

Eficiencia de bioportadores de PET reciclado en reactores biológicos de lecho móvil para el tratamiento de aguas residuales municipales

Efficiency of recycled PET biocarriers in moving bed biological reactors for municipal wastewater treatment

Noemi Huaman-Buitron ¹, Walter Gómez-Lora ², Noé Zamora-Talaverano ³,
Evilson Jaco-Rivera ⁴

¹Instituto Especializado de Investigación y Gestión del Agua (INEIGA), Universidad Nacional Federico Villarreal (UNFV), Cercado de Lima 15082, Perú.

E-mail: ¹a12015017153@unfv.edu.pe, ²ajgomez@unfv.edu.pe, ³nzamora@unfv.edu.pe, ⁴evilson.jaco@estudiantat.upc.edu

*Autor para correspondencia

Recibido: 07/06/2024

Aceptado: 26/07/2024

Publicado: 31/07/2024

Citar como: Huaman-Buitron, N., Gómez-Lora, W., Zamora-Talaverano, N., Jaco-Rivera, E. 2024. Efficiency of recycled PET biocarriers in moving bed biological reactors for municipal wastewater treatment. *Ingeniería del agua*, 28(3), 213-236. <https://doi.org/10.4995/ia.2024.21862>

RESUMEN

En el presente artículo se evalúa la eficiencia de bioportadores de polietileno tereftalato (PET) reciclado para el tratamiento de aguas residuales municipales en reactores MBBR. En marco del objetivo, se caracterizó el agua residual y se estabilizó el proceso en los biorreactores experimentales hasta el desarrollo de la biopelícula. Posteriormente, se operó el sistema experimental a diferentes proporciones de llenado (50 % y 30 %) y tiempos de retención hidráulica (TRH) de 6 y 8 horas. Finalmente se analizó la calidad del efluente mediante la medición de temperatura, pH, DQO, DBO₅, SST y Turbidez. Como resultado, se logró la formación de una biopelícula esponjosa poco compacta y delgada en tres semanas, con una remoción promedio de 81.80 % para DBO₅, 78.44 % para DQO, 85.96 % para SST y 94.13 % para turbidez. Además, se comprobó que el factor de llenado tuvo efectos estadísticamente significativos y contribuyó más en la remoción de DBO₅ y SST, mientras que el TRH fue más influyente en la remoción de DQO. Se concluye que los bioportadores de PET son eficientes y, según estándares normados, el efluente tratado es apto para ser vertido a un cuerpo hídrico natural y/o ser reutilizado para el riego de áreas verdes restringidas al público o de contacto indirecto u ocasional.

Palabras clave | bioportadores; polietileno tereftalato (PET); reactor biológico de lecho móvil; agua residual municipal.

ABSTRACT

The present research evaluates the efficiency of recycled polyethylene terephthalate (PET) biocarriers for the treatment of municipal wastewater in MBBR reactors. As part of the objective, the wastewater was characterized, and the process was stabilized in the experimental bioreactors until biofilm development. Subsequently, the experimental system was operated at different filling ratios (50 % and 30 %) and hydraulic retention times (HRT) of 6 and 8 hours. Finally, the quality of the effluent was analyzed by measuring temperature, pH, COD, BOD₅, TSS and Turbidity. As a result, the formation of a loose and thin spongy biofilm was achieved in three weeks, with an average removal of 81.80 % for BOD₅, 78.44 % for COD, 85.96 % for TSS and 94.13 % for turbidity. In addition, it was found that the filling factor had statistically significant effects and contributed more to the removal of BOD₅ and TSS, while HRT was more influential in the removal of COD. It is concluded that PET biocarriers are efficient and, according to normative standards, the treated effluent is suitable to be discharged into a natural water body and/or to be reused for the irrigation of green areas restricted to the public or of indirect or occasional contact

Key words | biocarriers; polyethylene terephthalate (PET); moving bed biological reactor; municipal wastewater.

INTRODUCCIÓN

La disposición final de aguas residuales sin tratamiento previo es aún una problemática que aqueja a todos los países del mundo de todos los niveles económicos ya que, según la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO, 2017), en promedio, los países de altos ingresos tratan alrededor del 70% de las aguas residuales municipales e industriales que producen, mientras que en los países de ingresos medios-altos y medios-bajos este promedio cae a un 38% y 28% respectivamente, y en los países de ingresos bajos solo reciben algún tratamiento el 8% de las aguas residuales generadas; estos reportes sostienen la estimación de la Organización las Naciones Unidas (ONU), de que en el mundo más del 80% de las aguas residuales no reciben tratamiento antes de su vertimiento o reúso, lo que ocasiona no sólo la afectación de los ecosistemas sino enfermedades y muertes prematuras, costando al Producto Bruto Interno (PBI) del los países varios cientos de miles de millones de dólares al año.

En Perú, en las regiones se encuentra una situación preocupante en cuanto a la provisión de agua potable y de servicios de saneamiento. Según estimaciones de cobertura al 2020, se reporta que el 89.2% de la población urbana del Perú tiene acceso al servicio de alcantarillado sanitario u otra forma de disposición sanitaria de excretas y de la población rural del país solo el 30.2%; asimismo, en general se estimó que alrededor de 7.5 millones de peruanos (23.2% de la población peruana) carecen de acceso a este servicio. En este contexto, es preciso resaltar que en el año 2020 las inversiones para los proyectos de saneamiento se vieron afectadas por las restricciones implementadas por la COVID-19 (Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento [MVCS], 2021, p. 80). En cuanto al tratamiento de aguas residuales, el MVCS (2021) reporta que al 2020 la porción de agua residual recolectada que reciben tratamiento supera al 90% en Lima Metropolitana y Callao, al 55% en las otras ciudades urbanas y al 67% en el ámbito rural; y la tasa de tratamiento de las aguas residuales, en conjunto, se estima alrededor del 70% (p. 274).

De acuerdo con lo expuesto previamente, se evidencia que uno de los principales problemas en la gestión de aguas residuales es la cobertura insuficiente del servicio de alcantarillado. Actualmente en el Perú, las Empresas Prestadoras de Servicios de Saneamiento (EPS) se encargan de gestionar y administrar los sistemas de alcantarillado que transportan las aguas residuales o negras a las PTAR dentro de sus ámbitos de operación, en el sector urbano; al respecto, según el Organismo Técnico de la Administración de los Servicios de Saneamiento (OTASS) se cuenta con 50 EPS a lo largo de todo el país, que en su mayoría son administradas por las municipalidades. Estas EPS cubren un ámbito de 260 localidades del Perú, de las cuales 96 no cuentan con una PTAR por lo que sus aguas residuales crudas se vierten directamente a los drenes, ríos, mares o se utilizan para riego no autorizado (Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento [SUNASS], 2022); además, la SUNASS reportó que estas localidades vertieron a algún cuerpo de agua un total de 267.29 millones m³/año de aguas residuales sin tratamiento en el 2020. Este escenario se vuelve más crítico cuando se examina la situación de las municipalidades y Juntas Administradoras del Servicio de Saneamiento, en el ámbito rural. (Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento, 2017).

Otro de los problemas en la gestión de las aguas residuales es que existe un déficit en el tratamiento, una práctica fundamental para evitar la contaminación de los ecosistemas y la generación de focos infecciosos que dañan la salud de las personas. En general, las EPS se han vuelto ineficientes y no brindan un servicio de calidad en el tratamiento de aguas residuales municipales debido a que los efluentes son tratados en PTAR con tecnología limitada (SUNASS, 2022), lo que aunado al incremento de la población expone a las plantas a sobrecargas de diseño dificultando así la entrega de un efluente de alta calidad que no exceda los valores de los Límites Máximos Permisibles (LMP) y los aún más exigentes Estándares de Calidad Ambiental (ECA).

