

Desempeño de reactores biológicos anaerobios y aerobios en tratamiento psicrofílico de aguas residuales

Performance of anaerobic and aerobic biological reactors in psychrophilic wastewater treatment

Jennifer Jiménez¹   Carol Montezuma¹  Paola A. Ortega¹ 
Gloria L. Cárdenas¹ 

¹Universidad Mariana, Facultad de Ingeniería, Programa de Ingeniería Ambiental, Grupo de Investigación GIA, Pasto, Colombia.

Resumen

Introducción: este estudio evaluó la eficiencia de remoción de materia orgánica en aguas residuales sintéticas bajo condiciones psicrofílicas de 12°C, propias de la ciudad de Pasto. Para ello, se utilizaron tres tipos de reactores biológicos: reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA), reactor anaerobio de crecimiento adherido (RACA) y filtro percolador aerobio.

Objetivo: determinar la influencia del tipo de reactor y del tiempo de retención hidráulica (TRH) en la remoción de la demanda química de oxígeno (DQO) en aguas residuales tratadas bajo condiciones psicrofílicas.

Metodología: los experimentos se desarrollaron con concentraciones de DQO en el rango de 96 a 1440 mg/L y con diferentes TRH. El desempeño de los sistemas se evaluó mediante un análisis estadístico basado en un diseño experimental factorial y en un análisis exploratorio de datos (AED). Estas herramientas permitieron caracterizar la distribución de la remoción de DQO en los distintos sistemas y establecer la significancia de las diferencias observadas.

Resultados: los sistemas alcanzaron remociones de DQO entre 75% y 87.5%. Se confirmó la influencia significativa tanto del tipo de reactor como del TRH. En el reactor RAFA, un TRH bajo favoreció una mayor remoción de DQO, mientras que en los reactores RACA y en el filtro percolador no se observaron diferencias significativas asociadas a este parámetro.

Conclusiones: el TRH se identificó como un factor crítico en la eficiencia de la remoción de materia orgánica bajo condiciones psicrofílicas, ya que permite compensar la influencia de la baja temperatura dependiendo del reactor utilizado. Asimismo, el análisis estadístico indicó que el pH constituyó el factor determinante en la remoción de DQO en los tres sistemas estudiados. La optimización del TRH y de otros parámetros operacionales resulta esencial para maximizar la eficiencia de los procesos biológicos y garantizar la calidad del efluente final.

Palabras clave: Agua residual, condiciones psicrofílicas, remoción de materia orgánica, tiempo de retención hidráulica (TRH), tratamientos biológicos

Abstract

Introduction: this study evaluated the efficiency of organic matter removal in synthetic wastewater under psychrophilic conditions of 12°C, representative of the city of Pasto. Three types of biological reactors were used: upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB), attached-growth anaerobic reactor (AGAR), and aerobic trickling filter.

Objective: to determine the influence of reactor type and hydraulic retention time (HRT) on chemical oxygen demand (COD) removal in wastewater treatment under psychrophilic conditions.

Methodology: experiments were conducted with COD concentrations ranging from 96 to 1440 mg/L and different HRT levels. System performance was evaluated using statistical analysis based on a factorial experimental design and exploratory data analysis (EDA). These tools enabled the characterization of COD removal distribution across systems and the assessment of statistical significance in the observed differences.

Results: COD removal ranged from 75% to 87.5% across the systems. Both reactor type and HRT showed a significant influence on COD removal. In the UASB reactor, lower HRT favored higher COD removal, whereas in the AGAR and the trickling filter, no significant differences were observed between the HRT levels evaluated.

Conclusions: HRT was identified as a critical factor for organic matter removal efficiency under psychrophilic conditions, as it compensates for low-temperature effects depending on reactor type. Furthermore, statistical analysis indicated that pH was the determining factor for COD removal in the three systems studied. Optimization of HRT, together with other operational parameters, is essential to maximize the efficiency of biological treatment processes and ensure adequate effluent quality.

Keywords: Biological treatments, hydraulic retention time (HRT), organic matter removal, psychrophilic conditions, wastewater.

¿Cómo citar?

Jiménez J, Montezuma C, Ortega PA, Cárdenas GL. Desempeño de reactores biológicos anaerobios y aerobios en tratamiento psicrofílico de aguas residuales. Ingeniería y Competitividad, 2025 27;(2):e-21214534

<https://doi.org/10.25100/iyc.v27i2.14534>

Recibido: 5-11-24

Evaluado: 26-11-24

Aceptado: 19-02-25

Online: 6-10-25

Correspondencia

jenjimenezp223@umariana.edu.co



¿Por qué se realizó este estudio?

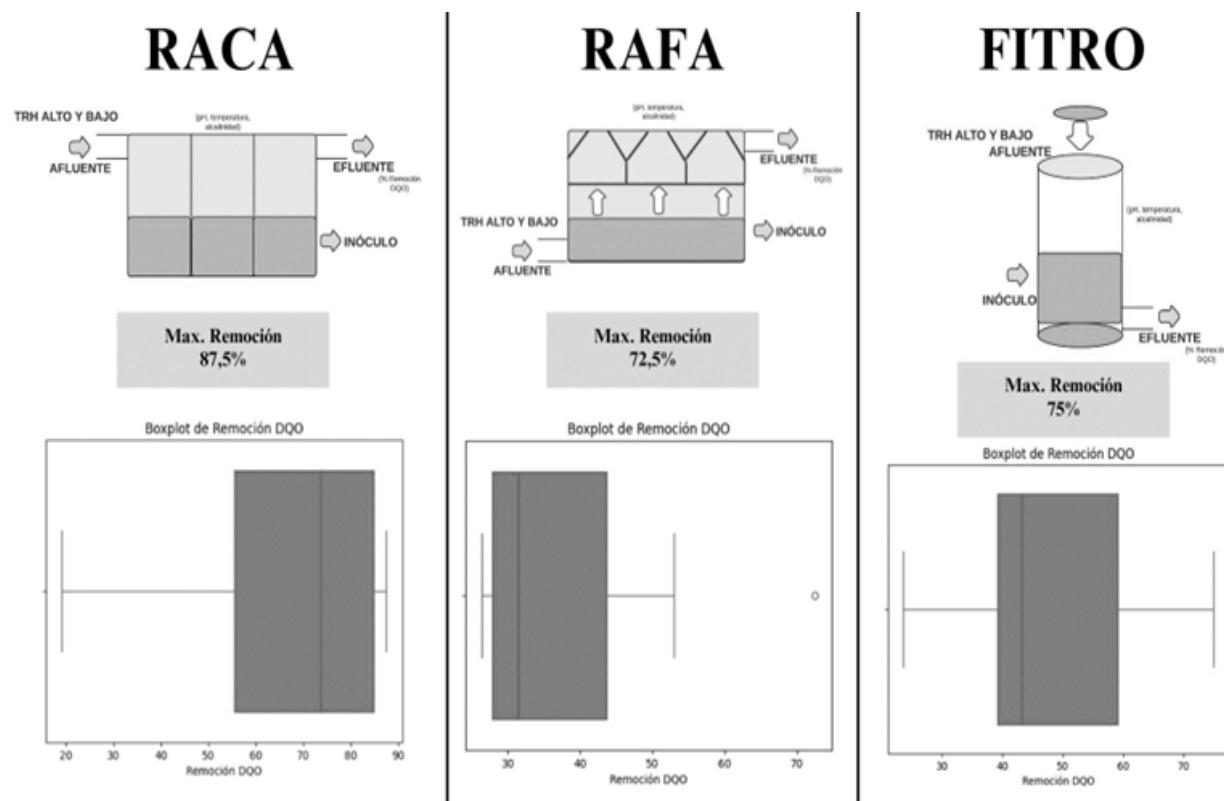
El estudio tuvo como objetivo evaluar el rendimiento de los reactores biológicos anaeróbicos y aeróbicos en la eliminación de materia orgánica de aguas residuales sintéticas en condiciones psicrofílicas (baja temperatura), simulando las existentes en la ciudad de Pasto. Se buscó identificar el sistema de tratamiento más eficaz y las condiciones operativas óptimas para dichos entornos.

¿Cuáles fueron los hallazgos más relevantes?

Los resultados más relevantes del estudio indican que el pH es el factor más crítico que influye en la eficiencia de la eliminación de DQO en los tres sistemas de tratamiento biológico. Su impacto constante en todos los sistemas resalta la necesidad de un control eficaz del pH para optimizar el rendimiento. La TRH tuvo un efecto significativo solo en el reactor UASB, lo que indica la necesidad de la gestión del flujo en los procesos anaeróbicos. Si bien la temperatura y la alcalinidad mostraron tendencias, sus efectos fueron menos constantes y dependientes del reactor.

¿Qué aportan estos hallazgos?

El uso de modelos de regresión lineal múltiple resultó eficaz para predecir las condiciones operativas óptimas. Además, la aclimatación del inóculo demostró ser un factor clave, especialmente en sistemas anaeróbicos donde la adaptación microbiana es más lenta. Estos resultados contribuyen a la mejora y adaptación de los sistemas de tratamiento de aguas residuales en climas fríos, apoyando el diseño de soluciones más sostenibles y eficientes.



Introducción

La gestión sostenible de las aguas residuales es un desafío global crítico debido a su impacto directo en la preservación del medio ambiente y la salud pública. En este contexto, los tratamientos biológicos han surgido como una alternativa eficaz para mitigar la contaminación orgánica en los cuerpos de agua, ofreciendo soluciones que no solo cumplen con la normativa ambiental sino que también permiten la reutilización del agua tratada, promoviendo prácticas más sostenibles y económicamente viables (1).

La contaminación del agua es un problema mundial importante; se estima que aproximadamente el 48% de las aguas residuales no reciben un tratamiento adecuado, lo que resulta en la descarga de más de mil millones de toneladas de aguas residuales no tratadas en los ecosistemas acuáticos, introduciendo una variedad de contaminantes nocivos (2). En Colombia, la situación es particularmente alarmante. Un estudio preliminar realizado en 2020 que analizó los principales sistemas biológicos de tratamiento de aguas residuales utilizados en el país encontró que solo alrededor del 30% del total de aguas residuales es tratada (3).

Según el informe de 2015 sobre rangos de consumo básico de MINVIVIENDA, en cuanto a aguas residuales domésticas, el consumo promedio de agua de los hogares en Colombia fue de 10,60 m³/mes en zonas de clima frío y de 15,44 m³/mes en zonas de clima cálido. Estas descargas, junto con las de actividades industriales, agrícolas y otras, contribuyen a una alta acumulación de materia orgánica en los ríos. Un ejemplo notable es el río Bogotá, que recibe aproximadamente 165.525 toneladas de demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y 375.743 toneladas de demanda química de oxígeno (EC) anualmente, según un estudio nacional de agua realizado por el IDEAM. La situación es aún más crítica en regiones como el departamento de Nariño, donde la falta de infraestructura de tratamiento ha llevado a la contaminación directa de fuentes de agua vitales, como el río Pasto, con graves consecuencias para el medio ambiente y la salud pública, como se documenta en el programa de gestión integral de recursos hídricos CORPONARIÑO.

