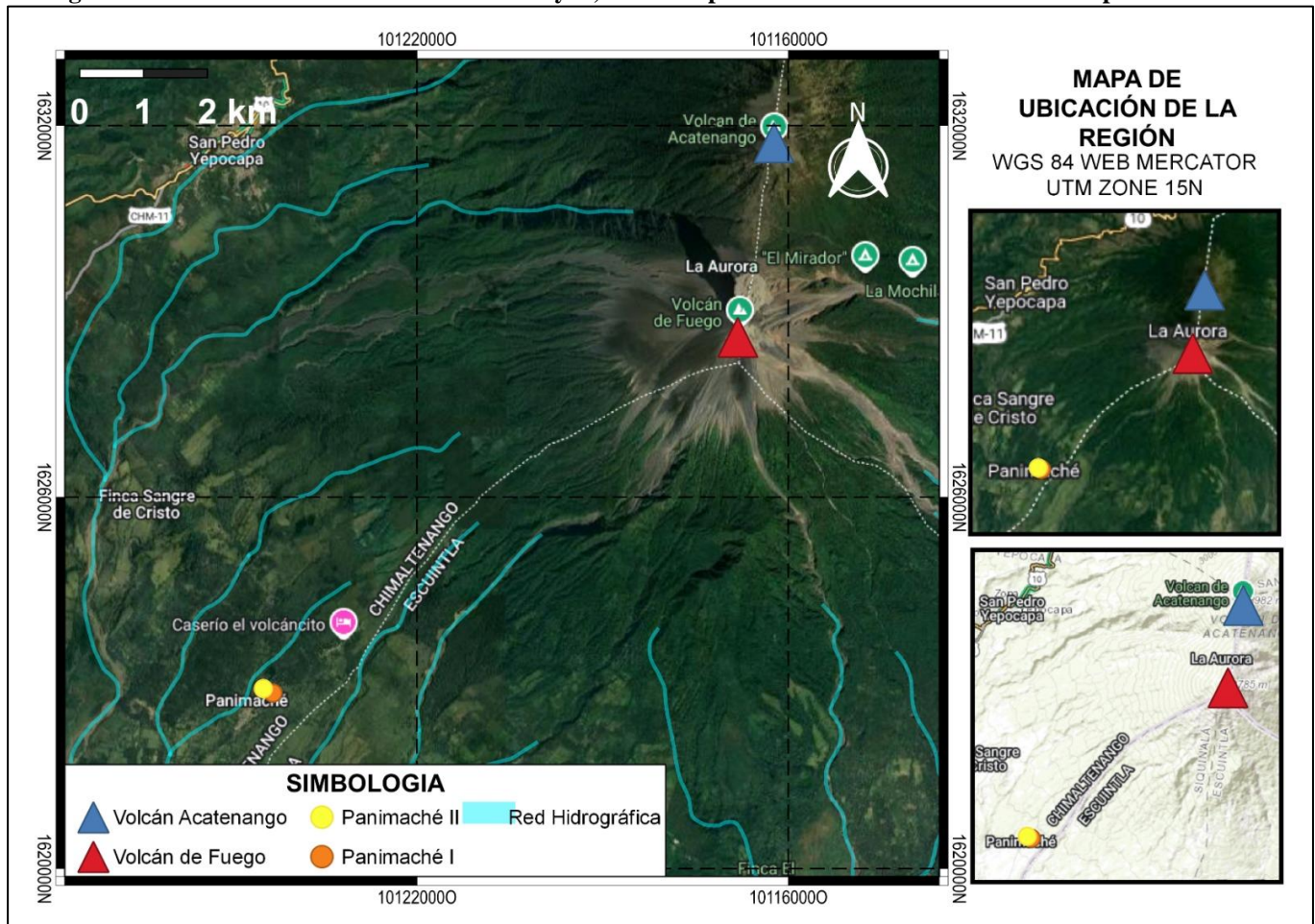
El deterioro de la calidad de agua que utilizan las aldeas Panimaché I y II puede tener su origen en la

disolución de minerales contenidos en la roca del acuífero o por infiltración de contaminantes en el área, al ser un acuífero de porosidad secundaria.

En la figura 1, se muestra la ubicación de las aldeas Panimaché I y II, observándose su cercanía con el Volcán de Fuego.

Las coordenadas geográficas del punto donde se realizó la toma de muestras para el análisis de calidad de agua de esta investigación son latitud  $14^{\circ}26'34.14''N$  y longitud  $90^{\circ}56'56.59''O$  denominado manantial Los Panimaches a 10 kilómetros aproximadamente del cráter del Volcán de fuego.

**Figura 1. Ubicación de las aldeas Panimaché I y II, así como punto de toma de muestra utilizado para el estudio.**



La Geomorfología donde se localizan estas comunidades pertenece a una unidad de Gran Paisaje conocida como Volcán de Fuego y Acatenango, la cual presenta las siguientes características:

- Ubicación y localización: la parte este corresponde a Sacatepéquez, la parte oeste a Chimaltenango y la parte sur a Escuintla.
- Tipo de roca: En estos conos volcánicos se encuentra todo tipo de rocas, principalmente andesitas. Hay lavas, aglomerados, lahares, flujos piroclásticos y cenizas volcánicas (Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación [MAGA], 2021).
- Morfogénesis: Al parecer, estas estructuras volcánicas son el resultado de una salida del magma producto de los materiales que se consumen en el choque de las placas del Caribe y Cocos en la zona de subducción, por lo que se encuentra activo actualmente y ha generado flujos lávicos recientes hacia el sur. La forma de la unidad como un todo es el resultado del cúmulo de rocas volcánicas de diferentes tipos. La erosión únicamente ha tomado parte en el modelado del sistema de drenaje, el que presenta un patrón de drenaje de tipo radial (MAGA, 2001).

## Materiales y método

El presente estudio es de tipo cuantitativo exploratorio, toda vez que busca observar la posible causa del deterioro de la calidad de agua percibida por los pobladores de las comunidades Panimache I y II del municipio de San Pedro Yepocapa, departamento de Chimaltenango.

El proceso metodológico incluyó trabajo de gabinete, el cual está considerado en una fase inicialmente de recopilación de información, así también en la fase final que consistió en el análisis de datos y redacción del informe.

Para la selección de parámetros a monitorear se analizó que los solutos disueltos (Calcio, Arsénico, Hierro, Manganeseo, Sulfatos, Mercurio, Cobre, Fluoruros, Cloruros, entre otros) que se encuentran en

las aguas subterráneas se originan por distintos factores derivados de las precipitaciones en distintas temporalidades, por meteoros atmosféricos y reacciones orgánicas e inorgánicas que suceden en los suelos al interactuar con el agua, así como por la meteorización del medio poroso y los aportes de las actividades antropogénicas (Appelo & Postma, 2005).

En esta investigación se propuso el monitoreo de las concentraciones de: Cloruros (Cl<sup>-</sup>), Fluoruros (F<sup>-</sup>), Sulfato (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), Manganeseo (Mn), Hierro (Fe), Boro (B) y Arsénico (As) en el agua que consumen las comunidades Panimache I y II.

Con el objetivo de dar certeza al estudio exploratorio que se realiza, se determinó una muestra utilizando la fórmula de poblaciones finitas ya que se conocen cuantos elementos posee la población total, que en este caso es el único manantial para evaluar y poder obtener los parámetros de contaminación que tengan comportamientos variables.

Para determinar el universo y luego estipular el tamaño de la muestra a partir de la suposición que la población presenta una varianza máxima mientras que se desconoce el tamaño de la muestra representativa de esa misma población. Por lo que, el tamaño de la muestra se calculó utilizando un nivel de significancia del 5 % y un margen de error del 10 %, utilizando la ecuación 1 mostrada a continuación.

$$n = \frac{Z^2 * p * q}{d^2} \quad (1)$$

Donde:

Z: Nivel de confianza estándar al 95 %:	1.96
p: probabilidad del éxito al 95 %:	0.95
q: probabilidad del fracaso 5 %:	0.05
d: error de estimación del 10 %:	0.10

Sustituyendo se obtiene la ecuación 2:

$$n = \frac{1.96^2 * 0.95 * 0.05}{0.10^2} = 18.24 \quad (2)$$

Con base en lo anterior, se obtiene que se deben realizar 18.24 muestras, por lo que se optó por realizar 18 muestreos, los cuales fueron realizados en fechas a conveniencia, para garantizar la seguridad de poder acceder al manantial, y al azar durante 12 meses para

analizar muestras durante la época seca como en la época lluviosa.

### Proceso de toma de muestras

Las muestras fueron captadas en recipientes de plástico limpios, los cuales sirvieron para conservar la muestra durante la medición de campo realizada.

Para el análisis de las muestras se utilizó un fotómetro multiparámetro compacto que permitió realizar la determinación de los parámetros analizados en campo.

### Resultados

En la tabla mostrada a continuación se presentan los resultados obtenidos producto de las 18 muestras analizadas. Para cada una de las muestras se presenta en las columnas los 7 parámetros analizados, siendo estos: 1) Arsénico (As); 2) Boro (B); 3) Cloruros (Cl-); 4) Fluoruros (F-); 5) Hierro (Fe); 6) Manganeseo (Mn); y 7) Sulfato (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>).

Se debe observar que los valores menores a 0.010 miligramos por litro son valores por debajo del límite inferior de medición del equipo utilizado de acuerdo con sus características técnicas, situación que se observa con los datos de Arsénico (As), Cloruros (Cl-), Fluoruros (F-), Hierro (Fe) y Manganeseo (Mn), exceptuando la muestra 6, 8 y 9 de Hierro y la muestra 6 de Manganeseo que si presentaron un valor por arriba del límite de detección del equipo utilizado.

**Tabla 1: Dosis óptima para cada rango de concentración catión o anión analizado**

No.	As	B	Cl-	F-	Fe	Mn	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
1	<0.010	0.200	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	1.000
2	<0.010	0.150	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	1.250
3	<0.010	0.170	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	1.350
4	<0.010	0.260	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	1.390
5	<0.010	0.110	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	1.340
6	<0.010	0.330	<0.010	<0.010	0.170	0.110	35.750
7	<0.010	0.200	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	126.750
8	<0.010	0.150	<0.010	<0.010	0.260	<0.010	158.100
9	<0.010	0.150	<0.010	<0.010	0.320	<0.010	93.400
10	<0.010	0.170	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	5.500
11	<0.010	0.420	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	3.470
12	<0.010	0.220	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	3.450
13	<0.010	0.200	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	11.010
14	<0.010	0.150	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	2.450
15	<0.010	0.170	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	136.450
16	<0.010	0.200	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	169.800
17	<0.010	0.250	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	142.600
18	<0.010	0.420	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	158.300
*LMP	<b>0.010</b>	<b>0.300</b>	<b>250.00</b>	<b>1.500</b>	<b>***0.300</b>	<b>0.400</b>	<b>250.00</b>
<b>* Límites Máximos Permisibles establecidos en la Norma Técnica COGUANOR 29001</b>							
<b>** Límites no establecidos en la Norma Técnica Guatemalteca COGUANOR 29001</b>							
<b>*** Límite Máximo Admisible</b>							

Los datos de Boro y Sulfato fueron sometidos a la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, obteniéndose una significancia menor a 5%, por lo que estos no cumplen con el criterio de normalidad. La mediana para la concentración de Boro fue de 0.20 miligramos por litro, la concentración máxima de 0.42 miligramos por litro y la mínima de 0.11 miligramos por litro.

La mediana obtenida para el Sulfato fue de 8.255 miligramos por litro, la concentración máxima obtenida es de 169.80 miligramos por litro y la mínima de 1.00 miligramo por litro.

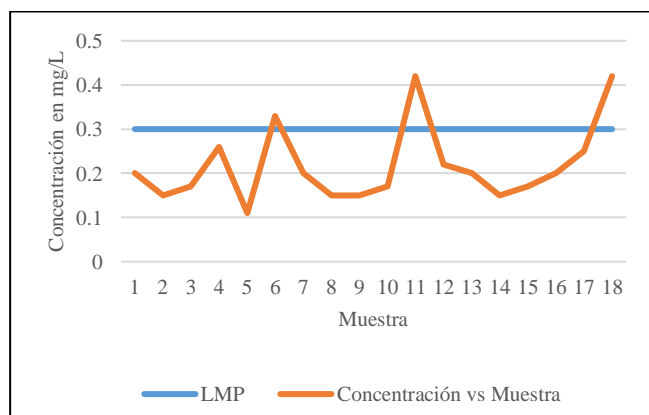
### Discusión de resultados

Los únicos datos de los parámetros monitoreados que presentaron variaciones medibles fueron las de Sulfato ( $\text{SO}_4^2$ ) y la de Boro (B).

Aplicando la prueba de contraste de hipótesis (Prueba de Wilcoxon) para la mediana de los datos obtenidos de Boro para compararla con el límite máximo permisible (LMP) establecido en la Norma Técnica COGUANOR 29001 de Guatemala con valor de 0.30 miligramos por litro, se obtiene que la mediana de Boro es significativamente diferente a 0.30, por lo que la concentración de Boro se encuentra por debajo del valor establecido en la norma guatemalteca.