En atención a la problemática expuesta, de no ejecutarse acciones preventivas y de control, la SUNASS afirma que el logro de los objetivos de protección en 67 ecosistemas de igual número de cuerpos receptores se verán interferidos poniendo además en riesgo la salud pública, puesto que la descarga directa de aguas residuales sin tratamiento previo en los cuerpos receptores (ríos, lagos, quebradas secas o mares) es una de las fuentes más importante de contaminación no solo de los diversos ecosistemas existentes sino también de las fuentes de agua, tanto superficiales como subterráneas, que amenaza la sostenibilidad del recurso y pone en riesgo la salud de las personas. Asimismo, el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA, 2020) sustenta que la tendencia de liberación de grandes cantidades de aguas residuales en el medio ambiente sin tratamiento adecuado plantea graves riesgos para el medio ambiente y la salud humana, ya que las comunidades están expuestas a aguas contaminadas o aguas residuales que contienen bacterias y virus, incluido el de la COVID-19.

Asimismo, la SUNASS (2016) resalta como una de las principales causas del tratamiento inadecuado de las aguas residuales urbanas, la insuficiencia de investigación y desarrollo de mejoras tecnológicas en el tratamiento de aguas residuales apropiadas para la realidad del país (p. 13); teniendo en cuenta ello, se plantea que el desarrollo de tecnologías de bajo costo y de fácil operación con métodos de tratamiento de aguas residuales eficientes es crucial para hacer frente a los problemas de saneamiento en el país. Es en esta premisa que se enmarca el objetivo de la presente investigación puesto que se propone evaluar un sistema de tratamiento de aguas residuales municipales que promueve una economía circular entre los residuos plásticos y las aguas residuales para contribuir con el manejo de las aguas residuales urbanas y/o rurales.

Entre los métodos más utilizados para el tratamiento de aguas residuales se encuentran los procesos biológicos, siempre que sea aplicable, puesto que constituyen una alternativa efectiva con costos económicos de operación en comparación con otros procesos (Arnáiz *et al.*, 2000; Orozco, 2005). De acuerdo con Noyola *et al.* (2013), uno de los métodos biológicos que viene tomando una creciente importancia por brindar una solución eficiente es el Reactor de Biopelícula de Lecho Móvil, conocido como MBBR por sus siglas en inglés (*Moving Bed Bio-Reactor*), cuyo principio básico es el crecimiento de biomasa en bioportadores pequeños que se desplazan en el reactor a través de la agitación provocada por un sistema de aireación permitiendo la concentración de microorganismos en el licor mezclado; asimismo, este método presenta una serie de características y ventajas innovadoras sobre los sistemas convencionales por ser una técnica de diseño compacto que permite el ahorro de espacio y reducción de costos de mantenimiento e instalación, automatización completa, arranques graduales y ampliación simple de la capacidad de tratamiento, menor generación de fangos en exceso, no requiere recirculación de lodos, evita problemas de *bulking*, entre otros (Mcquarrie y Boltz, 2011; Sharmila, 2017); además, gracias sus ventajas del MBBR es una buena opción para comunidades de bajos ingresos ya que su bajo costo de instalación y mantenimiento lo hace ideal para áreas con limitaciones de recursos, y su operación sencilla y robusta reduce la necesidad de personal capacitado, contribuyendo así a mejorar la salud pública en estas comunidades Kamstra *et al.* (2017). Dado que el portador de biopelícula es el elemento clave de la tecnología MBBR, la selección del portador se centra en el material, la rugosidad de la superficie y el área de la superficie para optimizar la tasa de crecimiento de las membranas biológicas; al respecto, actualmente existen muchos materiales estudiados para ser aplicados como portador en la tecnología MBBR, tales como plástico, espuma, carbón activado, fibra y cerámica, etc. (Nhut *et al.*, 2019), pero los fabricantes comerciales ofrecen piezas principalmente de plástico PEAD o PP (polipropileno) y tienen un costo muy alto para los países que tienen la necesidad de importar (Oliveira *et al.*, 2019). Ante ello, se busca evaluar un medio de soporte alternativo con la expectativa de que estos resulten efectivos en la remoción de contaminantes orgánicos, similar a los productos comerciales, de modo que, es posible que los plásticos reciclados de alta densidad, como el PET o el HDPE, y /o el LDPE, puedan usarse como soporte para la formación de biopelículas, siempre que estos materiales cumplan con las características para optimizar el crecimiento de la biopelícula.

Es importante precisar que el uso de plásticos reciclados como material para el tratamiento de aguas residuales contribuye también positivamente con la problemática de los residuos sólidos plásticos, que es una preocupación global y local debido a su continuo crecimiento y su impacto negativo en los ecosistemas principalmente marinos (Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional [USAID], 2020); según el Centro de Ecoeficiencia y Responsabilidad Social (CER, 2020), en el Perú el 34 % (274 mil t) de los residuos de plástico generados terminan en el ambiente y en el caso específico de residuos de Polietileno de Tereftalato - PET (envases de bebidas, aceites y otros líquidos) solo el 22 % son reciclados y el 26 % (50 mil t) son vertidos directamente en el ambiente afectando a los ecosistemas.

A luz de lo expuesto, en la presente investigación se evaluará la eficiencia del uso de bioportadores, confeccionados a base de PET reciclado en reactores biológicos de lecho móvil para el tratamiento de aguas residuales municipales. La eficiencia se determinará en base a la capacidad de remoción de contaminantes del agua residual y la formación de biopelícula en los bioportadores de PET en condiciones de operación predeterminadas; para lo cual se efectuarán el análisis de parámetros fisicoquímicos, con la finalidad de obtener un agua residual tratada y apta para el uso en el riego que cumpla con los estándares normados nacionales e internacionales.

MATERIAL Y MÉTODOS

En esta sección, se detalla y explica los procedimientos aplicados en la presente investigación, establecidos por fases en función al objetivo propuesto. A continuación, se presenta un diagrama de flujo que resume la metodología y procedimientos seguidos, y en los apartados siguientes se profundiza a mayor detalle en cada uno.