Entre las diversas tecnologías disponibles para prevenir y controlar la contaminación del agua, los tratamientos biológicos destacan por su eficiencia y sostenibilidad. Estos procesos utilizan microorganismos para descomponer la materia orgánica y otros contaminantes, consumiendo menos energía y generando menos subproductos nocivos, reduciendo así el impacto ambiental de manera más efectiva. Además, al reducir la concentración de patógenos y sustancias tóxicas, estos tratamientos juegan un papel crucial en la prevención de enfermedades asociadas con el consumo de agua contaminada (4).

En este contexto, el uso de aguas residuales sintéticas en estudios de laboratorio ha cobrado importancia, ya que permite un control preciso sobre la composición del sustrato y facilita la comparación de estrategias de optimización en procesos biológicos (5). Los sistemas biológicos de tratamiento de aguas residuales, que aprovechan la actividad microbiana, son altamente eficientes para eliminar sólidos en suspensión y degradar la materia orgánica. Su adaptabilidad a diversas condiciones ambientales, incluidas las bajas temperaturas como las de la ciudad de Pasto, las convierte en una tecnología versátil para una amplia gama de aplicaciones (6).

Un estudio anterior realizado en Pasto demostró que, si bien las bajas temperaturas pueden generar inhibidores que ralentizan la descomposición de la materia orgánica, también confieren una notable estabilidad al sistema. Estos hallazgos, obtenidos en un contexto geográfico idéntico al presente estudio, con características climáticas distintas, subrayan la necesidad de seguir investigando los sistemas de tratamiento adaptados a ambientes fríos (7). Los avances en este campo no solo optimizarán la gestión de aguas residuales en regiones de baja temperatura, sino que también impulsarán el desarrollo de tecnologías más eficientes y sostenibles a escala global.

Además, estos sistemas proporcionan una alternativa robusta para la oxidación biológica de contaminantes y la eliminación de nutrientes como el nitrógeno y el fósforo (8). Aunque se han logrado avances significativos en el tratamiento de aguas residuales, abordar este tema en particular llenaría un vacío importante de investigación, ofreciendo una comprensión más completa y detallada de los procesos involucrados en ambientes fríos, optimizando en última instancia las estrategias de tratamiento en regiones con estas características climáticas.

En Colombia, los métodos de tratamiento de aguas residuales más utilizados incluyen lodos activados, estanques de estabilización y humedales artificiales. Estos métodos biológicos logran una eficiencia de eliminación de DBO₅, DQO y sólidos suspendidos totales (SST) de más del 80%, con un rendimiento superior al 90% cuando se combinan con sistemas anaeróbicos y aeróbicos, dependiendo de las aguas residuales y las condiciones climáticas (3).

Dadas estas consideraciones, el presente estudio se centra en evaluar los sistemas de tratamiento biológico bajo condiciones locales específicas caracterizadas por un clima psicrófilo. Se estudiaron ambos sistemas anaeróbicos, incluido un reactor anaeróbico de flujo ascendente (UASB) y un reactor anaeróbico de crecimiento adjunto (AAGR), y un sistema aeróbico, específicamente un filtro percolador. La investigación tuvo como objetivo evaluar la adaptación microbiana utilizando un sustrato sintético representativo de las aguas residuales domésticas en Pasto para mantener una composición controlada del sustrato, facilitando las comparaciones de procesos. Para evaluar el rendimiento del sistema se utilizaron indicadores clave como la reducción de la carga orgánica, expresada como eficiencia de eliminación de DQO en diferentes tiempos de retención hidráulica (HRT). A través de análisis fisicoquímicos y estadísticos, el estudio buscó identificar el tratamiento biológico más efectivo para las aguas residuales urbanas en condiciones locales.

Metodología

Descripción de los sistemas de tratamiento

Se evaluaron dos reactores anaeróbicos y un reactor aeróbico. Los reactores anaeróbicos fueron el reactor anaeróbico de crecimiento adjunto (AAGR) y el reactor de manto de lodo anaeróbico de flujo ascendente (UASB). Ambos operan en ausencia de oxígeno (9), degradando la materia orgánica en compuestos químicos más simples a través de diferentes fases, que incluyen hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (10). El AAGR utiliza medios de soporte para el crecimiento de una biopelícula microbiana, mientras que el reactor UASB se basa en un lecho

de lodo granular suspendido dentro del reactor. En ambos casos, la degradación de la materia orgánica genera biogás como subproducto y facilita la sedimentación de sólidos (11).

Por otro lado, se utilizó un filtro perforante aeróbico, que opera en presencia de oxígeno. Este sistema consiste en un lecho poroso donde se desarrolla una biopelícula microbiana aeróbica. Las aguas residuales se distribuyen sobre el lecho mediante un aspersor, lo que también facilita la aireación del sistema (9). Los microorganismos dentro de la biopelícula degradan la materia orgánica en presencia de oxígeno, produciendo un efluente tratado con una menor carga orgánica. La Figura 1 presenta un esquema básico de los reactores mencionados.

Los reactores utilizados en este estudio fueron diseñados y construidos específicamente con fines de investigación. El filtro percolador empleó manguera de polietileno como medio filtrante debido a su durabilidad y capacidad de retención de biomasa, mientras que el AAGR utilizó espuma de poliuretano debido a su estructura porosa, que facilita la colonización microbiana. Ambos reactores se fabricaron con acrílico transparente, lo que permite una fácil visualización de los procesos internos. Se utilizó adhesivo de cloruro de metileno para asegurar una unión hermética y duradera, garantizando la integridad estructural de los sistemas durante todo el experimento. Estas opciones de diseño fueron cruciales para obtener resultados confiables.

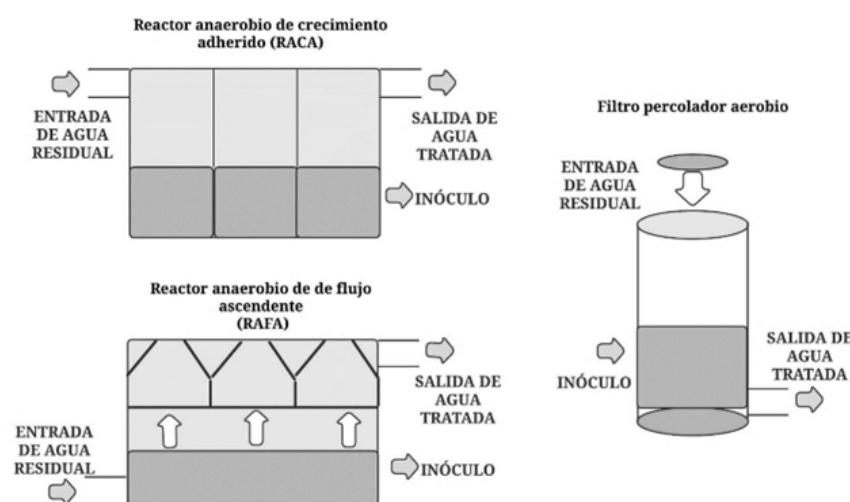


Figura 1. Esquema de cada reactor estudiado

Preparación de aguas residuales sintéticas e inóculo

Con base en la caracterización de diferentes colectores de aguas residuales en la ciudad de Pasto, se prepararon aguas residuales sintéticas, considerando que las aguas residuales domésticas tienen un alto componente biodegradable. Por lo tanto, se asumió que la DBO₅ representa aproximadamente el 80% de la DQO, con un valor estimado de 250 mg/L (12). Los rangos de parámetros se determinaron con base en los valores mínimos y máximos observados en la caracterización del río Pasto. La Tabla 1 presenta las cantidades de componentes utilizados para la preparación de aguas residuales sintéticas.

Tabla 1. Composición de las aguas residuales sintéticas

Componente	Concentración, (mg/L)
Gelatina sin sabor	0.17
Leche en polvo	0.51
Glucosa	0.94
El sulfato de magnesio ($MgSO_4 \cdot 7H_2O$)	0.01
Dihidrogenofosfato de potasio (KH_2PO_4)	0.22
Sulfato de amonio ($(NH_4)_2SO_4$)	0.37
Bicarbonato de sodio ($NaHCO_3$)	0.75

Fuente: (13)

La solución resultante se sometió a calentamiento y agitación continua durante 15 minutos para garantizar la disolución completa de los compuestos, evitando la formación de grumos, particularmente en componentes propensos a la aglomeración. Posteriormente, se realizó la dilución necesaria y se determinó la concentración de DQO de la solución final.

En cuanto al proceso de aclimatación de lodos, se alimentaron los reactores y se analizaron muestras de sobrenadante para evaluar la remoción de materia orgánica. Una vez que se logró la eficiencia de eliminación deseada del 80%, se extrajo una parte del lodo y se preparó una mezcla de 60% de lodo y 40% de agua para análisis posteriores.

La inoculación de los reactores anaerobios (UASB y AAGR) se realizó utilizando lodos obtenidos de plantas de tratamiento que manejan aguas residuales de procesamiento de azúcar y aguas residuales de procesamiento de aves. Para el reactor aeróbico (filtro percolador), el inóculo se obtuvo de una laguna aeróbica utilizada para el tratamiento de lixiviados. El lodo se caracterizó mediante la determinación de las concentraciones de sólidos totales (TS) utilizando métodos gravimétricos descritos en los Métodos Estándar para el Examen de Agua y Aguas Residuales.

Instrumentos de recolección de datos

Los parámetros de campo, como el pH y la temperatura se monitorizaron *in situ* mediante un dispositivo multiparamétrico (Multi 3630 IDS), que se calibró previamente. El proceso de calibración implicó verificar las conexiones, enjuagar los electrodos con agua destilada y sumergir los sensores en las respectivas soluciones de calibración estándar. Una vez que las lecturas se estabilizaron, el dispositivo se ajustó de acuerdo con las instrucciones del fabricante. Este procedimiento garantizó la precisión de las mediciones para cada parámetro establecido.

La caracterización de las aguas residuales incluyó la medición de la alcalinidad total, determinada mediante el método titrimétrico (Método 2320B), y la DQO, evaluada mediante el método de dicromato de reflujo abierto (Método 5220B), ambos descritos en los Métodos Estándar para el Examen de Agua y Aguas Residuales.

Análisis estadístico para determinar la influencia de los factores y el proceso de optimización

Las variables de este estudio se clasificaron según la escala de Stevens (14), que diferencia entre:

Variables nominales (categorías sin un orden específico)

Variables ordinales (categorías con un orden definido)

Variables de intervalo (valores numéricos con diferencias significativas pero sin cero absoluto)

Variables de razón (valores numéricos con un cero absoluto).