En la figura siguiente se muestra el comportamiento de la concentración de Boro en las mediciones realizadas en este estudio y su relación con el límite máximo permisible (LMP) de la norma COGUANOR 29001 de Guatemala.

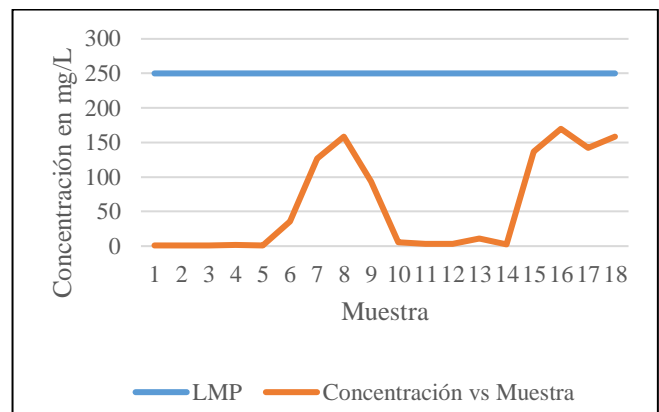
**Figura 2. Comparación de los datos de concentración de Boro obtenidos en el estudio con el LMP de la norma COGUANOR 29001.**



Aplicando la prueba de Wilcoxon para comparar la mediana de los datos de Sulfato con el LMP de la norma guatemalteca COGUANOR 29001 de 250 miligramos por litro, se obtiene que, si existe una diferencia significativa entre la mediana de Sulfato con relación al valor de la norma, por lo que los datos obtenidos se encuentran significativamente por debajo del valor establecido en la norma COGUANOR 29001.

En la figura 3 se muestra el comportamiento de los datos de concentración de Sulfato comparado con el LMP de la norma COGUANOR 29001, observándose que ninguno de los datos obtenidos supera el LMP establecido en la norma guatemalteca.

**Figura 3. Comparación de los datos de concentración de Sulfato obtenidos en el estudio y su comparación con el LMP de la norma COGUANOR 29001.**



La concentración de Sulfatos tuvo variaciones que podrían tener relación con actividades volcánicas, sin embargo, no se tiene suficiente información volcánica que podría relacionar esta concentración hidro química con actividad volcánica y tampoco se tiene información de la superficie para relacionar esta concentración a posible lixiviación de lluvia ácida, únicamente se tienen los valores del muestreo de calidad de agua obtenidos en esta investigación.

Los datos obtenidos para sulfato muestran en las muestras 7, 8, 9, 15, 16, 17 y 18 valores bastante superiores al resto de muestras (ver tabla 1 y figura 2), lo cual puede ser la razón del deterioro de la calidad de agua reportada por los vecinos del área, a pesar que ninguna de las muestras obtenidas supera el Límite Máximo Permisible establecido en la Norma Técnica Guatemalteca COGUANOR 29001, sin embargo estas

diferencias de concentración de valores bajos de 1 miligramo por litro a valores altos de 169.80 si pueden ser percibidas por las personas que no están acostumbradas a estos valores elevados.

Otro aspecto importante es el comportamiento del potencial de hidrógeno, el cual según los registros obtenidos cuando existió actividad volcánica se evidenció una baja en su valor en relación con los valores normales de estas fuentes de agua, lo cual puede estar relacionado con la acidificación por Sulfatos.

En relación con el comportamiento del Boro este fue variable, y en el caso de las muestras 6 y 18 supera el LMP establecido en la norma COGUANOR 29001.

La variación de la concentración de Manganeseo tuvo una variación en la muestra número 6, donde el resultado fue medible gracias a que fue mayor al rango mínimo de medición del equipo utilizado, sin embargo, durante las visitas al punto de toma de muestra, se observó rastros de Manganeseo en el cauce de algunos ríos locales que también abastecen a comunidades en las faldas del Volcán de Fuego.

La variación de la concentración de Hierro tuvo variaciones en tres muestras, sin embargo, al igual que el Manganeseo y el Boro, no se puede establecer una conexión directa con actividades volcánicas, aunque al igual que el Mn, existen rastros de Fe en los cauces de los principales ríos que abastecen con dirección a Santa Lucía Cotzumalguapa, departamento de Escuintla.

Es importante indicar que este estudio obtuvo resultados similares a los obtenidos por Salgado Majano y Villatoro Bolainez (2014), en el sentido que la calidad de agua de los parámetros monitoreados en ambos estudios se mantuvieron dentro de la normativa de país para agua de consumo humano, con lo cual se podría indicar que si bien es cierto que la actividad volcánica puede tener un efecto sobre las variaciones de calidad observadas, no llega a ser lo suficiente como para hacer que el agua exceda los límites permitidos en las normas de país.

## Conclusiones

Con base en la tabla 1 y en la discusión de Resultados, se tiene que, de los 7 parámetros analizados, 4 presentaron variaciones, sin lograr correlacionar directamente dichas variaciones con

actividades volcánicas, lixiviación o infiltración de lluvia ácida por la falta de información vulcanológica e hidrogeológica del área. Sin embargo, se tienen muestras donde se observan picos al graficar la información obtenida durante los análisis.

De igual forma, el presente estudio, presenta información acerca de los parámetros de monitoreos realizados en el punto de interés para garantizar la calidad de la fuente de agua para los consumidores locales, pudiendo servir como una línea base para un plan de monitoreo de agua en zonas volcánicas para las autoridades locales y estatales, ya que llegan a presentarse concentraciones de metales pesados (como el Boro) superando el Límite Máximo Permisible.

Determinar los parámetros hidrogeológicos locales con relación al manantial en orden de poder establecer un sistema de seguridad para el manantial dada la importancia (abastece alrededor de 5,000 personas), por lo que se recomienda la caracterización isotópica local para determinar las zonas de recarga hídrica con mayor grado de certeza para la concentración de Sulfatos en el agua; además del permanente monitoreo de la actividad del Volcán de Fuego para poder obtener el registro de actividades y tipo de actividades volcánicas y determinar el efecto que puedan tener en las concentraciones de metales pesados tal es el caso del Hierro, el Manganeseo y el Boro.

Continuar con el monitoreo de los Sulfatos, Hierro y Boro; ya que son los elementos que presentan mayores variaciones con similares periodos de monitoreo estando el Boro comprobado por la Organización Mundial de la Salud, tener cierto nivel de embriotoxicidad, siempre y cuando la ingesta permanezca menor que la ingesta diaria tolerable (Organización Mundial de la Salud -OMS-, 2011).

Si bien es cierto que en este estudio los parámetros monitoreados cumplen con el LMP establecido en la norma guatemalteca COGUANOR 29001, algunos parámetros puntuales sobrepasan este LMP y en otros casos existen incrementos representativos que pueden ser la causa del rechazo del agua por parte de los comunitarios que están acostumbrados a valores bajos de estos parámetros, por lo que debe considerarse estos aspectos en los procesos de control de calidad de la fuente de abastecimiento de agua de estas comunidades.



## Financiamiento

Este trabajo fue financiado con recursos propios del autor.

## Conflicto de interés

El autor declara no tener ningún tipo de conflicto de interés que pudiera haber influido en esta investigación.

## Como citar este documento

Hernández Aviles, S.F (2023). Análisis de la calidad de agua en manantiales volcánicos para abastecimiento de agua para consumo humano. *Agua, Saneamiento & Ambiente*, 18(2), Artículo e1540. <https://doi.org/10.36829/08ASA.v18i1.1540>

## Consentimiento informado

No aplica.

## Contribuciones de autor

Conceptualización, trabajo de campo, tabulación, análisis y escritura: S.F.H.A

maestría en hidrología y gestión de recursos hídricos, Universidad de Alcalá].

<http://hdl.handle.net/10017/45288>

Salgado Majano, V.E., & Villatoro Bolainez, L.A. (2014). *Estudio de la calidad del agua subterránea por efecto de la actividad volcánica en los pozos del municipio de Nueva Guadalupe, departamento de San Miguel*.

[Tesis de licenciatura en Ciencias Químicas, Departamento de Ciencias Naturales y Matemática, Universidad de El Salvador].

<https://oldri.ues.edu.sv/id/eprint/17205/>

Bécher Quinodóz F.N., & Blarasin, M.T. (2016). Evaluación de relaciones geomorfológicas – calidad de agua subterránea mediante técnicas estadísticas y modelación numérica en la planicie arenosa del sur de Córdoba, Argentina. *Geoacta*, 41(2), 1-16.

<http://www.scielo.org.ar/pdf/geoacta/v41n2/v41n2a01.pdf>

## Referencias

- Appelo, C.A.J., & Postma, D. (2005). *Geochemistry, Groundwater and Pollution (2nd ed.)*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781439833544>
- Custodio, E., & Llamas, R. (1996). *Hidrología subterránea*. Universidad Politécnica de Barcelona. (2ª ed. corr). Omega.
- Madrigal Solís, H., Fonseca Sánchez, A & Reynolds Vargas, J. (2017). Caracterización hidrogeoquímica de los acuíferos volcánicos Barva y Colima en el Valle Central de Costa Rica. *Tecnología y ciencias del agua*, 8(1), 115-132. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2017-01-09>
- Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación. (2001). *Mapa fisiográfico-geomorfológico de la República de Guatemala a escala 1:250,000*. [Informe]. Con el apoyo de G. D. Alvarado Cabrera & I. R. Herrera Ibañez. <https://www.maga.gob.gt/download/fisiografia.pdf>
- Organización Mundial de la Salud -OMS-. (2011). *Guía para la calidad del agua potable*. Santiago de Chile.
- Briceño Polo, A. (2019). *Contaminación geogénica en las aguas subterráneas de España*. [Tesis de

Artículo Científico / Scientific Article

# Análisis comparativo de filtros artesanales para tratamiento de aguas grises en áreas rurales

*Comparative analysis of locally made filters for the treatment of grey water in rural areas*

Jeanny Elizabeth de León Rios.<sup>1</sup> 

<sup>1</sup>Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos, Facultad de Ingeniería, Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala

Dirección para recibir correspondencia: [jeannyrios@hotmail.com](mailto:jeannyrios@hotmail.com)

Recibido: 12/08/2023

Revisión: 13/09/2023

Aceptado: 04/12/2023

## Resumen

Este estudio compara la eficiencia de dos filtros artesanales, usando materiales disponibles en áreas rurales con ausencia de sistema de drenaje, lo que obliga tratar las aguas grises para evitar contaminación. Entonces, el objetivo fue determinar la eficiencia de los filtros en función al tipo de material filtrante, siendo estos: 1) arena, grava, carbón activado, viruta de pino verde; y 2) estopa de coco. La eficiencia de estos se determinó a partir de la medición de la demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), nitritos, nitratos, fosfatos, color aparente, color real, sólido suspendido, y turbidez en afluente y efluente del filtro. Para este estudio, los filtros se construyeron en una comunidad ubicada en El Paraje de Choquixcabel del municipio de Santa Lucía Utatlán departamento de Sololá, Guatemala. Durante la evaluación se utilizó aguas grises generadas por el lavado de ropa y el agua de la ducha. Durante el estudio se recogieron un total de 12 muestras de afluentes y efluentes. El filtro que presentó mayor eficiencia al 75% en la remoción de parámetros físicos, inorgánicos no metales y orgánicos agregados, fue el de lecho filtrante de viruta de pino verde, aunque su comportamiento no fue constante. Estos filtros presentaron mucha variación con respecto a los resultados, debido al tiempo de almacenamiento del agua en el recipiente del filtro debido al tiempo necesario para la recolección del agua en el hogar.

**Palabras claves:** viruta verde de pino, estopa de coco, lecho filtrante, DBO, DQO, nitratos.

## Abstract

This study compares the efficiency of two artisanal filters, made using materials readily available in rural areas lacking drainage systems, which necessitate the treatment of greywater to prevent contamination. The objective was to determine the filters' efficiency based on the type of filtering material, specifically: 1) sand, gravel, activated carbon, and fresh pine shavings; and 2) coconut husk. The efficiency was determined by measuring the chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD), nitrites, nitrates, phosphates, apparent color, true color, suspended solids, and turbidity in both the influent and effluent of the filters. For this study, the filters were constructed in a community located in El Paraje de Choquixcabel, in the municipality of Santa Lucía Utatlán, Sololá, Guatemala. Greywater generated from laundry and showering activities was used during the evaluation. A total of 12 samples of influent and effluent were collected throughout the study. The filter with the highest efficiency, at 75% removal of physical parameters, inorganic non-metallic compounds, and aggregated organic matter, was the one using fresh pine shavings as the filtering bed, although its performance was not consistent. These filters showed significant variability in results, primarily due to the storage time of the water in the filter container, a consequence of the time needed to collect water in the household.