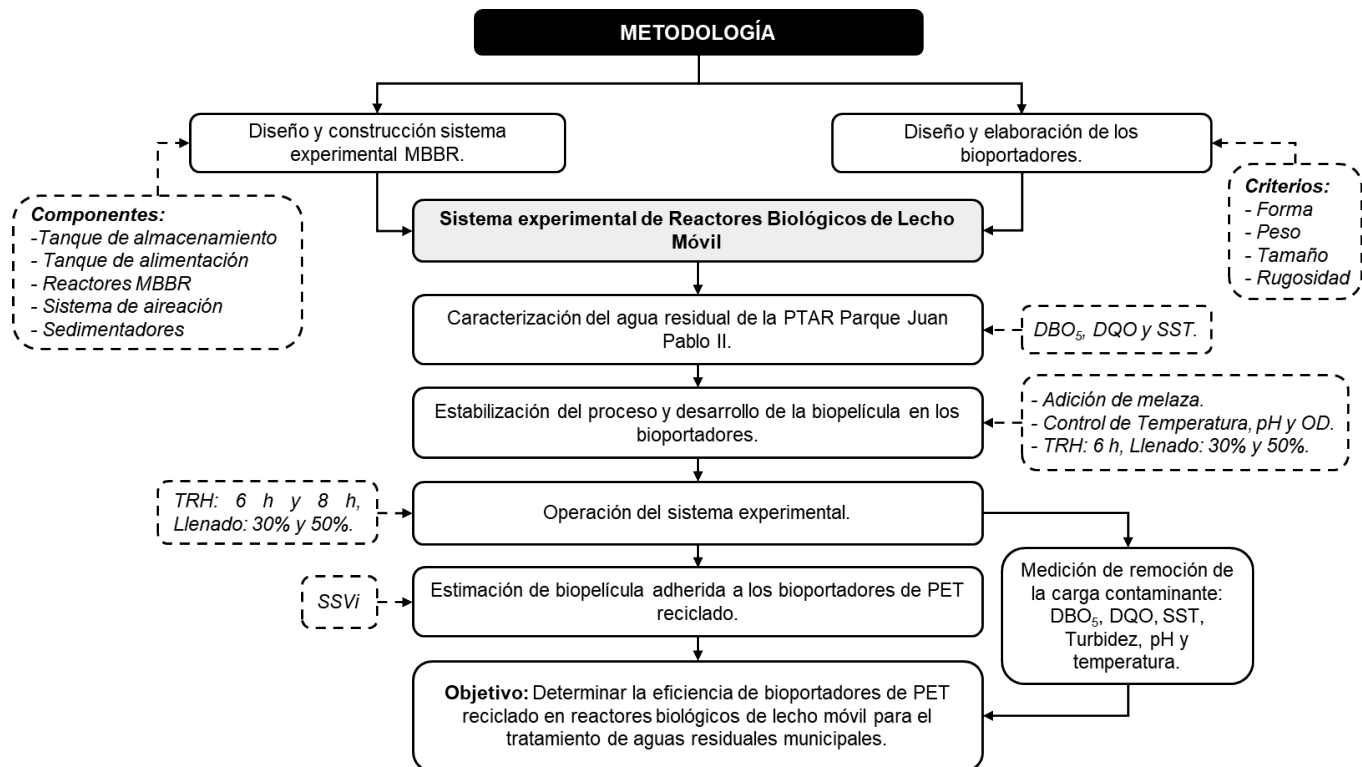


Figura 1 | Metodología de la investigación.

Diseño e implementación del sistema Experimental de Biorreactores de Lecho Móvil y elaboración de los bioportadores de plásticos PET reciclado

a. Diseño y elaboración de bioportadores de PET reciclado

Para el diseño de los bioportadores se evaluaron diferentes modelos, optando por una estructura cilíndrica corrugada con aletas divisorias en forma de cruz en el centro, con vistas a obtener una mayor superficie para fijar los microorganismos. Además, se optó por una estructura cilíndrica porque tienen un mejor comportamiento hidrodinámico y sufren menos pérdidas mecánicas por colisión, según sustentan Martínez-Huerta et al. (2009); asimismo, en la parte externa se optó por una pared corrugada con la finalidad de que sus nervaduras aseguren un rozamiento mínimo contra otros bioportadores o contra el reactor durante el proceso.

Los bioportadores fueron elaborados a base de dos tipos de polímeros sintéticos escogidos de acuerdo con su fácil obtención y bajo costo de adquisición: Tereftalato de polietileno (PET) como botellas descartables de bebidas gasificadas y no gasificada de consumo humano, este fue el principal material utilizado en la elaboración de los bioportadores dado que se sirvió como estructura principal para la adhesión de los microorganismos; y el Polietileno de alta densidad (PEAD) como crucetas reutilizables de precisión de trabajos de enchape, que fueron utilizadas como soporte de estabilidad de la estructura del bioportador.

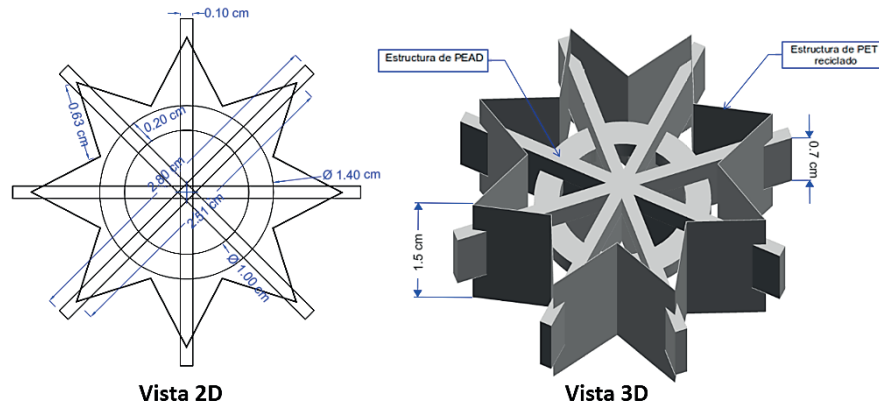


Figura 2 | Vista 2D y 3D del diseño del bioportador.

La selección de estos polímeros sintético obedeció a su disponibilidad y las características listadas en la Tabla 1, que según Lapo (2014) son requisitos importantes de un material usado como portador biológico.

Tabla 1 | Características de los materiales plásticos del portador.

Característica / requisito	Descripción	
	PET	PEAD
Alta resistencia	La cristalinidad y transparencia del PET, además de su buena barrera a la humedad y baja tasa de absorción de agua dentro de su estructura, permiten que este material tenga una alta resistencia física (Suasnavas-Flores, 2017).	Debido a su estructura molecular, que es apolar, lineal, químicamente estable y relativamente cristalina, el PEAD presenta una alta resistencia (Roca, 2005).
Biológica y químicamente inerte	El PET es resistente al ataque químico y no presenta vulnerabilidad al ataque microbiológico, no es biodegradable por ende tiene un tiempo prolongado de vida útil. (Suasnavas-Flores, 2017).	Del mismo modo, la estructura no polar del PEAD le permite mantener una alta resistencia al ataque químico (Roca, 2005).
Superficie y rugosidad	La superficie del PET permite la adherencia de los microorganismos; sin embargo, con el fin de optimizar el presente requisito se optó por lijar la superficie para facilitar la adherencia.	Las crucetas de PEAD fueron utilizadas como soporte de estabilidad de bioportador por ello no se evaluó su rugosidad.
Costo económico	Las botellas de PET utilizadas fue obtenido mediante el reciclaje y por tanto el costo es accesible.	El material de PEAD tiene disponibilidad en el mercado un costo módico.

En la confección de los bioportadores plásticos se tomó en cuenta las características de tamaño, peso, superficie y forma, como se explica a continuación:

Las botellas de PET fueron cortadas en planchas rectangulares siendo útil solo la parte del cuerpo de la botella, tomando como referencia a Lapo (2014) y Romero (2015), se optó por cortar láminas de PET de 10 cm de largo por 1.5 cm de ancho de modo que cada unidad formara un bioportador; además, se lijó las láminas pequeñas de PET por ambas caras con el fin de mejorar las condiciones de rugosidad de la superficie del plástico y en efecto facilitar la adherencia de los microorganismos, según sugiere Zúñiga-Hernández (2019) en su metodología aplicada; Asimismo, se procedió a formar una lámina ondulada doblando el plástico cada 6.25 mm con la finalidad de generar áreas protegidas de abrasión en el bioportador; finalmente, se unió la lámina ondulada de PET con las crucetas de PEAD, estas fueron empleadas con el objetivo de proporcionar estabilidad y fuerza al portador para evitar su destrucción al estar en constante mezcla y choque en el reactor.

A continuación, en la Figura 3 se grafica el procedimiento de la confección de los bioportadores plásticos.

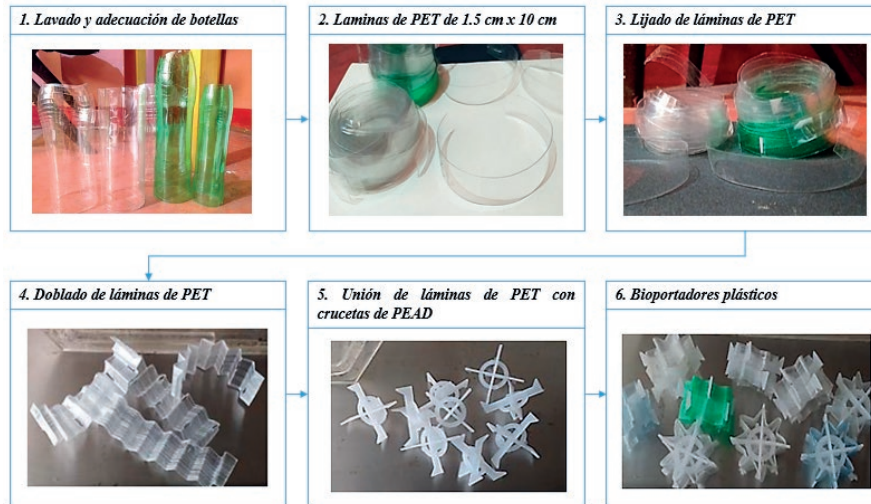


Figura 3 | Procedimiento de confección de los portadores plásticos para el sistema experimental.

b. Construcción y ensamblaje del prototipo experimental

El objetivo principal de la presente investigación contempla un sistema experimental de reactores MBBR, el cual estuvo conformado por un tanque de almacenamiento, un tanque de alimentación, dos cilindros biorreactores, un sistema de aireación y dos sedimentadores. El diseño y construcción de los componentes del sistema experimental se basó en las condiciones de experimentación predefinidas para la presente investigación; además, se tomó como referencia a Durant y Medina (2012) y Gutiérrez-Murillo y García-Guzmán (2018).