Esta clasificación fue esencial para seleccionar las pruebas estadísticas adecuadas y garantizar la validez de los análisis. En la Tabla 2 se presenta una clasificación detallada de las variables.

Tabla 2. Clasificación de variables según la escala de Stevens

Tipo de variable	Variable	Numérico/No numérico	Categoría	Clasificación de la escala de Stevens
Variable de respuesta	Eliminación de DQO (%)	Numérico	Continuo	Proporción
Factores	Tipo de reactor	No numérico	Categórico	Nominal
	TRH	No numérico	Categórico	Ordinal
Factores de ruido	pH	Numérico	Continuo	Intervalo
	Temperatura	Numérico	Continuo	Intervalo
	Alcalinidad	Numérico	Continuo	Proporción
Factores de diseño	Gasto	Numérico	Continuo	Proporción
	Composición de las aguas residuales	Numérico	Continuo	Proporción

Esta clasificación facilitó la selección de herramientas estadísticas adecuadas, lo que permitió una evaluación precisa de la influencia de cada factor en la eficiencia de eliminación de DQO y orientó la optimización de los procesos de tratamiento.

Análisis exploratorio de datos (EDA)

Los datos sobre eliminación de DQO (%), pH, temperatura y alcalinidad obtenidos de los reactores AAGR, UASB y Trickling Filter se sometieron a análisis descriptivo. Se calcularon medidas como la media, la desviación estándar, los valores mínimo y máximo y los percentiles para cada combinación de tipo de reactor y nivel de tiempo de retención hidráulica (HRT).

Para visualizar y comparar la distribución de estos parámetros, incluida la eliminación de DQO entre los niveles de TRH ALTA y BAJA para cada reactor, se utilizaron diagramas de caja. Estas representaciones gráficas ilustran la mediana, los cuartiles (25%, 50% y 75%) y los valores atípicos, que se desvían significativamente del resto de las observaciones. Esta representación visual facilita la comprensión de la variabilidad y la tendencia central, proporcionando una base sólida para seleccionar pruebas estadísticas apropiadas e interpretar los resultados.

Influencia del factor HRT para cada reactor

Para determinar si la TRH (niveles ALTOS y BAJOS) influye significativamente en la eliminación de DQO, se realizaron diferentes pruebas estadísticas según el caso. El primer paso consistió en evaluar la normalidad de los datos mediante la prueba de Shapiro-Wilk.

- Si los datos seguían una distribución normal, se utilizó la prueba de Levene para verificar la homogeneidad de las varianzas.
- Si las varianzas eran iguales, se realizó un ANOVA paramétrico (prueba t de Student) para determinar si había diferencias significativas (14).
- Si los datos no seguían una distribución normal, se aplicó un ANOVA no paramétrico (prueba U de Mann-Whitney) para identificar diferencias significativas entre los grupos.

El proceso de toma de decisiones para seleccionar las pruebas estadísticas apropiadas al comparar la media (o mediana) de eliminación de DQO entre los niveles de TRH ALTOS y BAJOS se ilustra en el diagrama de flujo presentado en la Figura 2. (TRH Alto y Bajo).

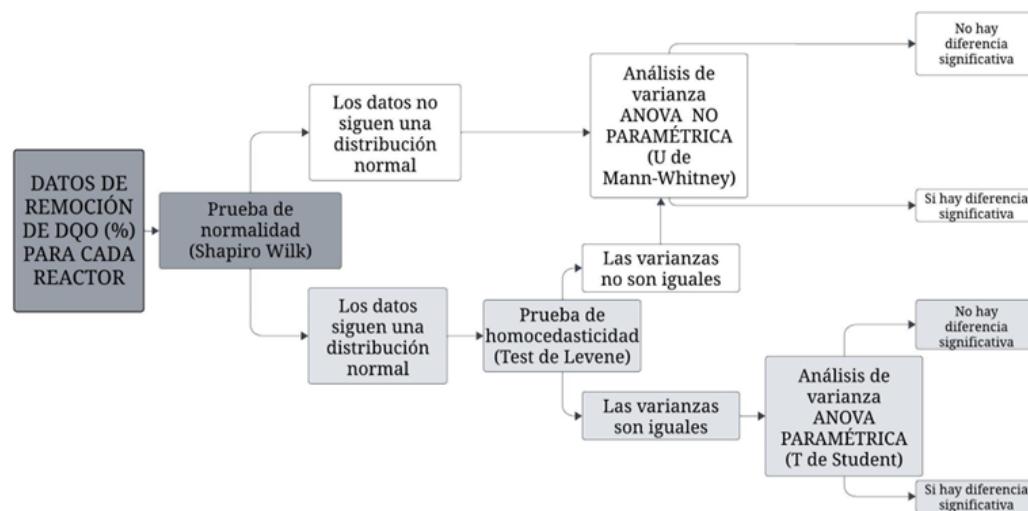


Figura 2. Estrategia de análisis estadístico para la comparación de grupos

Influencia de los factores de ruido (pH, temperatura y alcalinidad) para cada reactor

Para evaluar la influencia del pH, la temperatura y la alcalinidad en la remoción de DQO en cada reactor, se emplearon modelos de regresión, considerando tanto las relaciones lineales como las no lineales según correspondiera. En los casos en que se identificó una relación no lineal, se implementó un modelo de regresión polinómica de segundo grado, incorporando términos lineales, términos de interacción y términos cuadráticos para capturar mejor el comportamiento del sistema. Por el contrario, cuando se asumió una relación lineal, se aplicó un modelo de regresión lineal múltiple, asegurando que se cumplieran todos los supuestos del modelo, con un enfoque particular en la normalidad residual. Para facilitar la interpretación de los resultados, se construyeron diagramas de Pareto, que permiten visualizar la magnitud y dirección de los efectos ejercidos por cada variable y sus interacciones. Estos análisis gráficos desempeñaron un papel crucial en la identificación de los factores más influyentes que rigen la eficiencia de eliminación de DQO en las diferentes configuraciones de reactores.

Análisis estadístico para procesos de optimización en cada reactor

Se implementó un enfoque de optimización basado en modelos para establecer las condiciones óptimas de operación de los reactores, con el objetivo de maximizar la eficiencia de eliminación de DQO. Se ajustó un modelo de regresión lineal múltiple a los datos experimentales, correlacionando la remoción de DQO (%) con el pH, la temperatura y la alcalinidad para determinar los factores más influyentes en el proceso. Antes del ajuste del modelo, todas las variables independientes se estandarizaron para garantizar una contribución equitativa de cada factor, mejorando así la robustez del análisis.

Se empleó un algoritmo de optimización desarrollado en Python para identificar los valores de pH, temperatura y alcalinidad que maximizaron la eliminación de DQO, según lo predicho por el modelo de regresión. El proceso de optimización se limitó cuidadosamente al rango de datos experimentales observados para cada variable, asegurando que los resultados siguieran siendo realistas, aplicables y relevantes para las condiciones específicas del estudio.

Resultados y discusión

Recolección y aclimatación de inóculo

La Tabla 3 presenta datos esenciales sobre el tiempo de aclimatación (expresado en días) requerido para que cada reactor logre la eficiencia de eliminación de DQO objetivo. Esta fase de aclimatación es un aspecto crítico del rendimiento del reactor biológico, ya que permite que los microorganismos se adapten gradualmente a las condiciones ambientales del sistema, asegurando su capacidad para desarrollar las funciones metabólicas necesarias para la degradación eficiente de la materia orgánica presente en las aguas residuales. La finalización exitosa de este período de adaptación es fundamental para lograr un rendimiento del tratamiento estable y eficaz a largo plazo (15).

Tabla 3. Período de aclimatación requerido para lograr la eficiencia objetivo de eliminación de DQO

Reactor	Días	Eliminación de DQO (%)
Capa de lodos anaeróbicos de flujo ascendente (UASB)	28	70.0
Reactor anaeróbico de crecimiento adjunto (AAGR)	12	90.8
Filtro percolador aeróbico	3	90.0

Con base en los resultados, se puede inferir que el tiempo de aclimatación del inóculo en los reactores biológicos varía según su origen y las condiciones del reactor. El inóculo del filtro percolador, procedente de un entorno aeróbico similar, se aclimató rápidamente debido a su adaptación previa a condiciones comparables. Por el contrario, el inóculo de los reactores anaeróbicos, procedentes de diferentes entornos, requirió un período de adaptación más largo para adaptarse a las nuevas condiciones de funcionamiento y al tipo específico de materia orgánica presente en el sistema (16). La Tabla 4 presenta los resultados de la caracterización de lodos para cada uno de los reactores estudiados.

Tabla 4. Caracterización de lodos

Reactor	Sólidos totales (TS), mg/L
Capa de lodos anaeróbicos de flujo ascendente (UASB)	82,654
Reactor anaeróbico de crecimiento adjunto (AAGR)	114,248
Filtro percolador aeróbico	13,356

La concentración de sólidos en el lodo sugiere que los niveles más altos de sólidos totales (TS), como se observa en los reactores AAGR y UASB, se correlacionan con un período de aclimatación más largo para los microorganismos. Esta adaptación prolongada puede atribuirse a una mayor diversidad microbiana y a la acumulación de sólidos inertes dentro del sistema (17). En el caso del AAGR, el alto contenido de sólidos totales se debe principalmente al punto de recolección de lodos, ya que se extrajo del fondo de una laguna facultativa, donde la descomposición de la materia orgánica condujo a una acumulación significativa de sólidos sedimentados, aumentando así la concentración de TS.

Además, la presencia o ausencia de oxígeno también juega un papel crucial en el tiempo de aclimatación. Los reactores anaeróbicos requieren una comunidad microbiana especializada que pueda adaptarse a condiciones libres de oxígeno, lo que prolonga el proceso de aclimatación. Por el contrario, los reactores aeróbicos, donde el oxígeno facilita la degradación de la materia orgánica, apoyan una comunidad microbiana más diversa, lo que permite una adaptación más rápida, especialmente cuando el inóculo se origina en un entorno aeróbico similar (17).

Estos hallazgos se alinean con estudios previos sobre la aclimatación a UASB (18), que informan períodos de adaptación del inóculo que van de 19 a 25 días antes del inicio del reactor. En el presente estudio, los tiempos de aclimatación observados para los reactores UASB y AAGR se encuentran dentro de este rango, lo que refuerza la noción de que los microorganismos anaeróbicos exhiben procesos metabólicos más complejos y lentos en comparación con las comunidades aeróbicas. Esta complejidad metabólica, junto con la menor diversidad y la mayor sensibilidad de los consorcios microbianos anaeróbicos a los cambios ambientales, explica los períodos de adaptación más largos requeridos para los sistemas anaeróbicos. En consecuencia, estos factores justifican las diferencias observadas en los tiempos de aclimatación entre los reactores anaeróbicos y aeróbicos evaluados (19).