**Key words:** green pine shavings, coconut husk, filter bed, BOD, COD, nitrates.



## Introducción

El municipio de Santa Lucía Utatlán, Sololá, se encuentra situado a 152 kilómetros de la ciudad capital de Guatemala, al occidente del país, es uno de los diecinueve municipios del departamento de Sololá.

El estudio se llevó a cabo en el paraje Choquixcabel de la aldea Chichimuch de Santa Lucía Utatlán. Este se conforma por aproximadamente 50 familias, según información de líderes comunitarios del área. Este paraje ha recibido ayuda a través de organizaciones no gubernamentales, debido a que hay varias familias que se encuentran en extrema pobreza. El paraje cuenta con un tanque para abastecimiento de agua, pero el agua que llegaba a ese tanque no era suficiente para abastecer a todo el paraje, no fue sino hasta en el año 2018 que se realizaron mejoras al sistema de agua potable, logrando que se brindaran más horas para el acceso al agua potable.

La mayoría de los integrantes del paraje son trabajadores no calificados, que viven de la agricultura. Este paraje no cuenta con sistema de drenaje, sino con letrinas de pozo ciego. El agua gris se descarga sin tratamiento en las calles de la comunidad, afectando las fuentes de agua y la integridad de las cuencas hidrográficas en general.

El inadecuado manejo de sus aguas grises y la carencia de agua potable crean ambientes insalubres que propician las enfermedades y disminuyen la productividad de la población. Según el Ministerio de Salud Pública y Asistencia Social en el 2015, indicó que las enfermedades diarreicas agudas se encuentran entre las primeras cinco causas de morbilidad y mortalidad en el país y el 24% de las muertes, son debidas a enfermedades diarreicas, principalmente en niños menores de cinco años.

Los problemas sanitarios se relacionan directamente con la red de distribución de agua y ponen de manifiesto la contaminación del recurso hídrico debido a filtraciones que se producen por falta del sistema de alcantarillado.

Además de los impactos en la crisis económica, estas condiciones pudieran verse empeoradas por eventos climáticos adversos, siendo Guatemala uno de los 10 países del mundo más afectados por el cambio

climático y el cuarto más vulnerable a desastres naturales, según la Organización de Naciones Unidas (ONU).

Por lo tanto, es importante buscar alternativas de pequeña escala que atiendan a las necesidades específicas de cada comunidad. Éstas deben ser fáciles de operar, no deben requerir mano de obra especializada y altos costos de mantenimiento. Por lo que un filtro artesanal con materiales locales, cumplen con estos requisitos, que pueden estar al alcance de las comunidades rurales.

Este estudio tiene como objetivo determinar la eficiencia del filtro artesanal para tratar las aguas grises de origen doméstico de viviendas del área rural, utilizando un filtro de viruta de pino verde y otro de estopa de coco.

En la Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos -ERIS-, se han realizado algunos estudios relacionados con el tratamiento de aguas grises, los cuales se mencionan a continuación:

- a) Estudio de un modelo experimental de filtro percolador utilizando estopa de coco como medio filtrante para la reducción de nitrógeno y fósforo total de las aguas residuales procedentes de la planta de tratamiento Aurora II “Ing. Arturo Pazos Sosa”, en el cual se obtuvo una eficiencia de 33% de remoción de nitrógeno total. (Hernández Canales, 2012).
- b) Utilización de geotextiles para el tratamiento de aguas grises, en el cual se evaluó la remoción de DQO y DBO en tres configuraciones de geotextil, obteniéndose remociones promedio en el rango de 28 a 40 por ciento para DQO y de 15 a 17% de remoción promedio para DBO (León Urrutia, 2022).

En el 2011, la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, para su programa extraordinario de apoyo a la seguridad alimentaria y nutricional elaboró una colección de buenas prácticas y generó el contenido para filtros caseros de aguas grises, en donde da a conocer el proceso de construcción, mantenimiento y uso de estos, manual que también tuvo aporte significativo para este estudio.

En el 2012, el Instituto Carlos Slim de la Salud, A.C., desarrolló un manual de buenas prácticas para las aguas jabonosas en donde dedican un capítulo para el tema de sistemas de tratamiento de aguas grises con filtros.

Debido al incremento de la población en muchos países se han evaluado tecnologías de bajo costo para el tratamiento de aguas grises, como es el caso de la India. Muchos de sus pobladores no cuentan con agua potable, por lo que Thanekar (2019) realizó una revisión de la tecnología de tanques estabilizadores con plantas ya que el uso de filtración con flujo horizontal logró que el 95% del agua quedara sumergida con contacto a la atmosfera y al colocar en 4 o 5 series de estos módulos se obtuvo la nitrificación de las aguas residuales, considerando la filtración en este estudio.

En el 2016, Ghaitidak y Yadav en India, realizaron un estudio para el reuso de aguas grises en el que realizaron una comparación que se conoce como jerarquía de procesos, en el que evaluaron un filtro en serie con arenas en contenedores plásticos, con la peculiaridad de que cada filtro contenía arena de diferente tamizado. En este estudio se pudo evaluar que la turbidez, los sólidos suspendidos y la DBO mejoraron significativamente, por lo que se consideró el uso de este material filtrante para este estudio, obteniendo resultados diferentes por el lapso en el lavado del material.

La Universidad de Tecnología de Iraq a través de Al-Husseini y colaboradores (2021), realizaron una revisión sobre la gestión ambiental de las aguas grises, brindando la definición de las aguas grises y enlistando las tecnologías de tratamiento, mencionando la metodología de filtración y los filtros de arena, concluyendo que una de las mejores metodologías es el uso de materiales reciclables, como los que se utilizaron para este estudio, ya que representan bajos costos de construcción, mantenimiento y de fácil operación.

Oteng-Peprah y colaboradores (2018) realizaron una revisión sobre las características, sistemas de tratamiento, estrategias de reuso y percepción de las aguas grises indicando el uso de viruta, carbón activado y moringa, como lechos filtrantes en donde concluyen que estos materiales no son recomendables utilizarlos a gran escala para tratamiento, pero, que si recomiendan explorar el uso de los mismos para tratamiento

doméstico, ya que son materiales que se pueden hallar en diversos países, por lo que este estudio sirvió de motivación para realizar este estudio con viruta, mismo que a continuación se desarrolla.

## **Materiales y método**

### **Materiales**

Para la conformación del medio filtrante se utilizaron los materiales siguientes:

- Agregado fino: arena de río
- Agregado grueso: piedrín de ½”
- Carbón de encino: carbón de origen mineral
- Estopa de coco
- Viruta de pino verde

Los insumos que se necesitaron para la construcción del filtro fueron los siguientes:

- 1 cubeta de 5 galones con tapadera
- 1 cubeta de 5 galones con tapadera y grifo
- Tela de anti áfido
- Tubería de PVC de ½ “
- 2 llaves de globo de PVC de ½”
- Pegamento de PVC
- Broca de 1/16”

La tela anti áfido se colocó siguiendo la recomendación dada por León Urrutia (2022), la estopa de coco fue aplicada en este estudio siguiendo la recomendación dada por Hernández Canales (2012).

Los materiales como el agregado fino, el agregado grueso, el carbón y la viruta de pino son materiales que se han utilizado como medios filtrantes desde hace décadas para el tratamiento de aguas residuales y como se busca la construcción de filtros artesanales a bajo costo se eligieron estos materiales que están al alcance de la comunidad.

### **Construcción del filtro**

A continuación, se describen los pasos de construcción del filtro:

1. A las cubetas sin grifo, en la tapadera se debe realizar una perforación para que pueda instalarse la llave de globo y dejarla asegurada.

2. A las cubetas sin grifo en el fondo, se deben realizar agujeros con la broca de 1/16" de forma uniforme.

3. A las cubetas con grifo se le deben realizar agujeros a la tapadera con la broca de 1/16" de forma uniforme, la función de esta cubeta será de almacenamiento del agua filtrada.

4. En la cubeta sin grifo se armará el filtro, primero se debe colocar la tela anti áfido, para evitar que algún grano del material fino pase por los agujeros.

5. Con los materiales, el proceso debe ser el siguiente:

- El agregado grueso se debe lavar con cloro, para evitar materia orgánica en él.
- El agregado fino debe cernirse.
- El carbón debe activarse, mediante el proceso de llevarlo a temperaturas altas y luego llevarlo a temperaturas muy bajas (proceso de pasteurización)
- La estopa de coco no debe tener residuos de carnaza del fruto, y debe estar completamente seca.
- La viruta de madera debe ser de pino verde, no de madera seca, por las propiedades del material.

6. La construcción del filtro quedó como se muestra en las figuras 1 y 2 mostradas a continuación.

En la figura 3, se muestra la planta general donde se ubica el filtro de estopa de coco y viruta de pino verde utilizados, asimismo esta figura contiene el perfil para ubicar la posición del filtro respecto a la vivienda.

Una vez construido el sistema, se puso a funcionar durante 15 días para estabilizar los procesos y hasta el día 16 se inició con la toma de muestras.

Figura 1. Detalle de filtro con estopa de coco

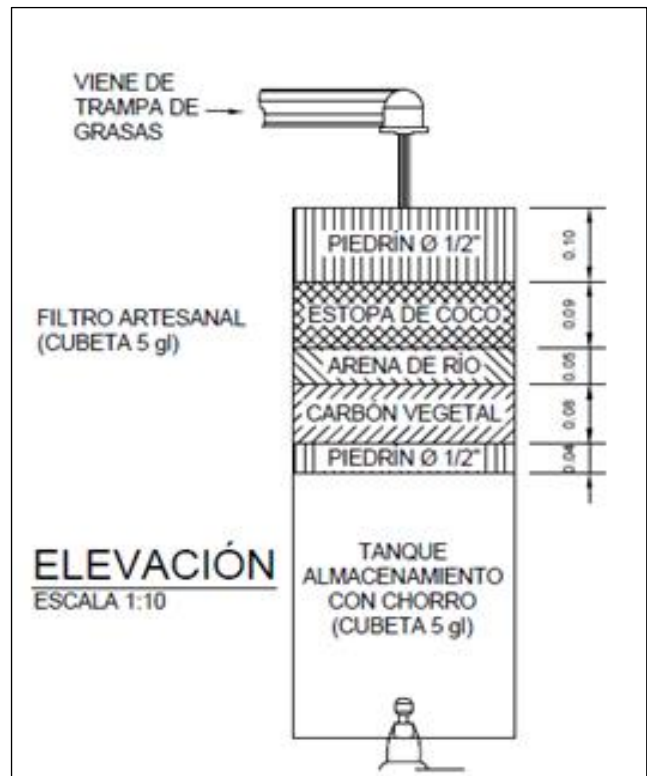
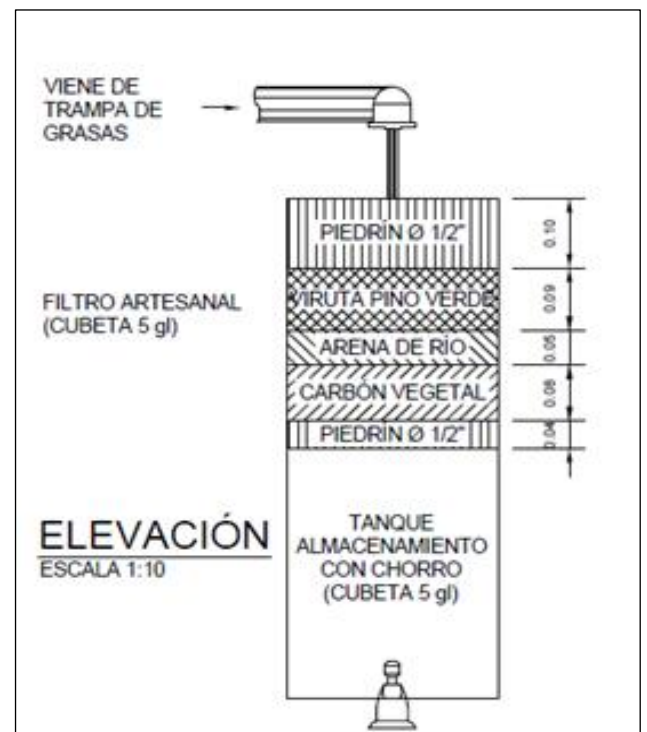
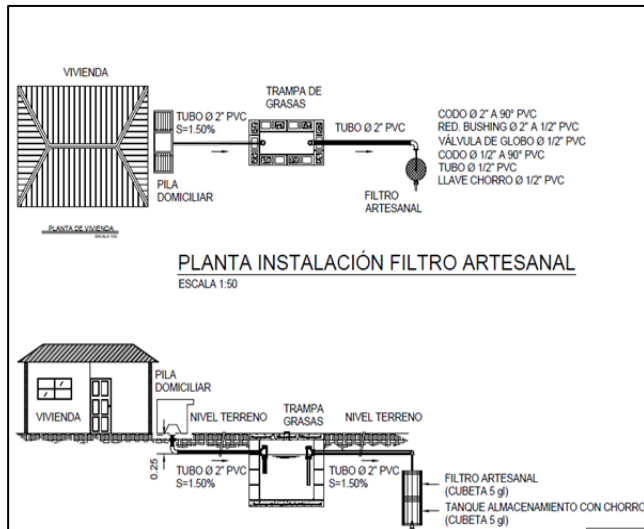


Figura 2. Detalle de filtro con viruta de pino verde



**Figura 3. Planta y perfil del sistema utilizado, observe ubicación del filtro.**



### Metodología.

La investigación realizada es de tipo cuasiexperimental con un enfoque cuantitativo transversal en el tiempo, utilizando un análisis de tipo descriptivo, ya que consiste en la comparación de dos filtros, por lo que se realizó con diseño pareado que son parte del grupo experimental debido a que se tomaron diversas muestras en el mismo punto, entrada y salida del filtro.