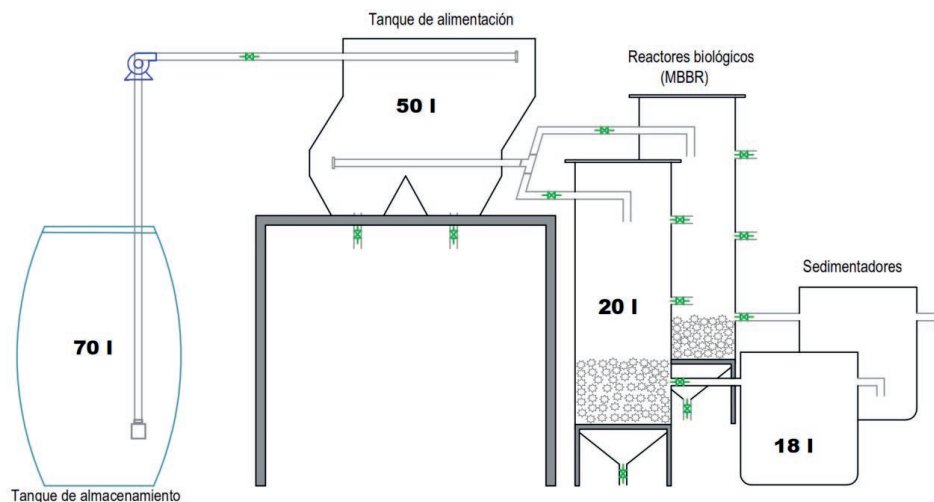


Figura 4 | Sistema experimental de biorreactores MBBR y sus componentes. En la figura, los valores indican el volumen en litros (L) de cada componente.

Una vez instalado el sistema experimental se realizó pruebas hidráulicas y pruebas del sistema de aireación con los portadores de PET en los biorreactores con la finalidad de comprobar que las condiciones de mezcla sean las adecuadas para mantener los portadores en suspensión y movimiento en toda la columna de agua; de acuerdo con ello, se optó por implementar en los reactores un sistema de aireación con burbuja gruesa través de mangueras de 5 mm.

Estabilización y arranque del sistema experimental de biorreactores de lecho móvil implementado con bioportadores de PET reciclado

La fase de estabilización y arranque comprendió la puesta en marcha del sistema experimental teniendo en consideración determinadas variables que condicionaran su buen funcionamiento; asimismo, durante esta etapa se monitoreó las condiciones del proceso mediante análisis de parámetros indicadores.

a. Caracterización del agua residual problema

El agua residual problema para la investigación fue de tipo municipal, que se define como agua residual de origen doméstico mezclada con agua de drenaje pluvial y/o de origen industrial previamente tratada antes de ser admitidas en un sistema de alcantarillado de tipo combinado, y se obtuvo del tanque equalizador de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Parque Juan Pablo II ubicada en el distrito San Miguel – Lima. Previo a la fase de estabilización se caracterizó el agua residual lo largo una semana de forma interdiaria, con mediciones de parámetros realizadas en tres días distintos. Los parámetros de interés para la caracterización fueron Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) y Sólidos Suspendidos Totales (SST), con el propósito de determinar el grado de contaminación y, en particular, la carga de materia orgánica del agua residual problema; esto, con la finalidad de evaluar la necesidad de adicionar una fuente de nutrientes durante el proceso de estabilización para incrementar la concentración celular en los reactores. Los resultados se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2 | Caracterización del agua residual en el Tanque de equalización de la PTAR Parque Juan Pablo II.

Parámetros	Prueba 1	Prueba 2	Prueba 3	Promedio
BBO ₅ (mg/L)	232.0	155.7	207.5	198.4
DQO (mg/L)	351.1	310.5	-	312.8
SST (mg/L)	83.0	84.0	92.0	86.3

De los resultados de la caracterización se pudo definir que el agua residual en el punto de muestreo presenta un rango de contaminación entre ligera y media, tomando como referencia los valores típicos considerados por Metcalf y Eddy (1995).

b. Estabilización

La etapa de estabilización de los biorreactores tuvo como objetivo acondicionar el proceso y el medio, de manera que se proporcionen las condiciones necesarias para el crecimiento de biomasa y desarrollo de la biopelícula en los bioportadores. Para la estabilización del proceso se optó por trabajar con un volumen útil de 15 litros en los reactores y un tiempo de retención hidráulica de 6 horas, según ello se definió un caudal de 0.42 L/min. Con respecto a la proporción de llenado, el cual es la relación entre el volumen ocupado por los bioportadores y el volumen útil del reactor, el MBBR 1 fue llenado el 30% de su volumen útil (4.5 L) con bioportadores y el MBBR 2, el 50% (7.5 L). Asimismo, se acondicionó el sistema de aireación de tal manera que provoque una mezcla constante en el medio con un flujo de 32.5 L/min como se verifica en la Tabla 3.

Tabla 3 | Proporción de llenado y condiciones de mezcla y aireación en los biorreactores durante la estabilización del proceso.

Biorreactores	Condiciones			
	Llenado	Cantidad de portadores	Aireación	Mezcla
MBBR 1	30%	450 unidades	32.5 L/min	Mezcla constante en ambos reactores.
MBBR 2	50%	680 unidades	32.5 L/min	

Dado el resultado de la caracterización, durante la estabilización se optó por utilizar melaza como fuente de nutrientes en el proceso, con el objetivo de incrementar las concentraciones de nutrientes en el medio y, en efecto, el desarrollo de biopelícula en

los portadores plásticos en menor tiempo (Nanduca, 2015). La melaza se añadió en el tanque de alimentación en la proporción de 5 mL por cada 50 L (0.01 %) de agua residual.

El proceso de estabilización duró tres semanas, tiempo en el que se logró el desarrollo de la biopelícula en los bioportadores de PET, durante este periodo se controló y se realizó el seguimiento de las condiciones del medio en los biorreactores mediante el monitoreo de parámetros relacionados. A continuación, en la Tabla 4 y Tabla 5 se presentan los resultados obtenidos para los parámetros monitoreados en la última semana de estabilización.

Tabla 4 | Resultado del monitoreo de Temperatura, pH y OD en la estabilización de reactores.

Fecha de análisis	MBBR1 (30 %)			MBBR2 (50 %)		
	Temperatura (°C)*	pH	OD (mg/L)	Temperatura (°C)*	pH	OD (mg/L)
19/05/2021	18 - 21	8.33	2	18 - 21	7.94	2
21/05/2021	18.5 - 21.5	8.47	6.8	18.5 - 21.5	8.38	4.5
24/05/2021	20 - 22	8.49	6.5	20 - 22	8.47	6.2
26/05/2021	19 -22	8.29	6.4	19 -22	8.39	6.3

Nota. (*) Rango de oscilación.

Tabla 5 | Resultados del monitoreo de SST y SSV en la estabilización de los reactores.