Resultados experimentales: Eficiencia de eliminación de DQO (%)

La eficiencia de eliminación de DQO refleja el rendimiento de los reactores en el tratamiento de aguas residuales. La Figura 3 ilustra las fluctuaciones de eliminación de DQO observadas en el reactor AAGR durante un período de 150 días. Inicialmente, la eficiencia de eliminación aumenta progresivamente, alcanzando aproximadamente el 80%, lo que indica una adaptación gradual de la biomasa microbiana. Sin embargo, entre los días 40 y 60, se observa una disminución en la eficiencia, que puede atribuirse a variaciones operativas que afectan la estabilidad del sistema.

Después de esta fase, el reactor experimenta un nuevo período de mayor eficiencia, sin embargo, alrededor del día 100, se produce una disminución drástica, con la eliminación de DQO cayendo a casi el 20%. Esta disminución significativa sugiere posibles alteraciones en el rendimiento del

sistema, como cambios en la actividad microbiana, cambios en las características del afluente o desequilibrios transitorios en las condiciones del reactor. No obstante, para el día 140, el reactor recupera su rendimiento, con una eficiencia que se estabiliza nuevamente por encima del 80%, lo que indica resiliencia y adaptación de la comunidad microbiana a las variaciones operativas.

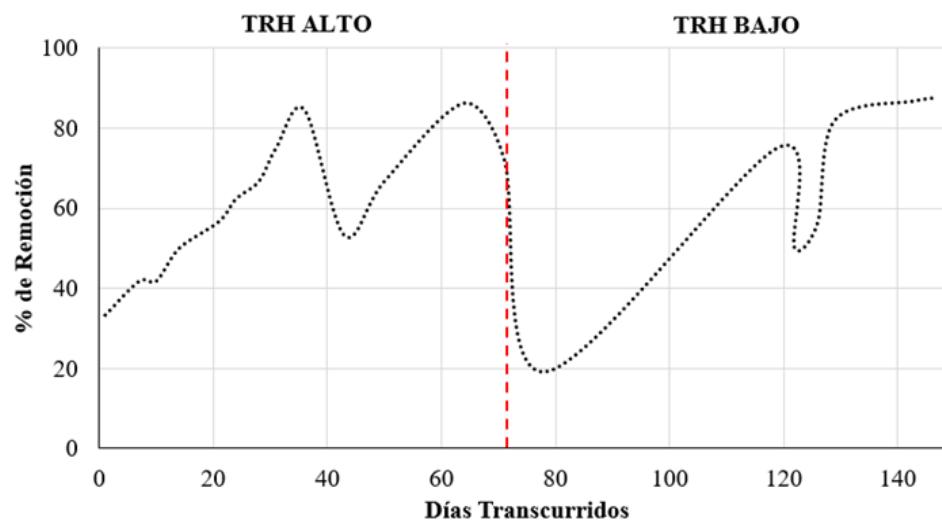


Figura 3. Remoción de DQO (%) para el reactor RACA

Entre los sistemas de tratamiento anaeróbico evaluados, el reactor UASB también exhibió una dinámica de eliminación de DQO distinta, como se muestra en la Figura 4. Inicialmente, la eficiencia de eliminación se mantuvo estable, fluctuando entre el 20% y el 30% durante los primeros 160 días de operación. Este período inicial de baja eficiencia sugiere una fase de aclimatación prolongada, probablemente debido al complejo proceso de adaptación microbiana requerido para la degradación anaeróbica en las condiciones operativas específicas.

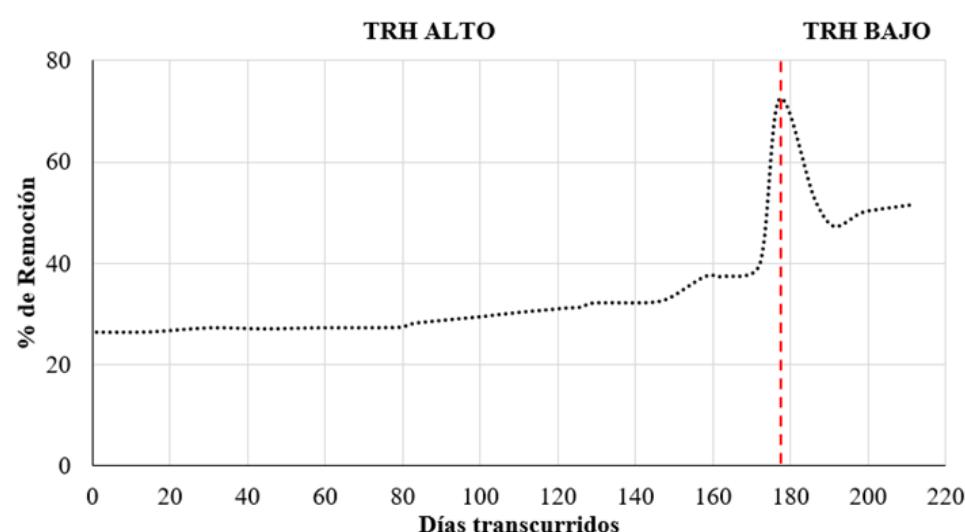


Figura 4. Eficiencia de eliminación de DQO (%) para el reactor UASB

Después del día 160, se observó un aumento notable en la eficiencia de eliminación de DQO, alcanzando un pico de aproximadamente el 60%. Sin embargo, esta mejora no se mantuvo, ya que la eficiencia disminuyó poco después, estabilizándose finalmente entre el 40% y el 50% hacia el final del experimento. Estas fluctuaciones indican posibles desafíos operativos o cambios en la comunidad microbiana, lo que destaca la necesidad de una mayor investigación sobre los factores que influyen en la estabilidad del reactor y el rendimiento a largo plazo en condiciones psicrófilas.

Por el contrario, en el sistema aeróbico, representado por el filtro percolador, los resultados de la eliminación de DQO se muestran en la Figura 5. El gráfico ilustra la eficiencia de eliminación de DQO en un filtro perforador aeróbico durante un período de 40 días. Se observaron varias fluctuaciones en la eficiencia a lo largo del período operativo, con eficiencias máximas de eliminación cercanas al 70% en los días 15 y 35.

Sin embargo, entre estos picos, la eficiencia disminuyó significativamente, alcanzando valores en torno al 40%. Estas variaciones sugieren posibles inestabilidades en el rendimiento del reactor, que podrían atribuirse a cambios en la carga orgánica, cambios en la actividad microbiana o condiciones operativas que afectan la estabilidad del sistema. Se requiere un análisis adicional para determinar los factores que influyen en las fluctuaciones de rendimiento y desarrollar estrategias para mejorar la consistencia y la eficiencia del reactor a lo largo del tiempo.

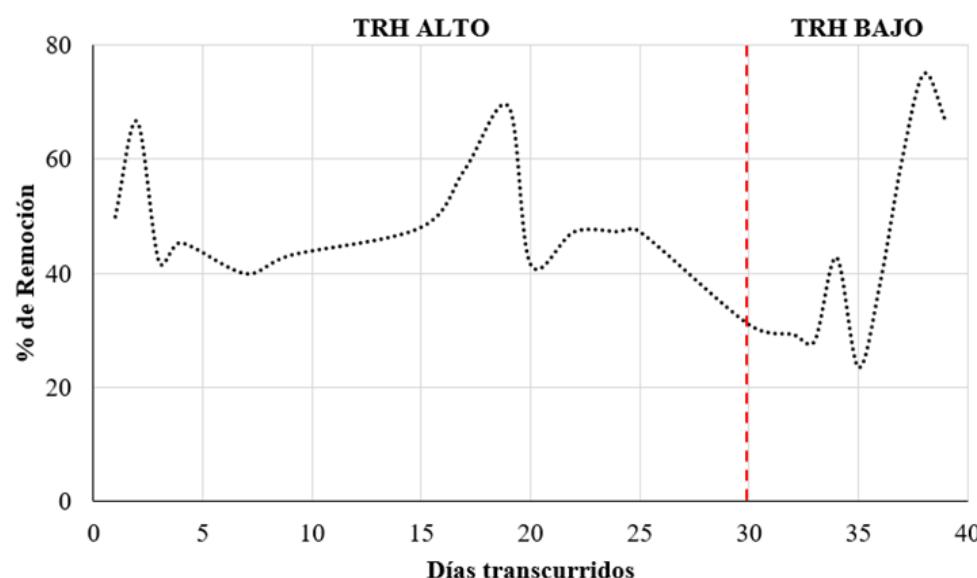


Figura 5. Eficiencia de eliminación de DQO (%) para el goteo aeróbico

Análisis estadístico para determinar la influencia de la TRH

Análisis exploratorio de datos (EDA)

Se realizó un análisis estadístico descriptivo para caracterizar la distribución de los datos de eficiencia de eliminación de DQO para cada reactor bajo diferentes condiciones de TRH. Se

calcularon medidas de tendencia central y dispersión, proporcionando una evaluación inicial de la eficiencia de la eliminación de materia orgánica en los sistemas de tratamiento evaluados. Los resultados detallados de este análisis se presentan en la Tabla 5.

Tabla 5. Análisis exploratorio de datos

Reactor	TRH	Significar	Desviación estandar	Min	Q1 (25%)	Mediana (50%)	Q3 (75%)	Máximo
AAGR	Alto	72.50	13.56	53.13	66.67	72.21	84.38	86.12
	Bajo	76.20	25.02	19.21	53.13	75.00	84.25	87.50
UASB	Alto	33.08	10.33	26.44	27.35	30.70	32.82	72.50
	Bajo	50.55	2.08	47.37	50.00	50.76	51.71	52.92
FILTRO	Alto	48.52	10.16	40.00	42.00	44.34	50.69	69.23
PERCOLADOR	Bajo	46.55	18.11	23.64	30.26	42.86	63.33	75.00

Los resultados preliminares indican que el reactor AAGR logró la mayor eficiencia de eliminación de DQO, con un promedio de 72,5%. Para evaluar más a fondo la influencia de la TRH en la eliminación de DQO, se presenta la Figura 6, que ilustra el efecto de diferentes tiempos de retención en el rendimiento de los sistemas de tratamiento.