Las técnicas utilizadas en este estudio son la investigación documental y de campo. Los instrumentos y herramientas utilizadas fueron visitas y conversaciones con líderes comunitarios, réplicas en laboratorio para medición de parámetros de contaminantes.

En este diseño de investigación se manipula deliberadamente la variable independiente, debido a que se trabajó en una comunidad que presenta una necesidad en la que este estudio puede ser de apoyo para ellos.

La variable independiente fue: tratamiento de aguas grises en área rural del paraje Choquixcabel, Santa Lucía Utatlán, Sololá.

La variable dependiente fue: filtro artesanal como herramienta biológica en área rural paraje Choquixcabel, Santa Lucía Utatlán, Sololá.

Se tomó en cuenta la estadística descriptiva de los valores de cada variable antes y después de la filtración (por cada filtro): media y desviación estándar. Así como media y desviación estándar del porcentaje de remoción de cada variable por cada filtro.

Para la prueba de hipótesis para la media de una población se realizó la prueba de t de Student unilateral a un nivel de significancia de 0.05 (nivel alfa), para determinar si el filtro remueve más del 75 % de cada contaminante. La prueba se hace para cada una de las variables según la hipótesis y para cada uno de los filtros. Las hipótesis estadísticas del estudio fueron:

- $H_0$  (nula):  $m = 75\%$  de remoción
- $H_a$  (alterna):  $m > 75\%$  de remoción

Donde  $m$  es la media del porcentaje de remoción estimada para cada variable y cada filtro con las réplicas realizadas.

Aceptando un riesgo alfa de 0.05 (nivel de significancia) y un riesgo beta de 0.05 (poder de la prueba de 95 %), en una prueba unilateral, se precisan cinco muestras de agua por cada filtro para detectar una diferencia igual o superior a 75 % de remoción por el filtro. Se asume que la desviación estándar común es de 25 %.

Cada muestra tuvo una medición de entrada y otra medición de salida y con lo que se calculó el porcentaje de remoción de cada muestra de agua.

Las características de la población es un área rural que no cuenta con sistema de drenaje, con lugares de siembra grandes o pequeños, para consumo propio o comercial, con servicio de abastecimiento de agua domiciliar constante o intermitente, proveniente de un sistema comunitario o de recolección.

Para el muestreo era importante que la persona viviera en el área de estudio, el muestreo debía ser puntual y simple para la construcción de los 2 filtros.

Se programan 6 réplicas simples a cada 8 o 16 días del agua residual que ingresaba al filtro y el agua al salir del filtro, para mayor precisión. Para la medición de

estos parámetros se elaboraron réplicas en laboratorio, teniendo el cuidado de conservar las muestras en buen estado.

Al trasladar las muestras al laboratorio se mantuvieron en las condiciones ideales y luego se procedió a analizarlas en el laboratorio de calidad de agua de la División de Ciencias de La Ingeniería del Centro Universitario de Occidente de la Universidad de San Carlos de Guatemala durante los meses de octubre a diciembre del 2020, utilizando la metodología del Standard Methods para la evaluación de parámetros de Agua y Aguas residuales de AWWA.

Con la información recopilada se procedió a realizar réplicas en laboratorio para determinar los siguientes parámetros:

- DBO5
- DQO
- Nitritos
- Nitratos
- Fosfatos
- Color Real
- Color Aparente
- Turbiedad

## Resultados

A continuación, se presentan los resultados obtenidos en laboratorio de cada una de las muestras:

En la tabla 1, se pueden observar los resultados de los análisis realizados y la eficiencia de la DQO en el filtro de estopa de coco.

**Tabla 1. Resultados de DQO de entrada y salida en el filtro de estopa de coco, con su respectiva eficiencia.**

Número de muestra	Entrada filtro (mg/l)	Salida filtro (mg/l)	Eficiencia %
1	1,636.00	760.00	53.55
2	341.00	1,349.00	(295.60)
3	336.00	138.00	58.93
4	280.00	85.00	69.64
5	396.00	793.00	(100.25)
6	109.00	511.00	(368.81)

En la tabla 2 se muestran los resultados obtenidos para la DQO en el filtro de viruta de pino verde.

**Tabla 2. Resultados de DQO de entrada y salida en el filtro de viruta de pino verde, con su respectiva eficiencia.**

Número de muestra	Entrada filtro (mg/l)	Salida filtro (mg/l)	Eficiencia %
1	1,636.00	414.00	74.69
2	341.00	271.00	20.53
3	336.00	149.00	55.65
4	280.00	64.00	77.14
5	396.00	842.00	(112.63)
6	109.00	446.00	(309.17)

En las tablas 3 y 4 se observan los resultados obtenidos de la DBO en la entrada y salida tanto para el filtro de estopa de coco como el filtro de viruta de pino verde.

**Tabla 3. Resultados de DBO de entrada y salida en el filtro de estopa de coco, con su respectiva eficiencia.**

Número de muestra	Entrada filtro (mg/l)	Salida filtro (mg/l)	Eficiencia %
1	520.00	210.00	59.62
2	160.00	200.00	(25.00)
3	25.00	50.00	(100.00)
4	135.00	26.00	80.74
5	370.00	320.00	13.51
6	45.00	410.00	(811.11)

**Tabla 4. Resultados de DBO de entrada y salida en el filtro de viruta de pino verde, con su respectiva eficiencia.**

Número de muestra	Entrada filtro (mg/l)	Salida filtro (mg/l)	Eficiencia %
1	520.00	210.00	59.62
2	160.00	60.00	62.50
3	25.00	55.00	(120.00)
4	135.00	46.00	65.93
5	370.00	360.00	2.70
6	45.00	355.00	(688.89)

Los resultados de nitritos obtenidos para la entrada y salida en el filtro de estopa de coco se pueden observar en la tabla 5, y en la tabla 6 los datos obtenidos en el filtro de viruta de pino verde.

**Tabla 5. Resultados de nitritos de entrada y salida en el filtro de estopa de coco, con su respectiva eficiencia.**

Número de muestra	Entrada filtro (mg/l)	Salida filtro (mg/l)	Eficiencia %
1	0.07	0.01	88.57
2	0.00	0.04	(900.00)
3	0.01	0.01	25.00
4	0.20	0.01	96.46
5	0.00	0.01	(150.00)
6	0.00	0.00	(100.00)

**Tabla 6. Resultados de nitritos de entrada y salida en el filtro de viruta de pino verde, con su respectiva eficiencia.**

Número de muestra	Entrada filtro (mg/l)	Salida filtro (mg/l)	Eficiencia %
1	0.07	0.01	91.43
2	0.00	0.05	(1,050.00)
3	0.01	0.01	(50.00)
4	0.20	0.01	95.96
5	0.00	0.01	(300.00)
6	0.00	0.00	(300.00)

Los resultados de nitratos obtenidos para la entrada y salida en el filtro de estopa de coco se pueden observar en la tabla 7, y en la tabla 8 los datos obtenidos en el filtro de viruta de pino verde.

**Tabla 7. Resultados de nitratos de entrada y salida en el filtro de estopa de coco, con su respectiva eficiencia.**

Número de muestra	Entrada filtro (mg/l)	Salida filtro (mg/l)	Eficiencia %
1	3.10	1.00	67.74
2	1.70	4.00	(135.29)
3	2.00	0.60	70.00
4	0.90	1.00	(11.11)
5	1.10	0.80	27.27
6	1.10	1.31	(19.09)

**Tabla 8. Resultados de nitratos de entrada y salida en el filtro de viruta de pino verde, con su respectiva eficiencia.**

Número de muestra	Entrada filtro (mg/l)	Salida filtro (mg/l)	Eficiencia %
1	3.10	1.20	61.29
2	1.70	2.00	(17.65)
3	2.00	0.80	60.00
4	0.90	1.00	(11.11)
5	1.10	0.70	36.36
6	1.10	0.91	17.27

Los resultados de fosfatos obtenidos para la entrada y salida en el filtro de estopa de coco se pueden observar en la tabla 9, y en la tabla 10 los datos obtenidos en el filtro de viruta de pino verde.

**Tabla 9. Resultados de fosfatos de entrada y salida en el filtro de estopa de coco, con su respectiva eficiencia.**

Número de muestra	Entrada filtro (mg/l)	Salida filtro (mg/l)	Eficiencia %
1	23.50	9.75	58.51
2	7.40	4.20	43.24
3	1.80	7.40	(311.11)
4	4.05	6.95	(71.60)
5	9.55	26.50	(177.49)
6	5.59	7.10	(27.01)

**Tabla 10. Resultados de fosfatos de entrada y salida en el filtro de viruta de pino verde, con su respectiva eficiencia.**

Número de muestra	Entrada filtro (mg/l)	Salida filtro (mg/l)	Eficiencia %
1	23.50	8.25	64.89
2	7.40	4.40	40.54
3	1.80	3.30	(83.33)
4	4.05	3.65	9.88
5	9.55	37.65	(294.24)
6	5.59	13.40	(139.71)

Los resultados de color verdadero obtenidos para la entrada y salida en el filtro de estopa de coco se pueden observar en la tabla 11, y en la tabla 12 los datos obtenidos en el filtro de viruta de pino verde.



**Tabla 11. Resultados de color verdadero de entrada y salida en el filtro de estopa de coco, con su respectiva eficiencia.**

Número de muestra	Entrada filtro (mg/l)	Salida filtro (mg/l)	Eficiencia %
1	265.00	82.00	69.06
2	289.00	552.00	(91.00)
3	67.00	44.00	34.33
4	27.00	25.00	7.41
5	49.00	391.00	(697.96)
6	20.00	100.00	(400.00)

**Tabla 12. Resultados de color verdadero de entrada y salida en el filtro de viruta de pino verde, con su respectiva eficiencia.**

Número de muestra	Entrada filtro (mg/l)	Salida filtro (mg/l)	Eficiencia %
1	4,310.00	78.00	98.19
2	880.00	155.00	82.39
3	501.00	35.00	93.01
4	317.00	14.00	95.58
5	1,570.00	516.00	67.13
6	148.00	135.00	8.78

Los resultados de sólidos suspendidos obtenidos para la entrada y salida en el filtro de estopa de coco se pueden observar en la tabla 13, y en la tabla 14 los datos obtenidos en el filtro de viruta de pino verde.

**Tabla 13. Resultados de sólidos suspendidos de entrada y salida en el filtro de estopa de coco, con su respectiva eficiencia.**

Número de muestra	Entrada filtro (mg/l)	Salida filtro (mg/l)	Eficiencia %
1	1,807.00	174.00	90.37
2	92.00	235.00	(155.43)
3	47.00	63.10	(34.26)
4	74.00	17.00	77.03
5	246.00	140.00	43.09
6	50.00	84.00	(68.00)

**Tabla 14. Resultados de sólidos suspendidos de entrada y salida en el filtro de viruta de pino verde, con su respectiva eficiencia.**

Número de muestra	Entrada filtro (mg/l)	Salida filtro (mg/l)	Eficiencia %
1	1,807.00	44.00	97.57
2	92.00	75.00	18.48
3	47.00	51.00	(8.51)
4	74.00	24.00	67.57
5	246.00	132.00	46.34
6	50.00	92.00	(84.00)

Los resultados de turbidez obtenidos para la entrada y salida en el filtro de estopa de coco se pueden observar en la tabla 15, y en la tabla 16 los datos obtenidos en el filtro de viruta de pino verde.

**Tabla 15. Resultados de turbidez de entrada y salida en el filtro de estopa de coco, con su respectiva eficiencia.**

Número de muestra	Entrada filtro (mg/l)	Salida filtro (mg/l)	Eficiencia %
1	746.00	44.00	94.10
2	132.00	75.00	43.18
3	42.00	51.00	(21.43)
4	47.40	24.00	49.37
5	210.00	132.00	37.14
6	31.60	92.00	(191.14)

**Tabla 16. Resultados de turbidez de entrada y salida en el filtro de viruta de pino verde, con su respectiva eficiencia.**

Número de muestra	Entrada filtro (mg/l)	Salida filtro (mg/l)	Eficiencia %
1	746.00	33.00	95.58
2	132.00	7.56	94.27
3	42.00	53.00	(26.19)
4	47.40	6.91	85.42
5	210.00	243.00	(15.71)
6	31.60	83.10	(162.97)

Los resultados de coliformes fecales obtenidos para la entrada y salida en el filtro de estopa de coco se pueden observar en la tabla 17, y en la tabla 18 los datos obtenidos en el filtro de viruta de pino verde.