Fechas de análisis	MBBR1 (30 %)			MBBR2 (50 %)		
	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSV/SST	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSV/SST
20/05/2021	50	39	0.78	66	43	0.65
25/05/2021	84	40	0.48	86	39	0.45
06/06/2021	120	57	0.48	108	71	0.66

Con respecto al comportamiento del Oxígeno Disuelto (OD), la concentración fue baja en ambos reactores durante las primeras semanas de seguimiento, próxima a 2 mg/L, considerada según Metcalf y Eddy (1995) como la concentración mínima requerida para el funcionamiento de reactores biológicos aeróbicos destinados a la eliminación de materia orgánica. Ante ello, se optó por realizar ajustes en el sistema de aireación, alternando la aireación de burbuja gruesa, instalado inicialmente, con la aireación de burbujas fina. Según Miletta *et al.* (2011), las burbujas finas poseen una mayor capacidad de transferencia de oxígeno, mayor tiempo de residencia en el agua y generan una alta superficie de contacto entre el agua y la burbuja. Es importante señalar que la aireación con burbuja fina solo se aplicó como medida de contingencia durante periodos cortos y de forma alternada con la aireación de burbuja gruesa, ya que las burbujas finas provocaban cizallamiento en la parte interna de los bioportadores y originaba el desprendimiento de la biopelícula. Una vez que se alcanzaron condiciones más estables de OD en el medio, se decidió continuar únicamente con la aireación de burbuja gruesa, debido a que esta facilitaba un mayor desplazamiento de los bioportadores en el reactor y no provocaba desprendimiento de la biopelícula.

Respecto a los Sólidos Suspendidos Totales (SST) y los Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV), el seguimiento de ambos parámetros en la fase acuosa del reactor se realizó con la finalidad de cuantificar el desprendimiento de la biopelícula.

Determinación de la eficiencia y análisis de los resultados obtenidos

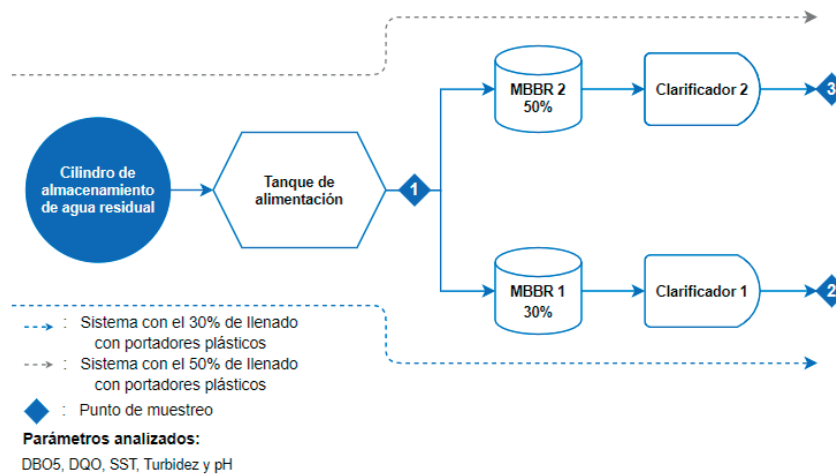
En esta fase, se evaluó el comportamiento del sistema experimental en el tratamiento de aguas residuales, considerando diferentes tiempos de retención hidráulica y proporción de llenado de bioportadores en los reactores. Durante dos semanas, se realizaron análisis de parámetros asociados con la remoción de materia orgánica, al crecimiento y comportamiento de la biomasa en el medio acuoso de los reactores, con el fin de determinar y conocer la eficiencia para la remoción de materia orgánica de los tratamientos aplicados. Los tratamientos que se detallan en la Tabla 6 se aplicaron con la finalidad de encontrar el tiempo de retención hidráulica y la proporción de llenado que genere la mayor eficiencia de remoción de materia orgánica del agua residual municipal.

Tabla 6 | Tratamientos aplicados para evaluar la remoción de materia orgánica.

Tratamientos	Proporción de llenado de portadores	TRH (horas)
Tratamiento 1	50%	6 h
Tratamiento 2	30%	6 h
Tratamiento 3	50%	8 h
Tratamiento 4	30%	8 h

Los parámetros de interés para estimar la eficiencia de los tratamientos fueron DQO, DBO₅, SST, Turbidez, temperatura y pH. Los análisis de estos parámetros fueron realizados por el laboratorio SGS del Perú S.A.C., a excepción de la Turbidez, temperatura y pH que se midieron *in situ* utilizando los equipos Turbidímetro HANNA y Multiparámetro LUTRON, respectivamente. Las muestras para el análisis fueron tomadas de forma puntual.

Los puntos de muestreo para el análisis de los parámetros fueron antes de la entrada a los reactores (Punto de muestreo 1) y en la salida de los clarificadores (Puntos de muestreo 2 y 3), como se ilustra en la Figura 5.

**Figura 5** | Puntos de muestreo en el sistema experimental.

La biomasa adherida se determinó mediante la cuantificación de los Sólidos Suspendidos Volátiles inmovilizados (SSVi) en los bioportadores plásticos, después de haber culminado la operación del sistema experimental de reactores MBBR. Para la medición de SSVi, se seleccionó aleatoriamente dos muestras de bioportadores por cada uno de los reactores, cada muestra estuvo conformada por 50 unidades, tal como se detalla en la Tabla 7. Para cada muestra, se desarmó cuidadosamente los bioportadores y se procedió con el lavado en 500 mL de agua destilada a través de un proceso agitación, el cual provocó el desprendimiento de la biopelícula por fricción; además, para desprender la biopelícula de las áreas más protegidas del bioportador se utilizó un cepillo de cerda fina. Finalmente, en cada muestra de 500 mL se determinó SSV.

La biomasa total adherida por unidad de bioportador se calculó mediante la Ecuación 1 de Densidad de Biopelícula (Torres, 2020), asumiendo que toda la superficie protegida del bioportador estuvo uniformemente cubierta por la biopelícula; por lo tanto, se consideró una concentración homogénea de microorganismos por metro cuadrado de superficie. Los resultados fueron expresados en gramos de SSV por el área superficial protegida del bioportador (g SSV/m²).

$$\text{Densidad de biopelícula (g } \frac{\text{SSV}}{\text{m}^2}) = \frac{\text{Volumen de muestra (l)} * \text{SSV}(\frac{\text{g}}{\text{l}})}{\text{Área superficial protegida del bioportador (m}^2)} \quad (1)$$

Tabla 7 | Muestra de portadores plásticos para la medición de SSVi.

Mediciones	Muestra	
	MBBR1 / Llenado: 30%	MBBR2 / Llenado: 50%
Medición 1	50 portadores	50 portadores
Medición 2	50 portadores	50 portadores

Análisis de datos

La información obtenida de los análisis y mediciones de parámetros fue procesada en el software estadístico MINITAB, mediante el cual se aplicó el análisis de varianza (ANOVA) para evaluar y validar el efecto de los factores sobre la eficiencia de remoción de la carga contaminante. Asimismo, con el fin de verificar la calidad del efluente tratado para el reúso en riego, los resultados se compararon con normativas nacionales e internacionales que dictan los estándares y valores límites permisible que debe cumplir un agua tratada destinada al vertimiento en fuentes naturales o para su uso en riego.

a. Diseño Experimental

Se aplicó un Diseño Experimental Factorial Completo de 2 niveles, cuyos factores y niveles contemplados se detallan en la Tabla 8.

Tabla 8 | Factores y niveles del diseño experimental.

Factores	Niveles	
Tasa de llenado de portadores (%)	30%	50%
Tiempo de retención hidráulica (horas)	6 horas	8 horas

Con el diseño factorial se busca estudiar el efecto de dos factores, considerando dos niveles en cada uno, sobre la remoción de la carga contaminante del agua residual municipal. Para cada una de las combinaciones o tratamientos se consideró 3 réplicas (3 bloques), como se detalla en la Tabla 9.