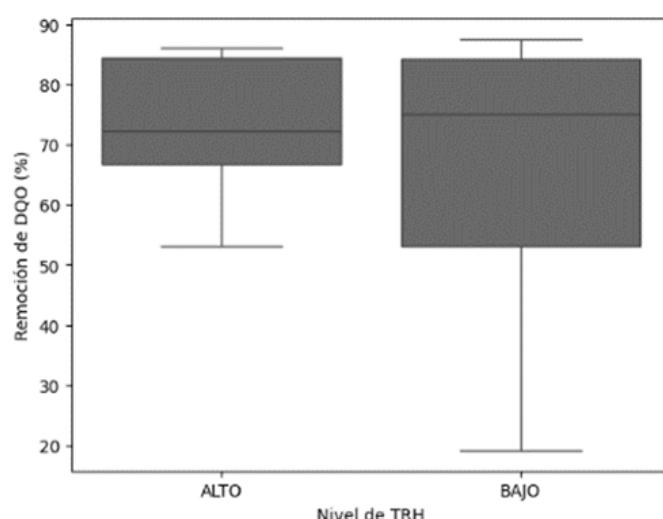


Figura 6. Diagrama de caja para los niveles de TRH en el reactor AAGR

El diagrama de caja compara la eficiencia de eliminación de DQO en el reactor AAGR bajo dos condiciones de TRH: ALTA y BAJA. Aunque la mediana de la eliminación de DQO es ligeramente mayor bajo TRH BAJA, la mayor variabilidad en los datos sugiere que el efecto de la TRH en el rendimiento del reactor no es concluyente. Además, se observan valores atípicos en ambas condiciones, lo que indica la influencia potencial de factores externos en el comportamiento del sistema.

En el caso del reactor UASB, el análisis de diagrama de caja (Figura 7) revela una mayor eficiencia de eliminación de DQO asociada con TRH BAJA, aunque con mayor variabilidad en los resultados. Por el contrario, la condición de TRH ALTA exhibe una menor eficiencia de eliminación de DQO, pero muestra una mayor consistencia en los datos, lo que sugiere un rendimiento operativo más estable.

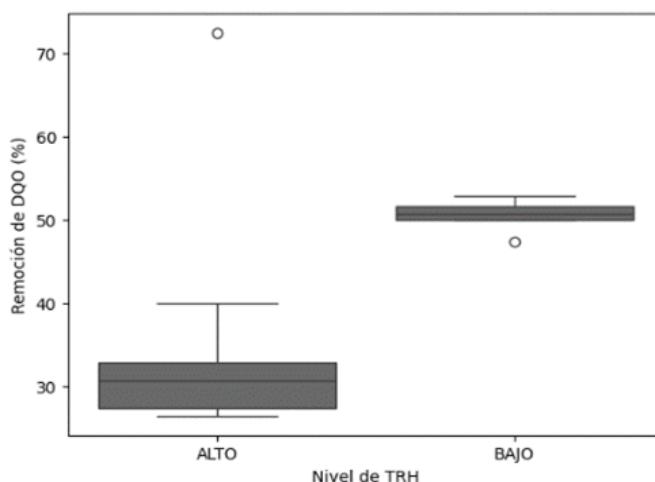


Figura 7. Diagrama de caja para los niveles de TRH en el reactor UASB

Finalmente, para el sistema de tratamiento aeróbico, representado por el filtro percolador, el diagrama de caja en la Figura 8 indica que la TRH ALTA exhibe una eficiencia media de eliminación de DQO ligeramente más alta, aproximadamente 45%, con una distribución de datos más agrupada, lo que significa una mayor consistencia en el rendimiento. Por el contrario, la TRH BAJA presenta una mediana de eliminación de DQO de alrededor del 40%, pero con una mayor dispersión de datos, lo que sugiere una mayor variabilidad en la eficiencia del tratamiento en esta condición. En ambos casos se observan valores atípicos, lo que indica posibles eventos externos o fluctuaciones operativas que pueden haber influido en la eficiencia de eliminación de DQO en casos específicos.

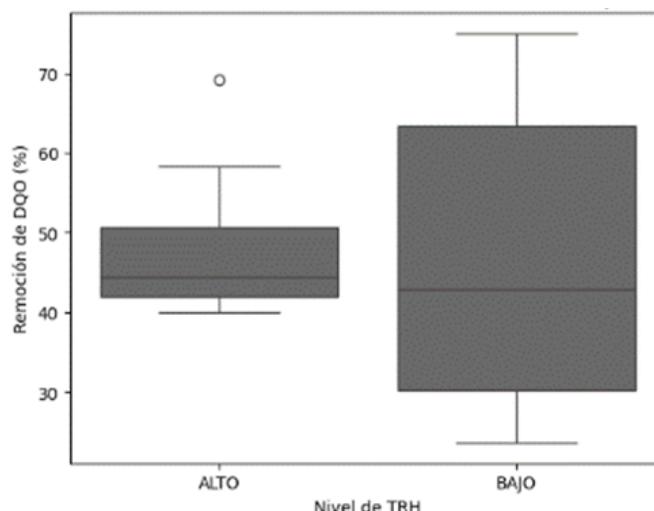


Figura 8. Diagrama de caja para los niveles de TRH en el filtro de goteo

Influencia de la TRH en cada reactor: minería de datos

Después del análisis exploratorio de los datos, se realizaron pruebas estadísticas para cada reactor para determinar si la TRH (alta o baja) influyó significativamente en la eficiencia de eliminación de DQO. Inicialmente, la normalidad de los datos se evaluó mediante la prueba de Shapiro-Wilk, mientras que la homogeneidad de las varianzas se evaluó con la prueba de Levene. Sobre la base de estos análisis preliminares, se aplicaron métodos paramétricos (ANOVA, prueba t de Student) o no paramétricos (prueba U de Mann-Whitney) según correspondiera para comparar las medias o medianas de la eficiencia de eliminación de DQO entre los dos niveles de TRH para cada reactor. Los resultados se resumen en la Tabla 6.

Tabla 6. Pruebas estadísticas para determinar la influencia de la TRH en cada reactor

Factores	Prueba de Normalidad		Prueba de Homogeneidad		Análisis de Anova			
					P	Resultado	Prueba	Valor de p
Tipo de Reactor		Shapiro-Wilk		Prueba de Levene			Paramétrico (prueba t de Student)	
							No paramétrico (U de Mann-Whitney)	
AAGR	Alto	0.616						
	Bajo	0.198	Normal	0.35	Varianzas iguales	Prueba t de Student	0.590	Sin diferencia
UASB	Alto	0.000	No normal		No applicable	Mann-		Diferencia
	Bajo	0.846	Normal					
FILTRO	Alto	0.033	No normal		No applicable	Mann-	0.649	Sin diferencia
	Bajo	0.294	Normal					

Los resultados indican que la TRH influyó significativamente en la eficiencia de eliminación de DQO solo en el reactor UASB, lo que sugiere una interacción compleja entre factores fisicoquímicos, operativos y biológicos específicos de cada sistema de tratamiento. Estos hallazgos se alinean con un estudio anterior (20), donde un reactor UASB exhibió una alta sensibilidad a las variaciones de flujo, un fenómeno explicado por la naturaleza de los procesos anaeróbicos en este sistema. En los reactores UASB, la biomasa granular es más susceptible al lavado en condiciones de baja TRH, lo que limita el tiempo de contacto requerido para la degradación efectiva de la materia orgánica. Además, las limitaciones de transferencia de masa y la cinética de reacción más lenta, que son intrínsecas a los procesos anaeróbicos, resaltan aún más la necesidad de una TRH más larga para optimizar la eficiencia de eliminación de DQO en este tipo de reactor (18).

Por el contrario, en los reactores AAGR y Trickling Filter, la falta de un efecto significativo de HRT podría atribuirse a la biomasa microbiana bien establecida y adaptada, los mecanismos eficientes

de transferencia de masa y la cinética de reacción más rápida (19). Estos factores contribuyen a una mayor estabilidad, lo que permite a los microorganismos mantener una alta actividad de degradación de la materia orgánica, incluso en condiciones de TRH más bajas. Esta estabilidad se ve reforzada por la presencia de medios de soporte en el proceso de degradación, que proporciona una superficie de unión microbiana estable, lo que garantiza un rendimiento de tratamiento eficiente en diferentes condiciones de flujo.

Además, la pequeña diferencia entre los rangos de TRH evaluados (alto y bajo) puede haber reducido la probabilidad de detectar diferencias significativas en estos sistemas. Dado que ambos niveles de TRH parecen respaldar una eficiencia de tratamiento suficiente, esto podría explicar la ausencia de efectos estadísticamente significativos en los reactores AAGR y Trickling Filter.

Análisis estadístico para determinar la influencia de los factores de ruido (pH, temperatura, alcalinidad) en la eliminación de DQO

Análisis exploratorio de datos (EDA)

El análisis descriptivo preliminar del reactor AAGR reveló una variabilidad considerable en los parámetros operativos y la eficiencia de eliminación de DQO. El pH se mantuvo dentro de un rango ligeramente ácido a neutro, con una media de 7,53 y una desviación estándar de 0,32, lo que sugiere un control adecuado de este parámetro. La temperatura mostró una fluctuación mínima, que osciló entre 16 °C y 18 °C, con una media de 17 °C. La alcalinidad mostró la mayor variabilidad, variando de 88,97 a 195,38 mg/L, con una desviación estándar de 31,56, lo que indica posibles cambios en la composición del afluente o variaciones en la dosificación química. En cuanto a la remoción de DQO, se observó una eficiencia promedio de 68,25%, con valores que oscilaron entre 19,2% y 87,5%. La distribución de estas variables se visualiza en los diagramas de caja presentados en la Figura 9.

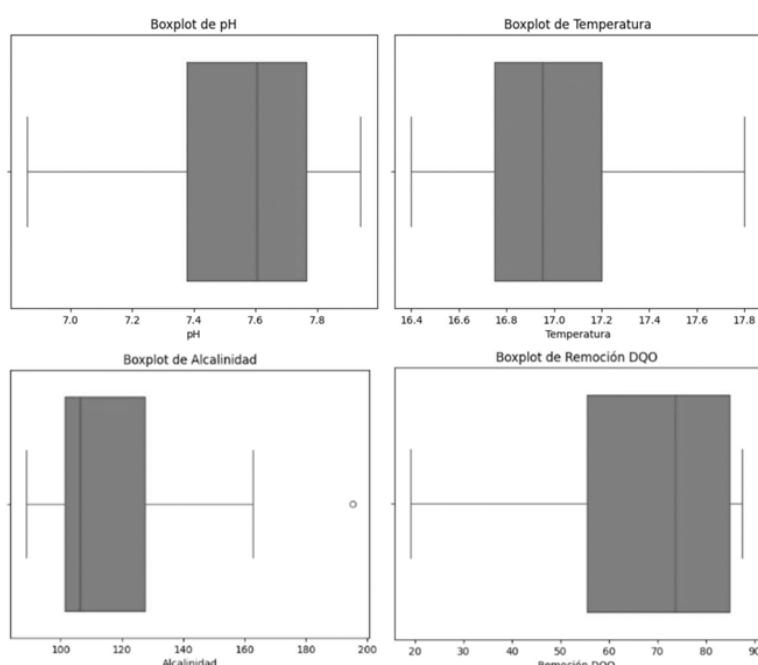


Figura 9. Diagrama de caja de pH, temperatura y alcalinidad para el reactor AAGR

El análisis descriptivo del reactor UASB mostró una variabilidad moderada en los parámetros operativos y la eficiencia de eliminación de DQO. El pH se mantuvo principalmente dentro de un rango neutro, con una media de 7,37 y una desviación estándar de 0,50. La temperatura mostró una fluctuación limitada, que osciló entre 15,5 °C y 18,1 °C, con una media de 17,11 °C. La alcalinidad, sin embargo, mostró mayor variabilidad, con valores que oscilaron entre 17,36 y 195,3 mg/L y una desviación estándar de 53,14. Esta variación puede explicarse por el proceso de degradación de la materia orgánica, donde la descomposición de compuestos orgánicos produce ácidos, como el ácido carbónico, que reaccionan con compuestos alcalinos en el agua, reduciendo los niveles de alcalinidad (21). La producción continua de ácidos y el consiguiente consumo de alcalinidad contribuyen a las fluctuaciones observadas.