**Tabla 17. Resultados de coliformes fecales y salida en el filtro de estopa de coco, con su respectiva eficiencia.**

Número de muestra	Entrada filtro (mg/l)	Salida filtro (mg/l)	Eficiencia %
3	460,000.00	325,000.00	29.35
4	36,700.00	5,900.00	83.92
5	173,000.00	6,800.00	96.07
6	149,000.00	4,400.00	97.05

**Tabla 18. Resultados de coliformes fecales de entrada y salida en el filtro de viruta de pino verde, con su respectiva eficiencia.**

Número de muestra	Entrada filtro (mg/l)	Salida filtro (mg/l)	Eficiencia %
3	460,000.00	430,000.00	6.52
4	36,700.00	5,500.00	85.01
5	173,000.00	1,000.00	99.42
6	149,000.00	200.00	99.87

## Discusión de resultados

En los resultados, se pudo observar que existió variación entre muestras, esto se debe a que en las fechas que se realizaron las pruebas la familia de ese hogar recibió visitas que lavaban pañales de tela de bebés, lo que provocó una variación en el tipo de aguas residuales grises que fueron tratadas por el filtro.

En el caso de la DQO, se pudo observar que la cantidad de contaminantes que se podían oxidar aumentó al igual que con la DBO la cantidad de contaminantes que se pueden biodegradar también aumentó. Esto se debe a que los lechos filtrantes utilizados y estudiados en este caso, como la estopa de coco y la viruta de pino verde, funcionaron como un medio de cultivo para los contaminantes.

En el tema de los nitritos, también se observó un aumento en las últimas muestras, lo que nos indica que se identifican procesos biológicos en el agua, que también puede aumentar los nitratos como se pudo observar en el filtro de la estopa de coco.

Para los fosfatos, también se evidenció un incremento, lo que pone en riesgo de que crezcan algas que pueden perjudicar la eficiencia de los filtros. Estos provienen generalmente de los detergentes o los jabones utilizados para lavar.

El color aparente muestra que los filtros presentaban sustancias suspendidas y disueltas en alto porcentaje, esto debido a los materiales que conforman el filtro.

Al igual que los sólidos suspendidos que también fueron aumentando en las últimas muestras, la primera muestra indicaba sólidos suspendidos altos, esto debido a que la trampa de grasas no estaba funcionando efectivamente. Así mismo, la turbidez aumentó, lo que coincide con los resultados mencionados anteriormente.

En el caso de los coliformes fecales, se pudo observar que, si manejaban un porcentaje alto de remoción de estos en ambos filtros, lo que brinda la remoción de un parámetro importante para la salud.

Desafortunadamente no se cuentan con suficientes estudios de aguas residuales de este tipo para poder brindar comparaciones respecto a este diseño de filtros, sin embargo se obtuvieron resultados de remoción de DBO muy similares al estudio realizado por Ghaitidak (2016).

## Conclusiones

El filtro que presentó mayor eficiencia al 75% en la remoción de parámetros físicos, inorgánicos no metales y orgánicos agregados, fue el de lecho filtrante de viruta de pino verde, aunque su comportamiento no fue constante. Pero en los resultados microbiológicos presentó una remoción de coliformes fecales de un 99.87 %

El filtro que presentó menor eficiencia al 75% en la remoción de parámetros físicos, inorgánicos no metales y orgánicos agregados, fue el de lecho filtrante de estopa de coco, aunque su comportamiento tampoco fue constante. Pero en los resultados microbiológicos presentó una remoción de coliformes fecales de un 97.05%.

Los materiales que conformaron los filtros tuvieron una cuidadosa selección para que puedan estar al alcance comunitario, cumpliendo con costos bajos y de fácil acceso para adquirir, con el fin de ser utilizado para reúso en riego.

La eficiencia de los filtros artesanales con viruta de pino verde y estopa de coco no presentaron un

porcentaje mayor al 75 % en la remoción de nitratos y fosfatos.

La eficiencia de los filtros artesanales con viruta de pino verde y estopa de coco no presentaron un porcentaje mayor al 75 % de la DQO.

La eficiencia para la DBO5 y nitritos, los filtros de viruta de pino verde y estopa de coco se logró una eficiencia mayor al 75% en algunas de las muestras tomadas.

Estos filtros presentaron mucha variación con respecto a sus resultados, esto debido al tiempo de almacenamiento del agua en el recipiente del filtro asignado para esta función, debido a que se trabajan con materiales orgánicos.

Debido al bajo costo de los filtros artesanales, estos pueden presentar una solución oportuna al alcance de las personas comunitarias que cuentan con terreno para regar frutos que provienen de árboles, más no tubérculos o frutos que procedan directamente de tierra, y aprovechar el reúso del agua.

### Agradecimientos

A todos los que colaboraron para hacer de esto una realidad con el fin de poder brindar una solución a las familias del área rural. A mi familia por su apoyo incondicional.

A Scott Underhill por creer en este proyecto.

A Matthew Baer por escuchar más allá de las palabras.

### Financiamiento

Este trabajo fue financiado con recursos propios de la autora.

### Conflicto de interés

La autora declara no tener ningún tipo de conflicto de interés que pudiera haber influido en esta investigación.

### Como citar este documento

de León Ríos, J.E. (2023). Análisis comparativo de filtros artesanales para tratamiento de aguas grises en áreas rurales. *Agua, Saneamiento & Ambiente*, 18(2), Artículo e1613. <https://doi.org/10.36829/08ASA.v18i2.1613>

### Consentimiento informado

No aplica.

### Contribuciones de autor

Conceptualización, trabajo de campo, tabulación, análisis y escritura: J.E.L.R.

### Referencias

- Al-Husseini, T.H., Al-Anbari, R.H. & Al-Obaidy, A.H. (2021). *Greywater environmental management: A Review*. Iraq. University of Technology Iraq. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/779/1/012100>
- Ghaitidak, D.M. & Yadav, K.D. (2016). Greywater treatment for reuse: comparison of reuse options using analytic hierarchy process. *Journal of Water Reuse and Desalination*, 6(1), 108-124. <https://doi.org/10.2166/wrd.2015.177>
- Hernández Canales, J. C. (2012). Diseño, Construcción y evaluación de un modelo experimental de filtro percolador utilizando estopa de coco como medio filtrante, para la reducción de nitrógeno y fósforo total de las aguas residuales domésticas procedentes de la planta piloto de tratamiento Aurora II “Ing. Arturo Pazos Sosa”. *Agua, Saneamiento & Ambiente*, 8(1), 44-48. <https://revistas.usac.edu.gt/index.php/asa/article/view/1486/954>
- León Urrutia, M. N. (2022). Oportunidades para el uso de geotextiles para el tratamiento de aguas grises. *Agua, Saneamiento & Ambiente*, 16(2), 27-33. <https://doi.org/10.36829/08ASA.v16i2.1325>
- Oteng-Peprah, M., Acheampong, M.A., & deVries, N.K. (2018). Greywater characteristics, treatment systems, reuse strategies and user perception—a review. *Water Air Soil Pollut*, 229(8), 1-16. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3909-8>
- Thanekar K.D. (2019). Review paper on treatment of grey water using low cost technology. *International Journal of Emerging Technologies and Innovative Research*, 6(1), 26-29. <http://www.jetir.org/papers/JETIRW006006.pdf>

Artículo Científico / Scientific Article

# Determinación de trihalometanos totales posterior al proceso de desinfección en sistemas de tratamiento de aguas residuales en Guatemala

## *Determination of Total Trihalomethanes after the Disinfection Process in Wastewater Treatment Systems in Guatemala*

Jesús Sobalvarro.<sup>1</sup> 

<sup>1</sup>Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos, Facultad de Ingeniería, Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala

**Dirección para recibir correspondencia:** [cj.sobalvarro@gmail.com](mailto:cj.sobalvarro@gmail.com)

**Recibido:** 23/03/2023

**Revisión:** 08/08/2023

**Aceptado:** 08/12/2023

### Resumen

En Guatemala, el método de desinfección más económico para el tratamiento de aguas residuales es la cloración, generando trihalometanos (THM) como principal contaminante. Este estudio evaluó los niveles de trihalometanos totales (TTHM) en plantas de tratamiento de agua residual (PTAR) aerobias y anaerobias que utilizan cloración. Se empleó el método HACH 10132 para análisis, diseñado para agua potable adaptado a aguas residuales domésticas. Se tomaron muestras de seis PTAR en cinco zonas de la ciudad de Guatemala. De las 30 muestras analizadas, el 83% superó los límites de TTHM establecidos por la USEPA (80 µg/l). Los resultados de cloro residual indicaron que el tricloro fue la fuente predominante de TTHM. Se identificaron correlaciones significativas (coeficiente > 0.6) entre el tricloro y parámetros como DBO5, sólidos suspendidos y turbiedad en el 50% de las variables estudiadas. Estas asociaciones sugieren la influencia de la materia orgánica en la formación de TTHM. Este estudio destaca la necesidad de reconsiderar la eficacia y sostenibilidad de la cloración en el tratamiento de aguas residuales, así como la importancia de monitorear y controlar los niveles de TTHM para garantizar la calidad ambiental y la salud pública.

**Palabras claves:** aerobio, anaerobio, cloración, calidad del agua, tiempo de contacto.

### Abstract

In Guatemala, the most cost-effective disinfection method for wastewater treatment is chlorination, leading to trihalomethanes (THMs) as the primary contaminant. This study assessed total trihalomethanes (TTHM) levels in aerobic and anaerobic WWTPs utilizing chlorination. The HACH 10132 method was employed for analysis, originally designed for drinking water but adapted to domestic wastewater. Samples were collected from six WWTPs in five zones of Guatemala City. Of the 30 analyzed samples, 83% exceeded TTHM limits set by the USEPA (80 µg/l). Residual chlorine results indicated trichloro as the predominant TTHM source. Significant correlations (coefficient > 0.6) were identified between trichloro and parameters like BOD5, Suspended Solids, and Turbidity in 50% of the studied variables. These associations suggest the influence of organic matter in TTHM formation. This study underscores the need to reconsider the efficacy and sustainability of chlorination in wastewater treatment, as well as the importance of monitoring and controlling TTHM levels to ensure environmental quality and public health.

**Key words:** aerobic, anaerobic, chlorination, water quality, contact time.



## Introducción

En Guatemala el método de desinfección más económico y accesible en el tratamiento de aguas residuales es la cloración. Los compuestos de cloro más comúnmente usados en las plantas de tratamiento de agua residual -PTAR- son el cloro gas ( $\text{Cl}_2$ ), el ozono ( $\text{O}_3$ ), y el dióxido de cloro ( $\text{ClO}_2$ ) (Brenes, 2006; Ocampo Rodríguez et al., 2022).

Desinfectar el agua residual puede representar un problema de contaminación grave tanto a nivel urbano como rural, afectando los mantos freáticos, pozos de agua (mecánicos y/o artesanales), ríos y/o riachuelos.

Cuando se usa cloro en la desinfección de aguas residuales, el principal precursor de los subproductos de la desinfección es la materia orgánica, en especial ácidos húmicos y fúlvicos. De acuerdo con Brungs (1973) y Reyes (2016), la principal desventaja de la cloración es la generación de subproductos tóxicos, debido al impacto que estos efluentes clorados pueden ocasionar en los ecosistemas que los reciben.

En la década de los años 70, se descubrió que el cloro reacciona con la materia orgánica presente en el agua generando subproductos de desinfección (SPD), como los trihalometanos (THM) (Gómez, 2014).

Desde esa fecha se han realizado estudios sobre la naturaleza tóxica de los mismos, así como se han implementado las disposiciones necesarias para que cualquier contaminación generada por productos derivados de la desinfección sea lo más baja posible, sin poner en peligro la desinfección (Melendreras, 2016).

De acuerdo con Reyes (2016), se han realizado pocas investigaciones acerca de la formación de los subproductos de la cloración de aguas residuales, por lo que es necesario determinar la presencia de dichos compuestos en el agua tratada, así como su comportamiento en el ambiente una vez que es descargada a cuerpos de agua y/o reusada en el riego de diversos cultivos agrícolas.

Reyes (2016), evaluó la formación de cloraminas y trihalometanos (THM), generadas en los procesos de desinfección de agua residual, en las plantas de tratamiento de agua residual (PTAR) sur y oriente de la ciudad de Durango, determinando que en ambas plantas

se formaron cloraminas de 439 a 470  $\mu\text{g/l}$  y trihalometanos de 96 a 122  $\mu\text{g/l}$ .

Gómez (2014), determinó que el cloroformo es el subproducto que presentó una mayor concentración en las muestras analizadas, por lo que el autor afirma que éste es el compuesto más representativo del grupo de trihalometanos totales.