Tabla 9 | Combinaciones y réplicas.

Tasa de llenado de portadores (%)	Tiempo de retención hidráulica (horas)	
	6 horas	8 horas
30% (MBBR-1)	30% - A ₆	30% - A ₈
	30% - B ₆	30% - B ₈
	30% - C ₆	30% - C ₈
50% (MBBR-2)	50% - A ₆	50% - A ₈
	50% - B ₆	50% - B ₈
	50% - C ₆	50% - C ₈

Nota: A, B y C son las réplicas.

RESULTADOS

Sistema experimental MBBR implementado con bioportadores de PET reciclado para el tratamiento de aguas residuales municipales

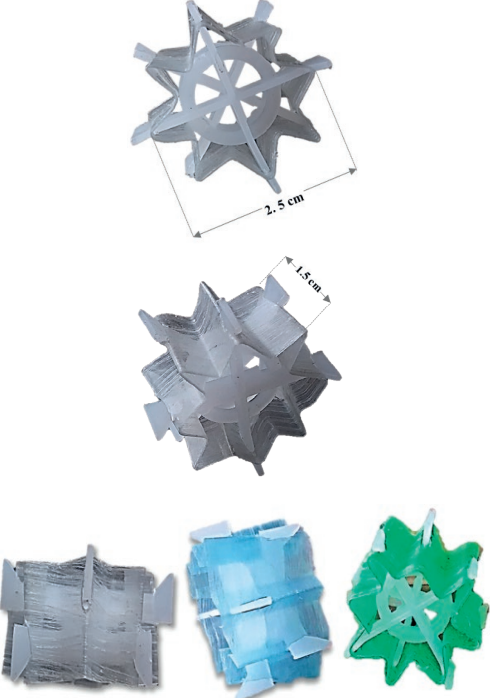
Propuesta de bioportadores plásticos para la adherencia de biopelícula

Una de las características más importantes de los portadores de biopelícula manufacturados es la superficie específica, cuyo valor ha sido considerado de dos maneras: la primera es la superficie específica total, la cual considera el área superficial protegida

(Cara interna) y no protegida (cara externa) del portador, cuyo valor es $507.2 \text{ m}^2/\text{m}^3$. La segunda es la superficie específica protegida que considera solo el área superficial de la cara interna del portador, área que está menos expuesta a procesos de abrasión y en efecto al desprendimiento de biopelícula, cuyo valor es de $319.7 \text{ m}^2/\text{m}^3$, esta última es la más importante, puesto que permite que los microorganismos se adhieran y crezcan en forma de biopelícula.

Los bioportadores tienen la forma de un cilindro corrugado y en cuanto a su tamaño, el portador tiene un diámetro aproximado de 2.5 cm y una altura de 1.5 cm. Con respecto a la densidad, los portadores manufacturados presentaron una densidad de $1.38 \text{ g}/\text{cm}^3$ la cual es próxima a la del agua, lo que favoreció su suspensión en el seno de fluido. En resumen, el bioportador propuesto fue de peso liviano, material resistente al desgaste que no provoca actividad biológica o química y con una superficie que permitió la proliferación microbiana.

Tabla 10 | Características del bioportador de PET reciclado.

Portador de biopelícula	Características	
	Material:	Polietileno tereftalato Polietileno de alta densidad
	Forma:	Cilindro corrugado
	Diámetro:	2.5 cm
	Altura:	1.5 cm
	Área Superficial:	40.57 cm^2
	Área Específica Total:	$507.2 \text{ m}^2/\text{m}^3$
	Área Específica Protegida:	$319.7 \text{ m}^2/\text{m}^3$
	Peso:	1.17 g
	Volumen:	0.85 cm^3
	Densidad:	$1.38 \text{ g}/\text{cm}^3$
Resistencia:	Alta resistencia física. Resistente al ataque químico. No es vulnerable al ataque microbiológico.	

Propuesta de sistema experimental

En la Figura 6 se presenta el sistema experimental instalado e implementado para el tratamiento de aguas residuales municipales, el cual estuvo conformado por un cilindro de almacenamiento (1), una bomba de agua (2), un tanque de alimentación (3), sensores de temperatura (4), sistema de aireación (5), dos biorreactores (6), dos receptores sedimentadores (7) y los bioportadores manufacturados (8). El sistema experimental fue operado con caudales para dos tiempos de retención hidráulica de 6 y 8 horas, los cuales fueron $0.042 \text{ L}/\text{min}$ y $0.03 \text{ L}/\text{min}$ respectivamente.

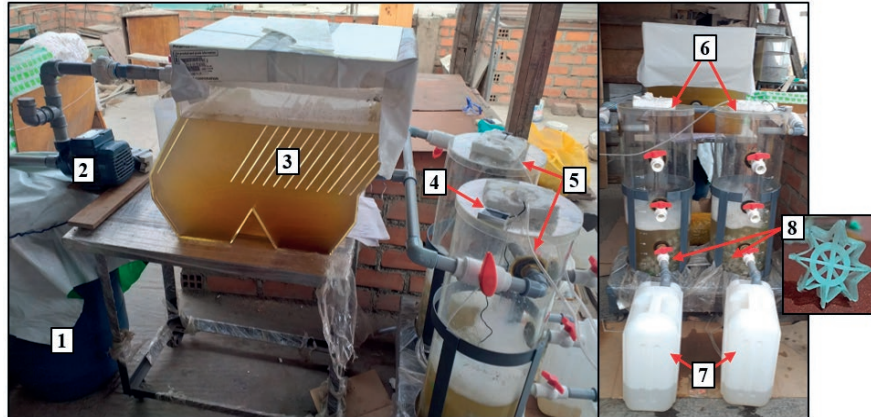


Figura 6 | Sistema experimental implementado.

Eficiencia del sistema experimental MBBR implementado con bioportadores de PET reciclado para la remoción de la carga contaminante del agua residual y formación de biopelícula

Eficiencia para la remoción de la carga contaminante

Los resultados presentados a continuación son producto de las mediciones realizadas después de tres semanas de estabilización del proceso en los reactores con proporción de llenado con bioportadores del 30% y 50% del volumen útil.

a. Temperatura

La temperatura del efluente tratado osciló entre 19 °C y 21 °C y como se puede verificar en la Tabla 11, los valores tendieron a incrementarse según fue mayor el tiempo de retención hidráulica; debido a que el agua residual permanece mayor tiempo en los biorreactores en un medio de reacciones fisicoquímicas y expuesta a las condiciones del ambiente.

Tabla 11 | Variación de la temperatura en el agua residual tratada.

Tratamientos	Temperatura (°C)			Promedio (°C)
	Repetición 1	Repetición 2	Repetición 3	
T1: 30% - 6h	19.3	20.2	19.4	19.6
T2: 30% - 8h	19.5	20.4	21.7	20.5
T3: 50% - 6h	19.2	19.8	19.2	19.4
T 4: 50% - 8h	19.3	20.3	21.4	20.3

b. Potencial de Hidrógeno (pH)

El pH del efluente tratado experimentó una variación mínima en todos los tratamientos aplicados y sus respectivas réplicas como se puede verificar en la Tabla 12, este presentó un comportamiento ligeramente alcalino y no se evidenció variaciones significativas entre las mediciones realizadas antes y después de la aplicación de cada tratamiento.

Tabla 12 | Comportamiento del pH en el agua residual tratada.