La eficiencia promedio de eliminación de DQO para el reactor UASB fue de 36,87%, con valores que oscilaron entre 26,44% y 72,5%. Una desviación estándar del 11,94% indica una dispersión considerable de los datos, lo que sugiere que la eficiencia de la eliminación puede estar influenciada por factores operativos o características del afluente. La distribución de estas variables se presenta en los diagramas de caja que se muestran en la Figura 10.

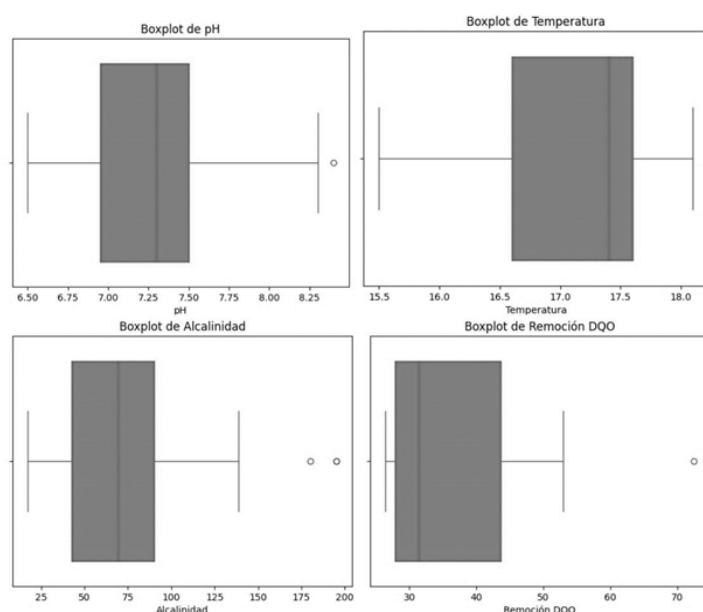


Figura 10. Diagrama de caja de pH, temperatura y alcalinidad para el reactor UASB

El análisis descriptivo del filtro percolador aeróbico reveló que el pH se mantuvo dentro de un rango ligeramente alcalino, con una media de 7,76 y una desviación estándar de 0,25, lo que indica un ambiente favorable para la actividad microbiana. La temperatura mostró una mayor variabilidad, variando de 13,9°C a 18,1°C, con una media de 16,09°C y una desviación estándar de 1,26, lo que puede sugerir fluctuaciones ambientales o cambios en las condiciones de operación. La alcalinidad también mostró una variabilidad considerable, que osciló entre 4,34 y 26,04 mg/L, con una desviación estándar de 6,36, lo que puede estar relacionado con la composición del afluente o los procesos de neutralización dentro del sistema.

En cuanto a la eficiencia de remoción de DQO, se registró un promedio de 47,38%, con valores que oscilaron entre 23,64% y 75,00%. Una desviación estándar del 14,95% indica una dispersión significativa de los datos, lo que sugiere que la eficiencia de eliminación puede estar influenciada por factores operativos o características del afluente. La distribución de estas variables se ilustra en los diagramas de caja que se muestran en la Figura 11.

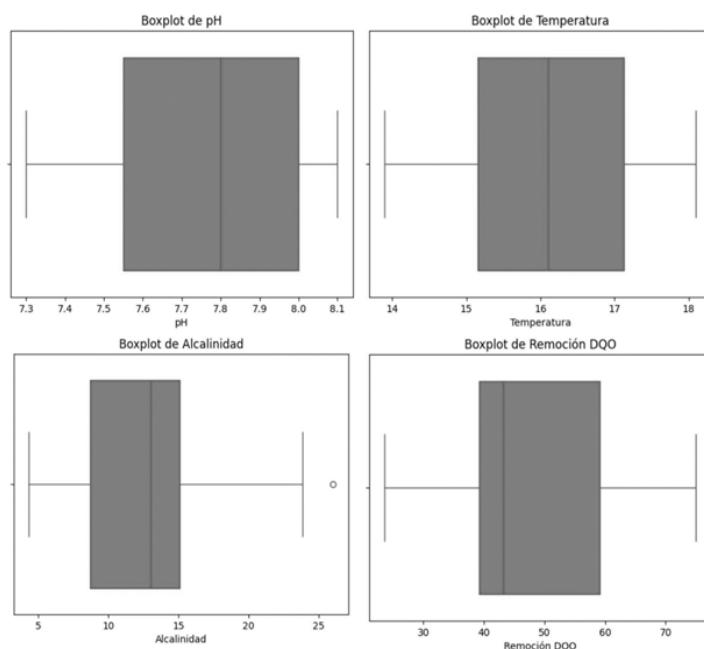


Figura 11. Diagrama de caja de pH, temperatura y alcalinidad para el reactor de filtro percolador
Influencia de los factores de ruido (pH, temperatura y alcalinidad) en la eliminación de DQO para cada reactor

Para evaluar la influencia de las variables independientes en la eficiencia de remoción de DQO en cada reactor, se ajustaron modelos de regresión, seguidos de la generación de diagramas de Pareto. Estos gráficos permitieron una representación visual de la contribución relativa de cada factor a la variabilidad observada en la eficiencia de eliminación de DQO.

Para los sistemas de tratamiento anaeróbico, los diagramas de Pareto para los reactores AAGR y UASB se presentan en las Figuras 12 y 13, respectivamente. El análisis de regresión lineal reveló que el pH es el factor dominante que influye en la eficiencia de eliminación de DQO, exhibiendo una relación inversa, lo que significa que los valores de pH más altos corresponden a tasas más bajas de eliminación de DQO. Si bien la temperatura y la alcalinidad no fueron estadísticamente significativas, aún mostraron tendencias notables. La alcalinidad tenía una relación directa con la eficiencia de eliminación de DQO, lo que sugiere que los niveles más altos de alcalinidad pueden contribuir a un ligero aumento en la degradación de la materia orgánica.

El diagrama de Pareto destaca el papel predominante del pH, demostrando su magnitud relativa en comparación con otras variables, confirmando así la importancia de la optimización del pH para mejorar la eficiencia de eliminación de DQO en reactores AAGR y UASB.

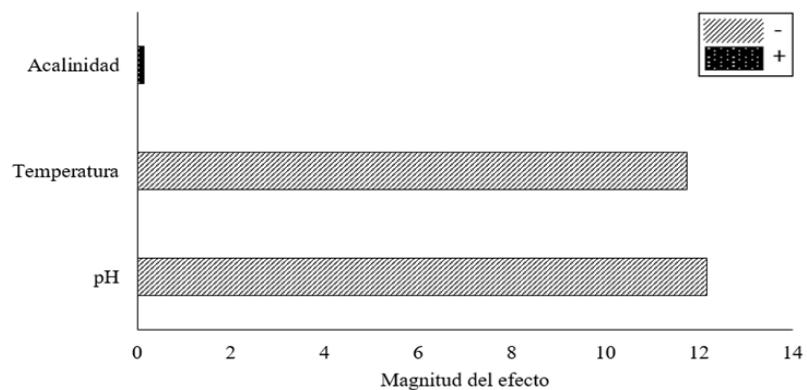


Figura 12. Influencia del pH, la temperatura y la alcalinidad en el reactor AAGR

La relación inversa entre el pH y la eficiencia de eliminación de DQO en los reactores AAGR y UASB se puede atribuir a factores biológicos y químicos. Un aumento del pH puede inhibir las comunidades microbianas responsables de la degradación de la materia orgánica, ya sea directamente o favoreciendo la proliferación de poblaciones bacterianas competidoras (22).

Además, los niveles elevados de pH pueden alterar la química del sistema, afectando la disponibilidad de nutrientes, la formación de compuestos tóxicos y la estabilidad de los flóculos microbianos, todo lo cual puede afectar negativamente la eficiencia de eliminación de DQO (23).

La relación inversa entre la temperatura y la eficiencia de eliminación de DQO podría explicarse por el hecho de que, aunque las temperaturas más altas generalmente mejoran las reacciones biológicas, también pueden afectar negativamente la actividad microbiana, particularmente en condiciones psicrófilas, como las bajas temperaturas ambientales en Pasto (24).

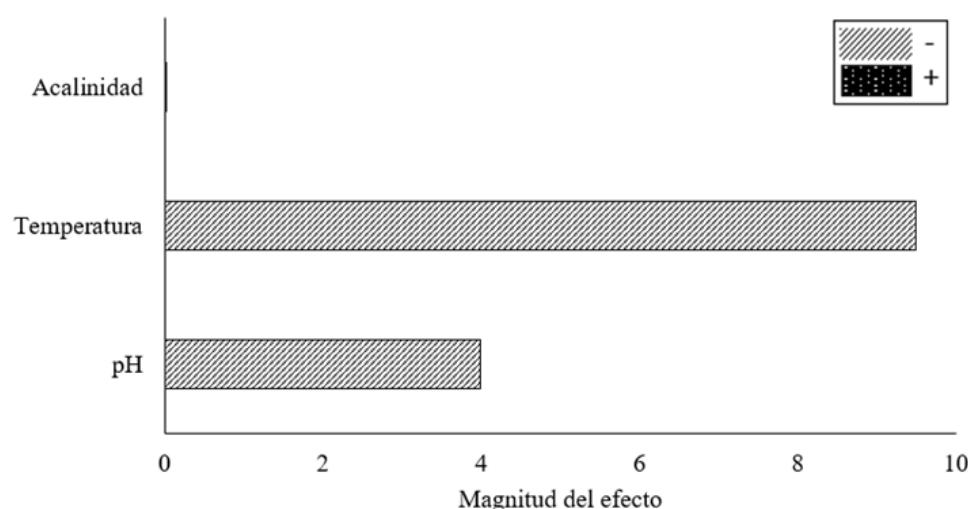


Figura 13. Influencia del pH, la temperatura y la alcalinidad en el reactor UASB

Por el contrario, la relación directa observada entre la alcalinidad y la eficiencia de eliminación de DQO sugiere que un ambiente más alcalino puede mejorar la degradación de la materia orgánica. La alcalinidad actúa como un amortiguador de pH, ayudando a mantener condiciones estables para la actividad microbiana (24). Además, algunos procesos de degradación biológica requieren iones alcalinos como cofactores enzimáticos, lo que puede explicar el aumento de la eficiencia de eliminación de DQO observado con niveles más altos de alcalinidad (25).