Cáceres Poma y colaboradores (2021), evaluaron la eficiencia de tres sistemas de depuración de aguas residuales domésticas, obteniendo resultados que evidencian que existen diferencias significativas entre los sistemas de depuración, determinándose como el más eficiente al conformado por *Eisenia foetida* con *Eichornia crassipes*, con un descenso medio 94.48% de sólidos totales en suspensión (STS), 98.41% de demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y 100.00% de coliformes termo tolerantes.

La Organización Mundial de la Salud (OMS, 2006) en su primera edición del año 1984 de las guías para la calidad del agua potable recomienda valores permisibles únicamente del cloroformo en 0.3  $\text{mg/l}$ , ya que disponía pocos datos de los demás trihalometanos.

Estudios realizados en diversas PTAR de la región de Murcia indican que, la desinfección con hipoclorito, este adiciona cloratos al agua y genera trihalometanos, siendo el principal compuesto el “cloroformo”. De ese estudio, se obtienen resultados, en la salida de cloración, en donde las concentraciones se presentaron en su máximo nivel, arrojando resultados de 70  $\mu\text{g/l}$  (Lahora Cano, et al., 2019).

El amonio reduce la formación de subproductos de desinfección como los THMs porque reacciona con el cloro, impidiendo que este reaccione con la materia orgánica. Esta reacción suele evitar la formación de los subproductos clorados en concentraciones mayores, manteniéndolos por debajo de los límites regulatorios, como lo señala la legislación europea, que establece un límite de 100  $\mu\text{g/L}$  para THMs en el agua potable, mientras que en algunos casos se han registrado niveles mucho más bajos, inferiores a 20  $\mu\text{g/L}$  (Krishnaswamy, 2021).

Algunos estudios también muestran que, cuando se controla adecuadamente la relación entre amonio y cloro, los niveles de THMs pueden reducirse

significativamente en comparación con otros sistemas de desinfección. Esto es coherente con el comportamiento observado en plantas de tratamiento de aguas residuales donde se utilizan cloraminas, que tienden a producir menos subproductos clorados que el cloro libre (Tako, 2011)

En Centroamérica, la regulación de trihalometanos en agua potable es limitada y varía entre países, siendo uno de los pocos contaminantes regulados en la región. Según Sobalvarro (2022), las normativas vigentes en algunos países son las siguientes:

“En Costa Rica, el Decreto Ejecutivo No. 38924-S (2007) regula la calidad del agua potable, y en su Anexo 1, Tabla No. 5, establece un valor máximo admisible (VMA) de 200 µg/l para el cloroformo, uno de los trihalometanos. En Panamá, el reglamento técnico del COPANIT y la DGNTI (1999) fija un límite de 0.1 mg/l en la Tabla No. 4 de características químicas orgánicas. De manera similar, en Honduras, la norma técnica para la calidad del agua (1995), en su Anexo 1, Tabla 8, establece un límite de 200 µg/l para el cloroformo.

El Reglamento Técnico Salvadoreño (2018), en el Anexo 1, Tabla III de desinfectantes y subproductos de desinfección, establece un límite máximo permisible de 0.3 mg/l para el cloroformo, reflejando el enfoque regulatorio de la región hacia este compuesto específico en la calidad del agua potable.”

En la Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos de la Universidad de San Carlos de Guatemala (ERIS se han realizado las investigaciones siguientes relacionadas a los TTHMs:

1. Determinación de la presencia de trihalometanos totales (TTHMs) como subproducto de la desinfección en el proceso de potabilización de agua superficial para consumo humano realizado por Ramírez y Much (2021) quienes indicaron que existen concentraciones de TTHMs por arriba del valor recomendado en el agua para consumo en las zonas estudiadas.
2. Determinación de la presencia de trihalometanos totales (TTHMs), en agua para consumo humano proveniente de aguas

subterráneas de la ciudad de Guatemala realizado por Nuñez Cerrato (2022), quien si encontró presencia de TTHMs por arriba del límite máximo permisible (LMP) de la National Primary Drinking en dos de los cuatro puntos muestreados.

## Materiales y método

El estudio cuenta con un enfoque cuantitativo exploratorio, ya que este busca generar información respecto a la presencia de TTHN en las aguas residuales posterior a procesos de desinfección.

### • Caracterización

Las muestras se captaron en la caja toma de muestras, ya que, parte de los enfoques del estudio es presentar las oportunidades y desafíos que se tienen al no contar con un sistema de desinfección completo, es decir, clorador con su tanque de contacto, y una adecuada caja toma de muestras. Se ha identificado cuales sistemas cuentan con ello y cuáles no, para efectos del tiempo de contacto y sus resultados.

Para poder identificar y clasificar el tipo de afluentes y efluentes en estudio, se realizó la caracterización de estos en cuatro sistemas de tratamiento con tecnología aerobia y dos con tecnología anaerobia que usan cloración como método de desinfección, ubicadas en la ciudad de Guatemala (ver tabla siguiente para ubicación y características de las PTAR del estudio).

Cada una de estas se caracterizaron, determinando las características físicas, químicas y biológicas, por medio de un análisis de agua para determinar niveles de parámetros de interés (SST, DBO<sub>5</sub>, turbiedad y nutrientes como nitrógeno y fósforo).

Las muestras de agua residual se tomaron a la entrada y salida de las plantas evaluadas, en el período comprendido entre el 12 de febrero al 19 de febrero del año 2020. Para el traslado y análisis de las muestras, se respetaron los tiempos mínimos entre toma de muestra y llegada al laboratorio.

Los parámetros de medición que se incluyeron en el estudio son los siguientes:

- Trihalometanos totales TTHM
- Potencial de hidrógeno

- Conductividad eléctrica
- Sólidos suspendidos totales
- Temperatura
- Turbiedad
- DQO
- DBO<sub>5</sub>
- Nitrógeno total
- Fósforo total
- Cloro residual

sedimentador final y clarificador, sistema de desinfección. Sí cuenta con tanque de contacto a Colector Municipal  
 Descarga: conectado a Colector Municipal  
 Fuente: Sobalvarro (2022)

El cloro residual se midió en campo por medio de pruebas rápidas de colorimetría. Las pruebas de laboratorio se llevaron a cabo en el laboratorio Unificado de Química y Microbiología Sanitaria “Dra. Alba Tabarini Molina” de la ERIS.

• **Determinación de número de muestras**

La distribución binomial es una distribución de probabilidad de variables discretas, cuenta el número de éxitos en una frecuencia de n ensayos independientes entre sí. (ver Figura 1 y Tabla 3).

**Tabla 1. Información PTAR evaluadas**

Descripción sistema de tratamiento	Datos
Edificio de oficinas Zona 11: consiste en tratamiento preliminar (rejillas y trampa de grasa), tratamiento primario (sedimentador tipo contactor anóxico y desnitrificador), tratamiento secundario (reactor anaeróbico de flujo ascendente), sedimentador final y clarificador, sistema de desinfección. No cuenta con tanque de contacto	Ubicación: Zona 11
	Aguas Ordinarias
	Tipo de Tratamiento: Sistema Anaerobio
	Descarga: conectado a Colector Municipal
Edificio de apartamentos “Zona 16”: consiste en tratamiento preliminar (rejillas y trampa de grasa), tratamiento primario (sedimentador tipo contactor anóxico y desnitrificador), tratamiento secundario (reactor anaeróbico de flujo ascendente), sedimentador final y clarificador, sistema de desinfección. Sí cuenta con tanque de contacto	Ubicación: Zona 16
	Aguas Ordinarias
	Tipo de Tratamiento: Sistema Anaerobio
	Descarga: conectado a Colector Municipal
Centro Comercial “Fase 1”: consiste en tratamiento preliminar (rejillas y trampa de grasa), tratamiento primario (sedimentador tipo contactor anóxico y desnitrificador), tratamiento secundario (tanque de aireación), sedimentador final y clarificador, sistema de desinfección. Sí cuenta con tanque de contacto	Ubicación: Zona 10
	Aguas Ordinarias
	Tipo de Tratamiento: Sistema Aerobio
	Descarga: conectado a Colector Municipal
Residencial “Condominio”: consiste en tratamiento preliminar (rejillas y trampa de grasa), tratamiento primario (sedimentador tipo contactor anóxico y desnitrificador), tratamiento secundario (tanque de aireación), sedimentador final y clarificador, sistema de desinfección. No cuenta con tanque de contacto	Ubicación: Carretera al Atlántico CA-9 zona 18
	Aguas Ordinarias
	Tipo de Tratamiento: Sistema Aerobio
	Descarga: conectado a cuerpo receptor
Edificio de apartamentos “Zona 11”: consiste en tratamiento preliminar (rejillas y trampa de grasa), tratamiento primario (sedimentador tipo contactor anóxico y desnitrificador), tratamiento secundario (reactor anaeróbico de flujo ascendente), sedimentador final y clarificador, sistema de desinfección. No cuenta con tanque de contacto	Ubicación: zona 11 Colonia Mariscal
	Aguas Ordinarias
	Tipo de Tratamiento: Sistema Anaerobio
	Descarga: conectado a Colector Municipal
Edificio de apartamentos: consiste en tratamiento preliminar (rejillas y trampa de grasa), tratamiento primario (sedimentador tipo contactor anóxico y desnitrificador), tratamiento secundario (tanque de aireación),	Ubicación: Zona 14 Colonia La Villa
	Aguas Ordinarias
	Tipo de Tratamiento: Sistema Aerobio

- Punto de muestreo: seis plantas de tratamiento de agua residual de la ciudad de Guatemala en complejos privados y que cuenten con una operación y mantenimiento conforme a las buenas prácticas y recomendaciones del manual del diseñador.
- Diseño de muestreo: toma de muestra en el tanque de toma de muestras, posterior al tanque de contacto de cloro por PTAR de cada muestra será nulo pues se tomarán todas las muestras un mismo día. La toma se hace en la “caja toma de muestras” o de no contar con dicha cámara, posterior al sistema de desinfección
- Identificación de la variable dependiente: Trihalometanos totales (TTHM).
- Cuantificación: Valor esperado (Referencia Norma COGUANOR NGO 29 005; Agua envasada para consumo Humano; Tabla 4. Sustancias orgánicas Volátiles.  
 Dentro de la norma:  $x \leq 0.010$  mg/l  
 Fuera de la norma:  $x > 0.010$  mg/l
- Limitantes: Logística y económica en el número total de muestras disponibles, n = 30 (5 muestras por punto)
- Para cada punto de muestreo: n<sub>i</sub>  
 6 plantas con n = 5 muestras
- Análisis individual por planta (n = 5 muestras)

Debido a que, solamente existen parámetros de regulación en agua de consumo humano, inclusive EPA no cuenta con un valor específico, el éxito del estudio se basará en determinar, en n muestras, presencia o no de THM totales.

¿Con cuántos éxitos podemos decir que el evento no es aleatorio?

Dado que el estudio no cuenta con antecedentes, se asume una probabilidad de incidencia de 0.5, lo que representa un escenario completamente aleatorio. Sin embargo, también se realiza un análisis utilizando una probabilidad de 0.7 con el propósito de hacer comparaciones y mostrar la variabilidad en los resultados exitosos obtenidos. Esto permite validar los hallazgos al observar los éxitos necesarios en cada escenario probabilístico:

$$P = 0.5$$

$$n = 8$$

$$e = 1$$

En la Tabla 3, se presenta el número de éxitos en casos probabilísticos

**Tabla 3. Número de éxitos en casos probabilísticos**

$P = 0.7$ $n = 8$ $e = 3$	$P = 0.7$ $n = 7$ $e = 2$	$P = 0.5$ $n = 8$ $e = 1$
Para una probabilidad de éxito de 0.7 con 8 muestras, se debe de obtener más de tres pruebas de éxito para determinar que el experimento no es aleatorio.	Para una probabilidad de éxito de 0.7 con 7 muestras, se debe de obtener más de dos pruebas de éxito para determinar que el experimento no es aleatorio.	Para una probabilidad de éxito de 0.5 con 8 muestras, se debe de obtener más de una prueba de éxito para determinar que el experimento no es aleatorio.

Fuente: Sobalvarro (2022)

Entonces:

$$H_0: P = 0.5$$

$$H_a: P > 0.5$$

En donde:

$H_0$ : Significancia establecida para el experimento  
 $H_a$ : Hipótesis nula

Se justifica que 7 u 8 muestras son suficientes para que con dos hallazgos positivos (valores fuera del rango de la norma) se rechace  $H_0$ , evidencia de que se está ante una práctica inapropiada.

Nivel de significancia  $\alpha=0.05$

## Resultados

En las tablas 4 a la 9 se presentan los resultados de cloro residual obtenidos para cada planta. El cloro residual se midió en campo por medio de pruebas rápidas de colorimetría.

Los valores a la entrada son más bajos que a la salida en todas las plantas. La mayor diferencia se presentó en la planta de la residencial zona 14, con valores promedio de 3.0 (mg/L) a la salida y 0.3 (mg/L) a la entrada; por el contrario, la menor diferencia se presentó en la PTAR de la residencial zona 16, con valores promedio de 0.74 (mg/L) a la salida y 0.34 (mg/L) a la entrada.