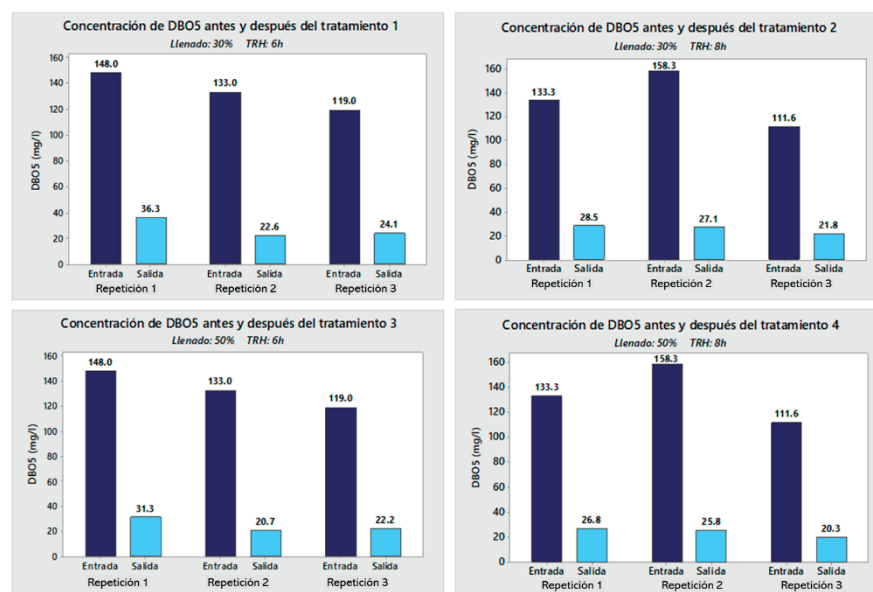
Tratamientos	Potencial de Hidrógeno (pH)			Promedio
	Repetición 1	Repetición 2	Repetición 3	
T1: 30% - 6h	8.51	8.51	8.34	8.45
T2: 30% - 8h	8.49	8.52	8.52	8.51
T3: 50% - 6h	8.56	8.49	8.25	8.43
T 4: 50% - 8h	8.47	8.47	8.49	8.48

c. Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅)

En la Tabla 13 se presenta los resultados obtenidos para la remoción de DBO₅ en cada uno de los cuatro tratamientos aplicados y sus repeticiones. En todos los tratamientos aplicados se logró obtener eficiencias significativas en la remoción de DBO₅ puesto que redujeron las concentraciones hasta en un 80% como se puede observar en la Figura 7, y esto evidencia la reducción de materia orgánica biodegradable en el agua residual. Asimismo, se verificó que la remoción fue ligeramente mayor en el reactor llenado con más cantidad de bioportadores (50%) y en los tratamientos con el tiempo de retención hidráulica más alto (8 h), esto debido a que la concentración de biomasa activa (adherida y en suspensión) en el reactor fue mayor y actuó en la degradación por más tiempo.

Tabla 13 | Eficiencia de remoción de DBO₅ para los tratamientos aplicados.

Tratamientos	Remoción Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅) (%)			
	Repetición 1	Repetición 2	Repetición 3	Promedio
T1: 30% - 6h	75.47	83.01	79.75	79.41
T2: 30% - 8h	78.62	82.88	80.47	80.66
T3: 50% - 6h	78.85	84.44	81.34	81.54
T 4: 50% - 8h	79.89	83.7	81.81	81.80

**Figura 7** | Concentraciones DBO₅ del agua residual antes y después de la aplicación de los tratamientos.

d. Demanda Química de Oxígeno (DQO)

De acuerdo con los resultados obtenidos para la remoción de DQO presentados en la Tabla 14, se verifica para todos los tratamientos una eficiencia de remoción hasta del 75 % lo que supone una degradación u oxidación importante de la materia orgánica químicamente oxidable presente en el agua residual, cuyas concentraciones de presentan en la Figura 8. Asimismo, se evidencia que la remoción de DQO tiende a ser ligeramente mayor en los tratamientos con 8 horas de retención hidráulica y con respecto a la cantidad de llenado de bioportadores en los reactores, los resultados no evidencian diferencias importantes que permitan establecer una relación con la remoción de DQO.

Tabla 14 | Eficiencia de remoción de DQO para los tratamientos aplicados.

Tratamientos	Demanda Química de Oxígeno (DQO) (%)			
	Repetición 1	Repetición 2	Repetición 3	Promedio
T1: 30% - 6h	66.59	83.03	78.78	76.13
T2: 30% - 8h	77.55	78.78	78.99	78.44
T3: 50% - 6h	77.93	81.73	68.09	75.92
T 4: 50% - 8h	76.07	79.63	74.69	76.8

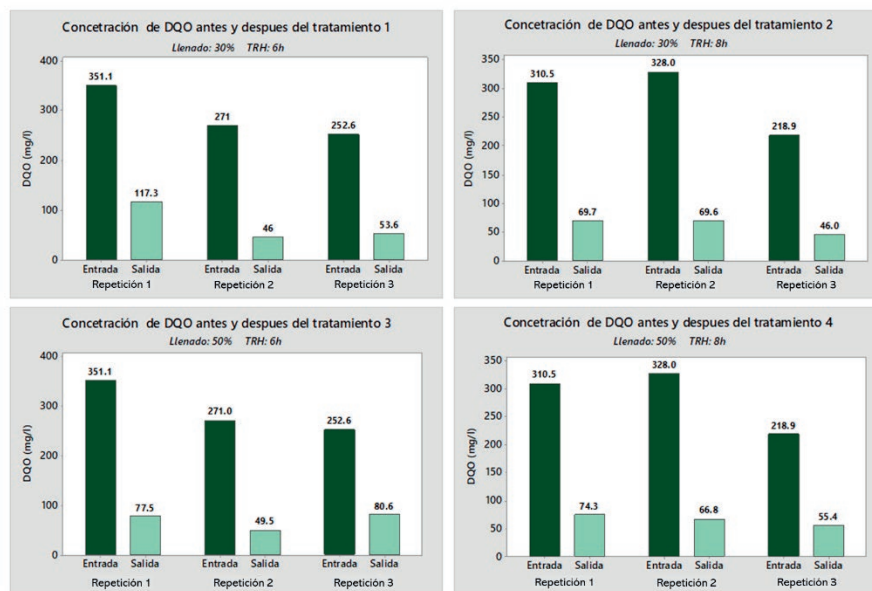


Figura 8 | Concentraciones de DQO del agua residual antes y después de la aplicación de los tratamientos.

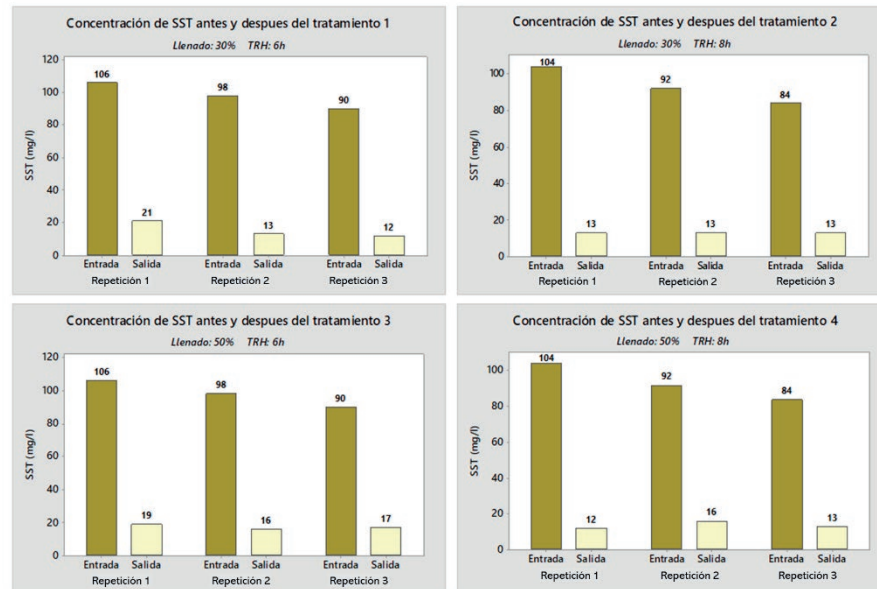
e. Sólidos Suspendedos Totales (SST)

Dado los resultados de remoción de SST en la Tabla 15, se observa que se obtuvo una significativa remoción de hasta un 85 % de SST del agua residual en todos los tratamientos aplicados. Como se puede verificar en la Figura 9, el agua residual presentó una concentración moderada de SST antes de ser tratada y después de cada tratamiento se evidencia su considerable reducción suponiendo esto la reducción de sólidos compuestos de materia orgánica e inorgánica presentes en el agua residual.