Para el sistema aeróbico, representado por el filtro percolador, el diagrama de Pareto se muestra en la Figura 14. El análisis de regresión lineal para el filtro percolador confirmó que el pH es el determinante clave en la eficiencia de eliminación de DQO, mostrando una relación inversa significativa: los niveles de pH más altos corresponden a una menor eficiencia de eliminación. Aunque la alcalinidad mostró una tendencia positiva, su efecto no fue estadísticamente significativo, lo que sugiere que su influencia en la eficiencia de eliminación de DQO puede ser limitada o depender de otros factores. La temperatura no tuvo un efecto significativo en este sistema.

El gráfico de Pareto refuerza el fuerte impacto del pH, ya que su tamaño de efecto es significativamente mayor que el de las otras variables. El análisis de los tres reactores biológicos (AAGR, UASB y filtro percolador) confirma el papel crucial del pH como factor determinante en la eficiencia de eliminación de DQO. En todos los casos, el pH ejerció una influencia significativa, destacando la necesidad de estrategias de regulación del pH. El control efectivo del pH se puede lograr a través de varios métodos, incluida la adición de agentes neutralizantes (ácidos o bases), sistemas de recirculación de lodos o etapas de pretratamiento que ajustan el pH del afluente (26).

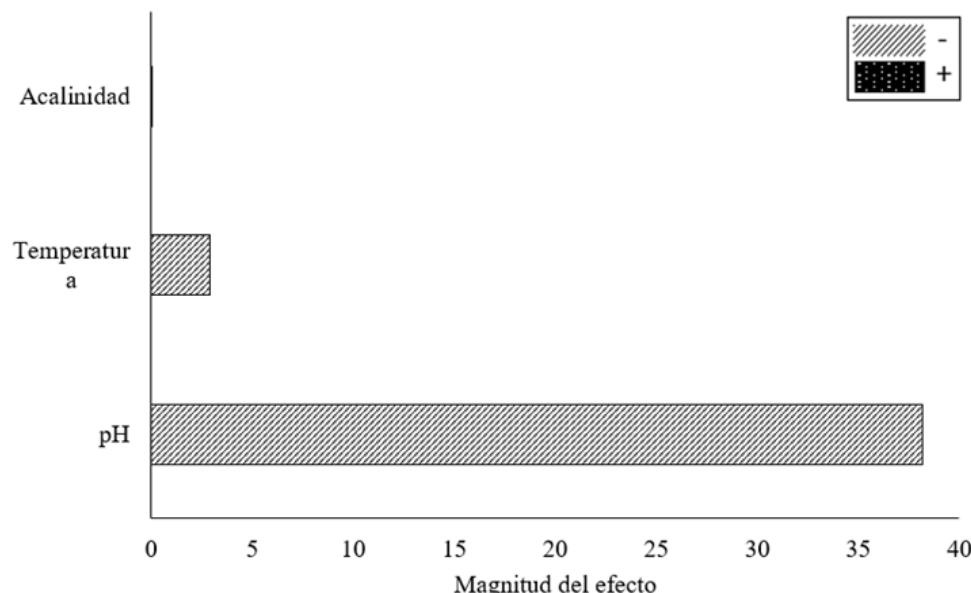


Figura 14. Influencia del pH, la temperatura y la alcalinidad en el filtro percolador

Análisis estadístico para procesos de optimización en cada reactor

Se utilizaron modelos de regresión lineal múltiple para optimizar la operación del reactor, con el objetivo de maximizar la eficiencia de eliminación de DQO correlacionándola con el pH, la temperatura y la alcalinidad. Los valores operativos óptimos identificados a través de estos modelos se presentan en la Tabla 6.

Tabla 6. Condiciones óptimas de funcionamiento para cada reactor

REACTOR	pH (unidades)	Temperatura (°C)	Alcalinidad (mg/L)	Eliminación de DQO (%)
AAGR	6.86	16.40	195.30	96.52
UASB	6.50	15.50	195.30	79.51
FILTRO PERCOLADOR	7.30	13.90	4.34	71.35

El reactor AAGR logró la mayor eficiencia de eliminación de DQO (96,52%) en condiciones ligeramente ácidas (pH 6,86), una temperatura de 16,40 °C y una alcalinidad de 195,30 mg/L. Estos resultados sugieren que un ambiente ligeramente ácido y una alcalinidad elevada mejoran la actividad microbiana, promoviendo la degradación de la materia orgánica. Para el reactor UASB, la remoción de DQO alcanzó el 79,51% en condiciones de alcalinidad similares (195,30 mg/L), pero con un pH más ácido (6,50) y una temperatura ligeramente más baja (15,50°C). Esta diferencia en las condiciones óptimas puede atribuirse a la composición de la comunidad microbiana distinta en los reactores UASB, que están adaptados a ambientes más ácidos y temperaturas más bajas (22).

Una tendencia similar se informó en un estudio realizado en México (27) donde los reactores UASB utilizados para el tratamiento de aguas residuales domésticas y sintéticas lograron eficiencias de eliminación de DQO que oscilaron entre el 76% y el 88%, lo que demuestra su alta eficiencia y potencial cuando se integran en un tren de tratamiento.

Finalmente, el filtro percolador aeróbico logró una eficiencia de eliminación de DQO del 71,35%, pero en condiciones notablemente diferentes. El pH óptimo fue ligeramente alcalino (7,30), la temperatura fue la más baja entre los tres sistemas (13,90 ° C) y la alcalinidad fue significativamente menor (4,34 mg / L). Estos hallazgos indican que el filtro percolador es menos sensible a las variaciones de alcalinidad y puede operar de manera eficiente dentro de un rango de pH más amplio pero a temperaturas más bajas, alineándose con las condiciones ambientales de Pasto.

Los filtros percoladores aeróbicos son generalmente menos eficientes que los reactores anaeróbicos para eliminar la DQO de las aguas residuales debido a varios factores, incluida la naturaleza de la materia orgánica, las condiciones de funcionamiento del filtro y la formación de biopelículas, que pueden limitar la eficiencia de degradación. Por el contrario, los procesos anaeróbicos, debido a sus diversas comunidades microbianas y condiciones de funcionamiento, pueden degradar una gama más amplia de compuestos orgánicos, lo que conduce a una mayor eficiencia de eliminación de DQO (28). Estos hallazgos se alinean con los resultados de este estudio, donde a pesar del proceso de aclimatación más rápido en el sistema aeróbico, los reactores anaeróbicos lograron mayores eficiencias de eliminación de DQO.

Conclusiones

El pH es el factor principal que influye en la eficiencia de eliminación de DQO en los tres sistemas de tratamiento (AAGR, UASB y filtro percolador). El análisis estadístico y los diagramas de Pareto

confirman el fuerte impacto del pH, destacando la necesidad de regulación y control del pH para optimizar estos procesos de tratamiento.

La temperatura y la alcalinidad exhibieron efectos variables y menos significativos en la eliminación de DQO, según el tipo de reactor. Si bien se observaron tendencias, su influencia estadística fue inconsistente en los tres sistemas.

El tiempo de retención hidráulica (HRT) afectó significativamente la eliminación de DQO solo en el reactor UASB. La mayor sensibilidad de este sistema a las variaciones de flujo, debido a la naturaleza de los procesos anaeróbicos y la susceptibilidad de la biomasa granular al lavado, subraya la importancia de la optimización de la TRH para lograr una degradación eficiente de la materia orgánica en los reactores UASB.

Los modelos de regresión lineal múltiple demostraron ser herramientas valiosas para identificar condiciones óptimas de pH, temperatura y alcalinidad que maximizan la eficiencia de eliminación de DQO en cada reactor. Estos modelos permiten predecir el rendimiento del tratamiento en función de las condiciones operativas, facilitando la toma de decisiones y la optimización del proceso.

La aclimatación al inóculo es un paso crucial en la puesta en marcha de los reactores biológicos. El período de adaptación de las comunidades microbianas a las condiciones del sistema y el tipo de materia orgánica varía según el origen del inóculo y las características del reactor. La aclimatación es generalmente más larga en los sistemas anaeróbicos debido a la complejidad metabólica de los microorganismos anaeróbicos.

Los hallazgos de este estudio se pueden aplicar para optimizar los sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas, particularmente en regiones con condiciones ambientales similares. Una mejor comprensión de los mecanismos de degradación de la materia orgánica en condiciones psicrófilas permite diseñar procesos de tratamiento más eficientes y sostenibles, reduciendo los costos operativos y mejorando la calidad del efluente a través de la integración de varios sistemas de tratamiento.

Recomendaciones e investigaciones futuras

Con base en este estudio, la investigación futura debería explorar la viabilidad de combinar sistemas de tratamiento, como reactores UASB seguidos de un sistema aeróbico. La literatura sugiere que este enfoque integrado tiene un alto potencial para la eficiencia de eliminación de DQO y podría mejorar el rendimiento general del tratamiento.

Además, en los estudios comparativos entre diferentes reactores, es crucial estandarizar las condiciones de operación en todos los sistemas. Garantizar parámetros operativos idénticos garantiza comparaciones confiables y significativas, mejorando la precisión de las evaluaciones de rendimiento entre diferentes tecnologías de tratamiento.

Declaración de contribución de autoría de CreditT

Conceptualización - Ideas: Gloria Lucía Cárdenas Calvachi, Paola Andrea Ortega Guerrero. **Curación de datos:** Gloria Lucía Cárdenas Calvachi, Paola Andrea Ortega Guerrero, Jennifer Jiménez Paz. **Análisis formal:** Jennifer Jiménez Paz, Carol Julieth Montezuma. **Adquisición de financiamiento:** Gloria Lucía Cárdenas Calvachi, Paola Andrea Ortega Guerrero. **Investigación:** Gloria Lucía Cárdenas Calvachi, Paola Andrea Ortega Guerrero. **Metodología:** Gloria Lucía Cárdenas Calvachi, Paola Andrea Ortega Guerrero. **Dirección de Proyecto:** Gloria Lucía Cárdenas Calvachi, Paola Andrea Ortega Guerrero. **Recursos:** Gloria Lucía Cárdenas Calvachi, Paola Andrea Ortega Guerrero. **Software:** Carol Julieth Montezuma. **Supervisión:** Jennifer Jiménez Paz. **Validación:** Gloria Lucía Cárdenas Calvachi, Paola Andrea Ortega Guerrero, Jennifer Jiménez Paz. **Escritura - borrador original - Elaboración:** Carol Julieth Montezuma, Jennifer Jiménez Paz. **Escritura - revisión y edición - Elaboración:** Carol Julieth Montezuma, Jennifer Jiménez Paz.