**Tabla 4. Resultados cloro residual obtenido en la PTAR del edificio de oficinas zona 11**

Punto de muestreo	unidad	Muestreo No.					Promedio
		1	2	3	4	5	
Entrada	(mg/L)	0.5	0.5	0.5	0.3	0.3	0.42
Salida	(mg/L)	1.0	1.0	1.0	1.5	1.5	1.20

**Tabla 5. Resultados cloro residual obtenido en la PTAR del edificio de apartamentos zona 11**

Punto de muestreo	unidad	Muestreo No.					Promedio
		1	2	3	4	5	
Entrada	(mg/L)	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.30
Salida	(mg/L)	3.0	3.0	1.5	3.0	1.5	2.40

**Tabla 6. Resultados cloro residual obtenido en la PTAR de residencial condominio zona 18**

Punto de muestreo	unidad	Muestreo No.					Promedio
		1	2	3	4	5	
Entrada	(mg/L)	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.30
Salida	(mg/L)	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.50

**Tabla 7. Resultados cloro residual obtenido en la PTAR del edificio de apartamentos residencial zona 14**

Punto de muestreo	unidad	Muestreo No.					Promedio
		1	2	3	4	5	
Entrada	(mg/L)	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.30
Salida	(mg/L)	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.00

**Tabla 8. Resultados cloro residual obtenido en la PTAR del edificio de apartamentos zona 16**

Punto de muestreo	unidad	Muestreo No.					Promedio
		1	2	3	4	5	
Entrada	(mg/L)	0.5	0.3	0.3	0.3	0.3	0.34
Salida	(mg/L)	1.0	1.0	0.5	0.5	0.5	0.70

**Tabla 9. Resultados cloro residual obtenido en la PTAR del centro comercial zona 10**

Punto de muestreo	unidad	Muestreo No.					Promedio
		1	2	3	4	5	
Entrada	(mg/L)	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.30
Salida	(mg/L)	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.00



### Parámetros físicos y químicos

En la Tabla 10 (página siguiente) se presentan los resultados promedio de los parámetros físicos y químicos evaluados para cada planta, las muestras fueron tomadas a la salida del sistema, donde:

- 1) EAOM: PTAR del edificio de oficinas zona 11
- 2) EAM: PTAR del edificio de apartamentos zona 11
- 3) RC: PTAR de residencial condominio zona 18
- 4) EA: PTAR del edificio de apartamentos residencial zona 14
- 5) EAC: PTAR del edificio de apartamentos zona 16
- 6) CCF1: PTAR del centro comercial zona 10

### Trihalometanos

En la tabla 11 (página siguiente) se presentan los resultados de los trihalometanos para cada planta. El valor más alto es en la PTAR de EOM con valor promedio de 376.2 µg/L; por el contrario, el valor más bajo es en la PTAR de CCF1 con valor promedio de 74.4

µg/L. Observe que únicamente la PTAR CCF1 cumple con los límites de la US. EPA.

En la tabla 13 se presentan los valores normados para trihalometanos de diferentes instituciones.

**Tabla 13. Valores normados trihalometanos**

Parámetro	Valor normado	
	OMS	US. EPA
	LMP	LMP
<b>Trihalometanos totales µg/L</b>	200	80

Fuente: elaboración propia, en base a Guidelines for Drinking-water Quality, WHO. National Primary Drinking Water Regulations, EPA.

En las figuras de la 1 a la 6 se muestra la comparación de los valores obtenidos de TTHM en la salida de las distintas PTAR evaluadas, comparándolo con el LMP de la US.EPA.

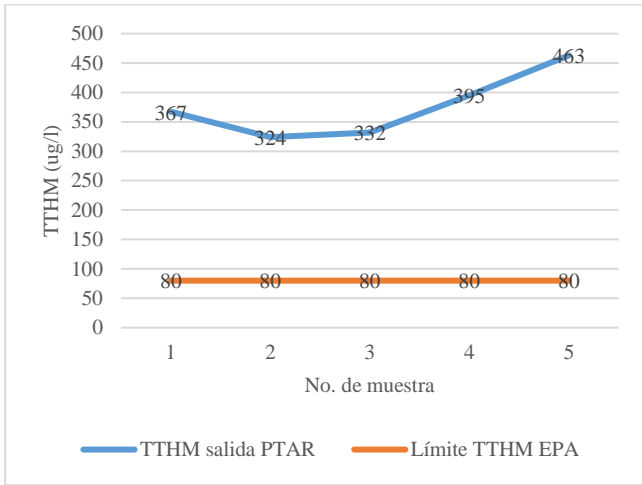
**Tabla 10. Resultados parámetros fisicoquímicos obtenidos en la salida de las PTAR evaluadas**

Parámetro	Unidad de medida	Punto de muestreo					
		EOM	EAM	RC	EA	EAC	CCF1
Potencial de Hidrógeno	unidades de pH	7.6	6.7	7.0	6.3	5.8	6.2
Conductividad eléctrica	µs/cm	1,153	726	760	525	324	487
Sólidos suspendidos totales	(mg/L)	576,5	363	380	262.5	162	243
Temperatura	°C	22	20	20	19	21	22
Turbiedad	(NTU)	205	151	90	14	67	10
DQO	(mg/L)	552	221	155	12	170	99
DBO <sub>5</sub>	(mg/L)	298.4	49.5	42.5	8	104	52.4
Nitrógeno Total	(mg/L)	128	62	55	31	18	24
Fósforo Total	(mg/L)	36.9	14.9	15.4	15.5	10.5	7.9

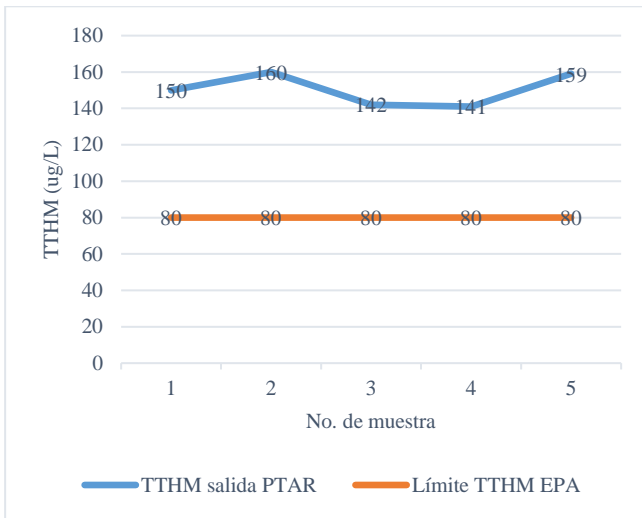
**Tabla 11. Resultados trihalometanos totales obtenidos en la salida de las PTAR evaluadas**

Muestreo No.	TTHM (µg/L)					
	Punto de muestreo					
	EOM	EAM	RC	EA	EAC	CCF1
1	367	150	142	72	269	100
2	324	160	141	171	240	91
3	332	142	171	84	211	71
4	395	141	164	79	191	47
5	463	159	161	72	193	87
<b>Valor promedio</b>	376.2	150.2	154.4	94.6	216.8	74.4

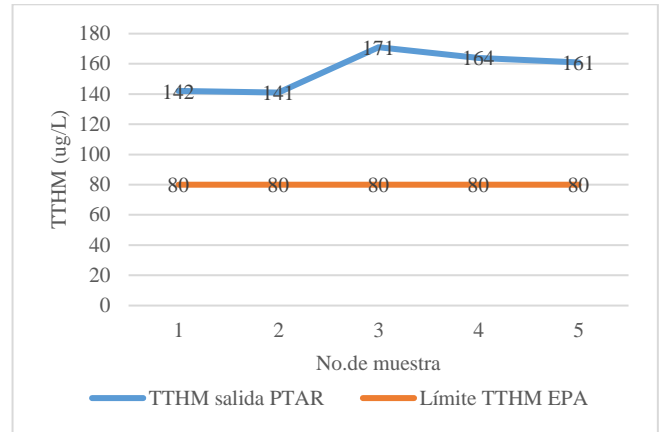
**Figura 1. Gráfica comparativa TTHM obtenidos en la PTAR EOM comparado con el límite US. EPA**



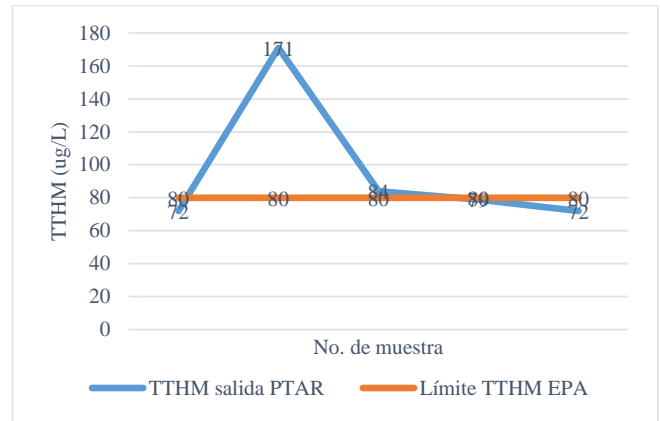
**Figura 2. Gráfica comparativa TTHM obtenidos en la PTAR EAM comparado con el límite US. EPA**



**Figura 3. Gráfica comparativa TTHM obtenidos en la PTAR RC comparado con el límite US. EPA**

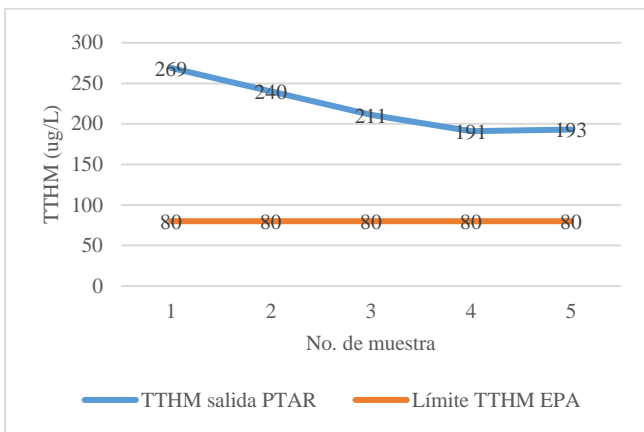


**Figura 4. Gráfica comparativa TTHM obtenidos en la PTAR EA comparado con el límite US. EPA**

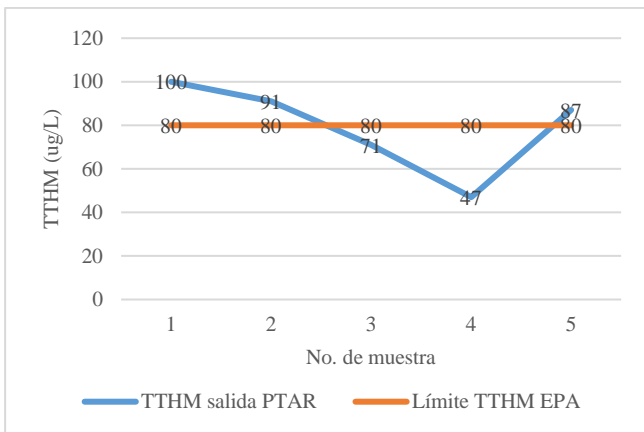


En la figura 7 se muestra el valor promedio de TTHM de cada una de las PTAR evaluadas y su comparación con el límite de TTHM de la US.EPA.

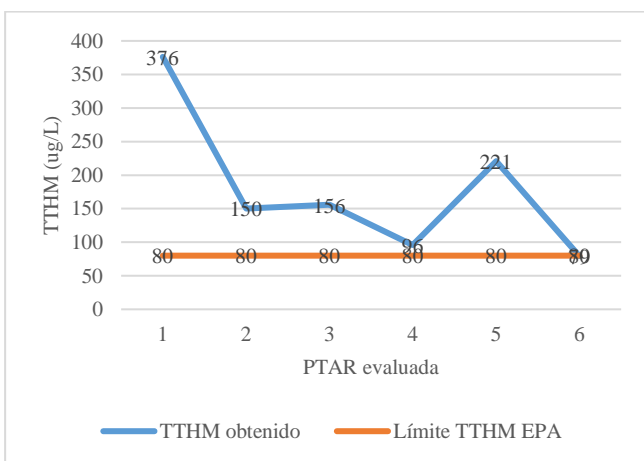
**Figura 5. Gráfica comparativa TTHM obtenidos en la PTAR EAC comparado con el límite US. EPA**



**Figura 6. Gráfica comparativa TTHM obtenidos en la PTAR CCF1 comparado con el límite US. EPA**



**Figura 7. Gráfica comparativa TTHM promedio de cada una de las PTAR evaluadas comparado con el límite US. EPA**



## Discusión de resultados

Acorde a los resultados mostrados en las tablas de la 4 a la 9, referente al cloro residual, se puede observar que todos los valores de cloro residual a la salida de las PTAR son mayores que a la entrada.