Financiamiento: Universidad Mariana. Conflicto de intereses: no declara. Aspecto ético: no declara

Referencias

1. Muñoz A. Caracterización y tratamiento de aguas residuales. [Internet] [Tesis de pregrado, Monografía]. [Hidalgo]: Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo; 2008. Available from: http://dgsa.uaeh.edu.mx:8080/bibliotecadigital/bitstream/handle/231104/514/Caracterizacion_y_tratamiento_de_aguas_residuales.pdf?sequence=1
2. Segura E. Estudio De Antecedentes Sobre La Contaminación Hídrica En Colombia [Internet]. Bogotá; 2015 [cited 2024 Oct 22]. Available from: https://www.academia.edu/29770726/ESTUDIO_DE_ANTECEDENTES_SOBRE_LA_CONTAMINACI%C3%93N_H%C3%8DDRICA_EN_COLOMBIA
3. Vargas AKN, Calderón J, Velásquez D, Castro M, Núñez DA. Análisis de los principales sistemas biológicos de tratamiento de aguas residuales domésticas en Colombia. Ingeniare Revista chilena de ingeniería [Internet]. 2020; 28:315–22. Available from: <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-33052020000200315>
4. Jaramillo MF, Cardona Zea DA, Galvis A. Reutilización de las aguas residuales municipales como estrategia de prevención y control de la contaminación hídrica. Caso de estudio: Cuencas de los ríos Bolo y Frayle (Colombia). inycomp [Internet]. 1 de julio de 2020 [cited 2025 Oct 2]; 22(2):1-21. Available from: https://revistaingenieria.univalle.edu.co/index.php/ingenieria_y_competitividad/article/view/9412
5. Rudsari AK, Mousazadehgavan M, Jouneghani MS, Ghanbari R, Jamali H, Soltani RDC, et al. Evaluación del rendimiento del tratamiento a largo plazo de un biorreactor de membrana anaeróbica sumergido para el tratamiento fenólico de aguas residuales. Agua, aire, suelo, contaminación [Internet]. 1 de diciembre de 2025 [citado el 30 de septiembre de 2025]; 236(12):1–15. Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11270-025-08401-4>

6. Cecconet D, Mainardis M, Callegari A, Capodaglio AG. Tratamiento psicrófilo de aguas residuales municipales con un sistema combinado UASB/ASD, y perspectivas para mejorar la sostenibilidad de las EDAR urbanas. *Quimiosfera* [Internet]. 2022;297:134228. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653522007214>
7. Enríquez Hidalgo A, Jurado Eraso M. Análisis del arranque y estabilización de un biodigestor anaerobio Taiwán en condiciones psicrófilas en el SENA (Nariño-Colombia). *Rev UNIMAR* [Internet]. 2016 [cited 2025 Sep 30]; 34(1):243–59. Available from: <https://revistas.umariana.edu.co/index.php/unimar/article/view/1148/3352>
8. Torres P, Cardoso A, Rojas O. Mejoramiento de la Calidad de Lodos Anaerobios. Influencia de la Adición de Cloruro Férrico. *inycomp* [Internet]. 6 de junio de 2004 [cited 2025 Oct 2]; 5(2):23–31. Available from: https://revistaingenieria.univalle.edu.co/index.php/ingenieria_y_competitividad/article/view/2293
9. Jerson Castro, Cecilio Cabrera, Teresa Gonzales. Remoción de materia orgánica en reactor anaerobio de manto de lodos de flujo ascendente en el tratamiento de aguas residuales del Camal-Huancavelica. 2019 Sep [cited 2024 Mar 17]; Available from: http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1810-634X2019000300008
10. Cárdenas G, Sánchez O. Nitrógeno en aguas residuales: orígenes, efectos y mecanismos de remoción para preservar el ambiente y la salud pública [Internet]. Vol. 15, Año. 2013 Jun [cited 2024 Oct 16]. Available from: <http://www.scielo.org.co/pdf/reus/v15n1/v15n1a07.pdf>
11. Chen A, Arias J, Deago E. Digestividad anaeróbica en reactores batch de lodos orgánicos de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Juan Díaz. *apanac* [Internet]. Available from: <https://revistas.utp.ac.pa/index.php/apanac/article/view/3231%0A>
12. Muñoz A. Caracterización y tratamiento de aguas residuales. 2008 [cited 2024 Jul 16]; Available from: <http://dgsa.uaeh.edu.mx:8080/bibliotecadigital/bitstream/handle/231104/514/?sequence=1>
13. García BC, Delgado RA. Desempeño de un filtro percolador a escala de laboratorio en condiciones psicrófilas, para el tratamiento de aguas residuales urbanas del municipio de Pasto. [Internet] [Tesis de pregrado, trabajo de investigación]. Universidad Mariana; 2024 [cited 2025 Oct 1]. Available from: <https://repositorio.umariana.edu.co/items/c48d64c9-2f3c-4c6a-8ab1-ced10026a2b5>
14. Estrada Esquivel AL. Clasificación de variables. *CISA* [Internet]. 8 de mayo de 2023 [citado 22 de octubre de 2024]; 4(4):43–53. Disponible en: <https://revista-cisa.com/index.php/cisa/article/view/32/41>
15. Restrepo A, C. Rodríguez D, A. Peñuela G. Eficiencia de un reactor SBR para la remoción de la materia orgánica presente en el agua residual de una industria de teñido de flores [Internet]. Vol. 34, *Revista ION*. scieloco; 2021. p. 47–59. Available from: http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-100X2021000100047&nrm=iso

16. Zúñiga Hernández EM, Ramos López MÁ, Zavala Gómez CE, Campos Guillén J, Ledesma García J, Arriaga Hurtado LG, et al. Caracterización de comunidades bacterianas establecidas en un reactor biológico fijo para el tratamiento de efluentes domésticos. *Nova Scientia* [Internet]. 2023 Jun 15 [cited 2024 Oct 22]; 15(31):1–23. Available from: <https://novascientia.lasallebajio.edu.mx/ojs/index.php/Nova/article/view/3095>
17. Ferrer SJC, Núñez DGG, Piñango JL, González GAH. Eficiencia de un tratamiento aeróbico para la eliminación de materia orgánica en efluentes textiles mediante reactores biológicos. *Revista de Gestão - RGSA* [Internet]. 3 de abril de 2024; 18 (6 SE-): e05506. Disponible en: <https://rgsa.openaccesspublications.org/rgsa/article/view/5506>
18. Novelo RM, Mena Velázquez R, René E, Borges C, Rosa M, Riancho S. Evaluación de un reactor UASB para aguas porcinas inoculado con líquido ruminal [Internet]. Vol. 17. 2013 [cited 2024 Oct 22]. Available from: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=46729718004>
19. Manrique L, Vera M, Peláez M. Evaluación de inóculos para la digestión anaerobia de aguas residuales domésticas en condiciones del Piedemonte Amazónico [Internet]. UniversidadAmazonia; 2012 [cited 2024 Oct 22]. Available from: https://assets-eu.researchsquare.com/files/rs-318961/v1_covered.pdf?c=1631860128
20. Owusu I, Plaza E, Cetecioglu Z. Un estudio a escala piloto de reactores anaeróbicos basados en gránulos para la recuperación de biogás de aguas residuales municipales en condiciones submesófilas. *Bioresour Technol* [Internet]. 1 de octubre de 2021 [citado el 22 de octubre de 2024];337. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852421007719>
21. Sánchez G, Ramírez J, James A, Deago E, Villarreal J. Evaluación del potencial de lodos orgánicos carbonizados de una planta de tratamiento de aguas residuales para el mejoramiento de suelos. *Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología – APANAC* [Internet]. 2021 Jun 29 [cited 2024 Oct 22]; 292–9. Available from: <https://www.semanticscholar.org/paper/Evaluaci%C3%B3n-del-potencial-de-lodos-org%C3%A1nicos-de-una-S%C3%A1nchez-Ram%C3%ADrez/0243a9c534fc6a6e782729199b8966390293867d>
22. Vélez Meza E. Análisis del reactor anaeróbico de flujo ascendente (uasb) para aprovechamiento energético en pequeñas Unidades Agroproductivas en Imbabura [Internet] [Tesis de pregrado en Internet]. Universidad Técnica del Norte; 2020. Available from: <https://repositorio.utn.edu.ec/handle/123456789/10360>
23. Perez A, Torres P. Indices de alcalinidad para el control del tratamiento anaerobio de aguas residuales fácilmente acidificables. *UniversidadValle* [Internet]. 2008 Nov 6 [cited 2024 Oct 22];10. Available from: <https://bibliotecadigital.univalle.edu.co/entities/publication/b9155fe0-8fd1-4dce-8d4a-2090da860c58>
24. Behling E, Caldera Y, Marin J, Rincon N, Fernandez N. Eficiencia de un reactor anaeróbico en el tratamiento del efluente de una tener ía [Internet]. [Maracaibo]: UniversidadZulia; 2005 [cited 2024 Oct 22]. Available from: <https://produccioncientificaluz.org/index.php/boletin/article/view/33>

25. López A, De La Barrera F, Vallejo R. Acoplamiento de un sistema Anaerobio/Aerobio para el tratamiento de agua residual de rastro [Internet]. Vol. 4, Revista Latinoamericana de Recursos Naturales. 2008 [cited 2024 Oct 22]. Available from: https://www.researchgate.net/publication/305993345_Acoplamiento_de_un_sistema_AnaerobioAerobio_para_el_tratamiento_de_agua_residual_de_rastro
26. Amaya F, Cañon A, Aviles O. Control De Ph Para Planta De Tratamiento De Aguas Residuales [Internet]. 2004 [cited 2024 Oct 22]. Available from: <https://www.redalyc.org/pdf/911/91101409.pdf>
27. Martínez-Santacruz Cindy Yajaira, Herrera-López David, Gutiérrez-Hernández Rubén Fernando, Bello-Mendoza Ricardo. Tratamiento de agua residual doméstica mediante un reactor RAFA y una celda microbiana de combustible. Rev. Int. Contam. Ambient [Internet]. 2016 Ago [cited 2025 Oct 02] ; 32(3): 267-279. Available from: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992016000300267&lng=es
28. Elsayed A, Laqa Kakar F, Mustafa Abdelrahman A, Ahmed N, AlSayed A, Sherif Zagloul M, et al. Mejora de la eficiencia de la digestión anaeróbica: una revisión exhaustiva de las tecnologías innovadoras de intensificación. Energy Convers Manag [Internet]. 2024;320:118979. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0196890424009208>