### Análisis TTHN en las salidas de las PTAR

En las figuras de la 1 a la 6, se presentan las gráficas donde se comparan los resultados de los límites de la US. EPA y los valores obtenidos en la salida de cada una de las PTAR evaluadas, los cuales se analizan de la forma siguiente:

PTAR edificio de oficinas zona 11(EAOM): los resultados promedio de TTHM son mayores que el límite de la US. EPA en todos los muestreos.

PTAR edificio de apartamentos zona 11 (EAM): los resultados promedio TTHM son mayores que el límite de la US. EPA en todos los muestreos.

PTAR residencial condominio zona 18 (RC): los resultados promedio de TTHM son mayores que el límite de la US. EPA en todos los muestreos.

PTAR edificio de apartamentos residencial zona 14 (EA): los resultados promedio de TTHM de los muestreos 2 y 3 son mayores que el límite de la US. EPA, los resultados promedio de TTHM de los muestreos 1, 4 y 5 son menores que el límite de la US. EPA.

PTAR edificio de apartamentos zona 16 (EAC): los resultados promedio de TTHM son mayores que el límite de la US. EPA.

PTAR centro comercial zona 10 (CCF1): los resultados promedio de TTHM de los muestreos 1, 2 y 5 son mayores que el límite de la US. EPA, los resultados promedio de TTHM de los muestreos 3 y 4 son menores que el límite de la US. EPA.

De acuerdo con los resultados promedio de TTHM de cada planta, únicamente la PTAR del centro comercial zona 10 (74 µg/L) cumple con el límite de la US. EPA.

De un total de 30 muestras realizadas, posterior al tratamiento de cada punto estudiado y con las

condiciones de cada punto estudiado, en los sistemas anaerobios, el 100% del total de muestras presentan valores de TTHM por encima de los niveles máximos permitidos por la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos, haciendo referencia que, se midieron en cuanto a los valores en agua de consumo humano se refieren (0.08mg/l). En los sistemas aeróbicos, el 75% del total de muestras presentan valores de TTHM por encima de los niveles máximos permitidos por la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos haciendo referencia que, se midieron en cuanto a los valores en agua de consumo humano se refieren (0.08mg/l). Esto genera la necesidad de tener un mejor control de las descargas de dichos efluentes y que estas no perjudiquen el tratamiento.

Como se observa en las tablas 4 a la 9, en todas las muestras existe valores de cloro muy bajos, sin que esto afecte la vida de las colonias de bacterias para llevar a cabo un proceso biológico dentro de la PTAR. En la salida, sí existe presencia de cloro residual lo que se vincula a la cloración del suministro de agua potable.

Los resultados obtenidos muestran que todas las muestras contenían cloro, lo que dificulta garantizar que los Trihalometanos fueron generados por la aplicación del tricloro. Se observa una considerable disminución en niveles de Trihalometanos cuando estos tuvieron un tiempo de contacto y cuando no fueron expuestos a ello coincidiendo con lo indicado por Clayton y colaboradores (2010).

Por lo expuesto, si la desinfección se hará por medio de cloro en cualquiera de sus presentaciones, es necesario que se tenga el área de contacto para que el efluente pase por dicho elemento.

De acuerdo con el comportamiento de los resultados obtenidos, los parámetros que tienen mayor vinculación con materia orgánica son la DBO<sub>5</sub>, los sólidos suspendidos y la turbiedad, que dan indicios que con ellos se generan los subproductos, del tipo Trihalometanos Totales, objeto de este estudio.

Siendo así, el estudio de la generación de subproductos de la cloración en aguas residuales enfocados en Trihalometanos no tendrá que detenerse en esta publicación, sino más bien se deberá de

continuar con las pruebas y con las relaciones de los indicios hallados en este trabajo.

La presencia de nitrógeno en las aguas residuales significa que se reduzca el oxígeno disuelto de las aguas superficiales, siendo este tóxico para el ecosistema acuático, lo cual entraña un riesgo para la salud pública que, junto al fósforo (P), son nutrientes utilizados por organismos fotosintéticos (eutrofización). El nitrógeno se encuentra presente en diferentes formas, lo que permite convertir el nitrógeno amoniacal en otros productos fácilmente separables del agua residual.

Actualmente en Guatemala, no se tienen establecidos niveles normados para los Trihalometanos Totales (TTHM) en las descargas de agua residual. La norma que sí menciona es la Norma Guatemalteca Obligatoria (NGO) Coguanor 29005; Agua Envasada para consumo Humano, la cual cita Sustancias Orgánicas Volátiles, el valor en 0.010 mg/l como Límite Máximo Permitido, y, EPA, utiliza un límite más estricto de 0.080 mg/l (80µg/l).

El valor de TTHM de la U.S.EPA se consideró en este estudio, ya que no hay referencia para descargas en aguas residuales, para la identificación y determinación de los niveles obtenidos en las muestras caracterizadas.

## Conclusiones

El presente estudio confirma la generación de Trihalometanos Totales (TTHM) como resultado del proceso de desinfección mediante cloración del agua residual tratada en ambas tecnologías evaluadas. Se observó que, tras el tratamiento biológico y posterior desinfección en plantas de tratamiento de agua residual ordinarias, se produce una cantidad significativa de TTHM.

Es relevante destacar que el método de análisis utilizado está diseñado para agua potable. Sin embargo, los datos obtenidos se encuentran dentro del rango esperado, lo que sugiere una posibilidad de utilizar este método en el tratamiento de agua residual doméstica. Las principales diferencias entre agua potable y agua residual incluyen la carga orgánica y la presencia de compuestos químicos diversos en el agua residual, que pueden influir en la formación de subproductos de desinfección.

Estas observaciones abren la oportunidad para desarrollar métodos específicos que consideren las particularidades del agua residual doméstica. Este estudio puede servir como punto de referencia para comparativas futuras y el desarrollo de planes de acción basados en estos hallazgos, proporcionando una base sólida para mejorar la gestión de la calidad del agua tratada.

Los niveles de Trihalometanos Totales posterior a los sistemas de tratamiento de agua luego de su proceso de desinfección por medio de cloro (triclora en todos los casos), tomando como base el promedio final del conjunto de muestras, sobrepasan en un 83% de las veces, el límite establecido por la US. EPA (80 µg/l).

En las Plantas Residencial Z.14 y Centro Comercial Z.10, con cloración (triclora) posterior a los sistemas de tratamiento aerobio (lodos activados), se obtuvieron resultados de THM debajo de los niveles de alerta, posiblemente por la tecnología aerobia, un sistema maduro en cuanto a su funcionamiento biológico y un efectivo tiempo de contacto.

En las Plantas Oficinas Z. 11 y Residencial Z.11, el tiempo de contacto de cloro puede tener una incidencia en los resultados obtenidos de THM por arriba de los esperados, evidenciando la importancia que tiene el tiempo de contacto para la generación de THM.

### Financiamiento

Este trabajo fue financiado con recursos propios del autor.

### Conflicto de interés

El autor declara no tener ningún tipo de conflicto de interés que pudiera haber influido en esta investigación.

### Como citar este documento

Sobalvarro, J. (2023). Determinación de trihalometanos totales posterior al proceso de desinfección en sistemas de tratamiento de aguas residuales en Guatemala. *Agua, Saneamiento & Ambiente*, 18(2), Artículo e1534. <https://doi.org/10.36829/08ASA.v18i2.1534>

### Consentimiento informado

No aplica.

### Contribuciones de autor

Conceptualización, trabajo de campo, tabulación, análisis y escritura: J.S

### Referencias

- Brenes Varo, J.J. (2006). *Diseño del proceso de tratamiento terciario de ozonización del agua de salida de una EDAR convencional para su reutilización en un campo de golf*. [Tesis de licenciatura, Departamento de Ingeniería Química, Facultad de Ciencias, Universidad de Cádiz]. <https://rodin.uca.es/handle/10498/6383>
- Brungs, W. A. (1973). Effects of residual chlorine on aquatic life. *Water Pollution Control Federation*, 45(10), 2180–2193.
- Cáceres Poma, D.K., Calisaya Vera, G.M., y Bedoya-Justo, E. (2021). Eficiencia de *Eisenia foetida*, *Eichornia crassipes* e hipoclorito de calcio en la depuración de aguas residuales domésticas en Moquegua, Perú. *Ecología Aplicada*, 20(1), 83–92. <https://doi.org/10.21704/rea.v20i1.1692>
- Clayton, G.E., Thorn, R.M.S., Reynolds, D.M.(2019) Comparison of trihalomethane formation using chlorine-based disinfectants within a model system; applications within point-of-use drinking water treatment. *Frontier in Environmental Science*, 7(1), 1-13. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00035>
- Gómez Sierra, O. (2014). *Determinación de trihalometanos (THM's) en aguas tratadas de la Ciudad de Pereira mediante cromatografía de gases por micro captura de electrones*. [Tesis de licenciatura, Facultad de Tecnología, Universidad Tecnológica de Pereira]. <https://repositorio.utp.edu.co/items/d71ef7c2-64c5-4724-a1de-ecbbca85cbb>
- Krishnaswamy, P. (2021). *Quaternary Ammonium Compounds as Precursors to Disinfection Byproducts*. [Master's thesis, University of Nevada, Las Vegas]. <https://dx.doi.org/10.34917/28340349>
- Lahora Cano, A., Ayuso García, L.M., & Martínez López, S. (2019). Subproductos de la desinfección de aguas residuales con hipoclorito: cloratos y trihalometanos. *Tecnoagua*, 35(1), 54-63.
- Melendreras Ruiz, F.J. (2016). *Estudio de la formación de trihalometanos en las fases de*

- elaboración de transformados vegetales y en procesos auxiliares de la industria alimentaria.* [Tesis de doctorado, Facultad de Química, Universidad de Murcia]  
<https://digitum.um.es/digitum/handle/10201/47836>
- Norma técnica para la calidad del agua (1995). Anexo 1: parámetros de calidad de agua
- Núñez Cerrato, E. A. (2022). Determinación de la presencia de trihalometanos totales (TTHMs) en agua para consumo humano, provenientes de aguas subterráneas de la ciudad de Guatemala. *Agua, Saneamiento & Ambiente*, 16(2), 6–18.  
<https://doi.org/10.36829/08ASA.v16i2.1319>
- Ocampo Rodríguez, D.B., Vásquez Rodríguez, G.A., Martínez Hernández, S., Iturbe Acosta, U., Coronel Olivares, C. (2022). Desinfección del agua: una revisión a los tratamientos convencionales y avanzados con cloro y ácido paracético. *Ingeniería del agua*, 26(3), 185-204.  
<https://doi.org/10.4995/Ia.2022.17651>
- Organización Mundial de la Salud [OMS]. (2006). *Guía para la calidad del agua para consumo humano*. Ginebra, Suiza.  
<https://www.who.int/es/publications/i/item/9789241549950>
- Ramírez Vásquez, A. F., & Much Santos, Z. (2021). Determinación de la presencia de trihalometanos totales (TTHMs) como subproducto de la desinfección en el proceso de potabilización de agua superficial para consumo humano. *Agua, Saneamiento & Ambiente*, 16(1), 17–24.  
<https://doi.org/10.36829/08ASA.v16i1.1094>
- Reglamento de vertido y reuso de aguas residuales, Decreto No. 33601. (2007). Costa Rica.
- Reglamento para la calidad del agua potable, Decreto Ejecutivo No. 38924-S. (2007). Desinfectantes y otros subproductos de la desinfección, Costa Rica.
- Reglamento técnico salvadoreño, agua de consumo humano. Requisitos de calidad e inocuidad. (2018). Desinfectantes y subproductos de desinfección, El Salvador.
- Reglamento técnico panameño del COPANIT y DGNTI (1999).
- Reyes López, M.G. (2016). *Uso del Cloro en las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas: Desinfección y Formación de Subproductos*. [Tesis de maestría en Ciencias en Gestión Ambiental, Centro de Investigación Interdisciplinario Para El Desarrollo Integral Regional Unidad Durango, Instituto Politécnico Nacional de México].  
<https://repositorioslatinoamericanos.uchile.cl/handle/2250/2894633>
- Sobalvarro, J. (2022). Determinación de niveles de trihalometanos totales (THM) posterior al proceso de desinfección en sistemas típicos de tratamiento de aguas residuales en Guatemala. [Tesis de maestría, Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos, Facultad de Ingeniería, Universidad de San Carlos de Guatemala].  
<http://www.repositorio.usac.edu.gt/17050/1/Carlos%20Jes%C3%BAs%20Antonio%20Sobalvarro%20Woods.pdf>
- Tako, S. (2011). *Ammonium removal from drinking water: Comparison of breakpoint chlorination and biological technology*. [Conference paper]. Conference of Junior Researchers in Civil Engineering. ResearchGate].  
<https://www.researchgate.net/publication/314053248>



# AGUA, SANEAMIENTO & AMBIENTE