Además, se puede indicar que la remoción de SST tuvo influencia del TRH y el llenado puesto que fue ligeramente mayor en el reactor de menor llenado (30%) y en los tratamientos de mayor TRH.

Tabla 15 | Eficiencia de remoción de SST para los tratamientos aplicados.

Tratamientos	Demanda Química de Oxígeno (SST) (%)			
	Repetición 1	Repetición 2	Repetición 3	Promedio
T1: 30% - 6h	80.19	86.73	86.67	84.53
T2: 30% - 8h	87.5	85.87	84.52	85.96
T3: 50% - 6h	82.08	83.67	81.11	82.29
T 4: 50% - 8h	88.46	82.61	84.52	85.20

**Figura 9** | Concentración de SST del agua residual antes y después de la aplicación de los tratamientos.

f. Turbidez

Según los resultados obtenidos para remoción de turbidez mostrados en la Tabla 16, se verifica que para este parámetro se obtuvo mejores eficiencias de remoción en todos los tratamientos aplicados, puesto que se logró una remoción promedio de hasta 90% como se puede observar en la Figura 10. En consecuencia, se evidencia que el contenido de material particulado y en suspensión del agua residual disminuyó significativamente después de los tratamientos aplicados y esta remoción se explica que fue posible por la acción especialmente de protozoos presentes en biomasa activa ya que estos se alimentan de bacterias que nadan libremente favoreciendo también la eliminación de microorganismos patógenos.

Tabla 16 | Eficiencia de remoción de turbidez para los tratamientos aplicados.

Tratamientos	Turbidez (%)			
	Repetición 1	Repetición 2	Repetición 3	Promedio (%)
T1: 30% - 6h	86.62	90.51	93.53	90.22
T2: 30% - 8h	92.38	91.49	92.03	91.97
T3: 50% - 6h	91.3	93.75	93.11	92.72
T 4: 50% - 8h	95.06	92.65	94.68	94.13

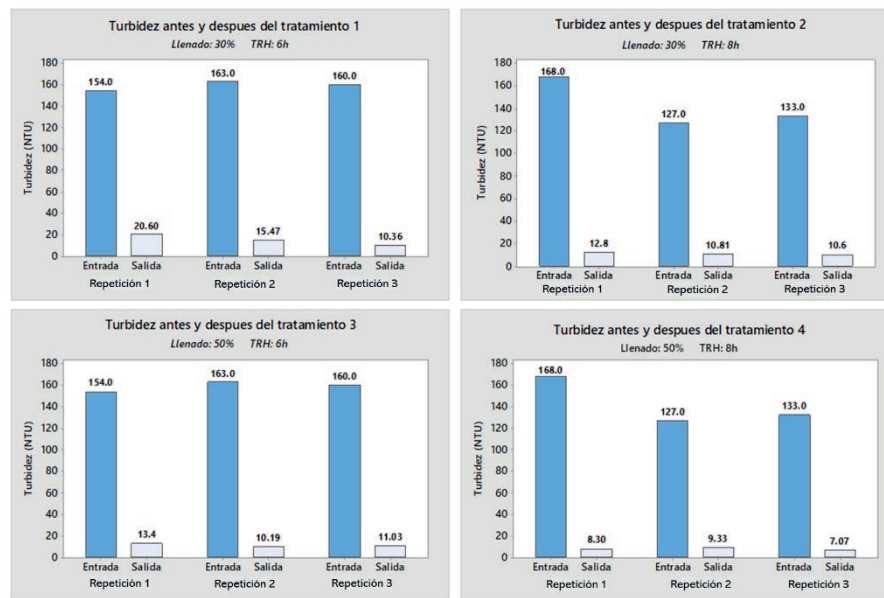


Figura 10 | Turbidez del agua residual antes y después de la aplicación de los tratamientos.

Análisis de los resultados respecto a la normativa legal nacional e internacional

De la Tabla 17, se puede verificar que el efluente tratado en el sistema propuesto en la investigación está en las condiciones aptas para ser vertidas a un cuerpo hídrico natural puesto que sus características fisicoquímicas se encuentran dentro del rango de los LMP establecidos. Asimismo, según las normativas internacionales del EPA y la Normativa Oficial Mexicana, los valores de los parámetros analizados indican que el agua tratada puede ser utilizada para el riego de áreas verdes restringidas al público o de contacto indirecto u ocasional.

Tabla 17 | Eficiencias obtenidas en la investigación respecto a las normativas nacionales e internacionales.

Parámetros de calidad de agua	Resultados de los tratamientos aplicados				Normativa		
	T1	T2	T3	T4	LMP ¹	EPA ²	LMP – NOM ³
Temperatura (°C)	19.6	20.5	19.4	20.3	< 35	-	-
pH	8.45	8.51	8.43	8.48	6.8 - 8.5	6 - 9	-
DBO ₅ (mg/L)	27.67	25.80	24.73	24.30	100	<30	30
DQO (mg/L)	72.30	61.77	69.20	65.50	200	-	-
SST (mg/L)	15.33	13.00	17.33	13.67	< 35	<30	30
Turbidez (NTU)	15.48	11.40	11.54	8.23	-	-	-



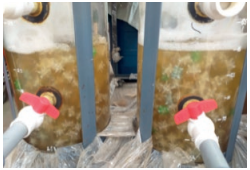


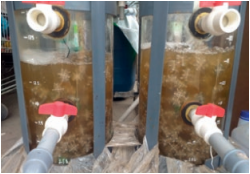



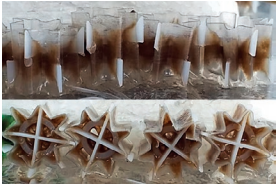


Nota: (1) Límites Máximos Permisibles para los efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales, aprobado mediante Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM. (2) Guías de EPA-2012 para la reutilización de aguas residuales, uso: Riego en áreas verdes restringidas al público. (3) Límites Máximos Permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público establecido – Norma Oficial Mexicana, tipo de reúso: Servicio al público con contacto directo y Servicio al público con contacto indirecto u ocasional.

Eficiencia en la formación de biopelícula en los bioportadores plásticos

En la Tabla 18, se presenta el progreso de la formación de biopelícula en los portadores plásticos contenidos en los reactores biológicos MBBR1 y MBBR2, con un tiempo de retención hidráulica de 6 horas. A seis días del inicio del proceso de estabilización

se presentaron los primeros indicios de adhesión de microorganismos a la superficie de los portadores en ambos reactores, en forma de una fina lamina mucosa; en dieciséis días, se pudo verificar un crecimiento más estructurado de la biopelícula, la cual se extendía sobre la mayor parte del área protegida de los portadores, destacándose un mayor crecimiento en los portadores del reactor MBBR1.

Tabla 18 | Formación de biopelícula en los portadores plásticos durante el proceso de tratamiento.

	MBBR1 Llenado: 30 %	MBBR2 Llenado: 50 %	Reactores MBB1/MBBR2
6 días			
11 días			
16 días			
22 días			

En la Figura 11 se muestra la biopelícula formada en los portadores plásticos de los reactores MBBR1 y MBBR2 la cual presentó unas formas esponjosas poco compactas y muy delgadas. Asimismo, se determinó la biomasa adherida a los portadores, obteniendo un promedio 1.64 g SSV/m² de biomasa adherida para los portadores del reactor MBBR1 y 2.40 g SSV/m² para los portadores del reactor MBBR2, estos resultados son referenciales puesto la medición se realizó en un proceso de desprendimiento.

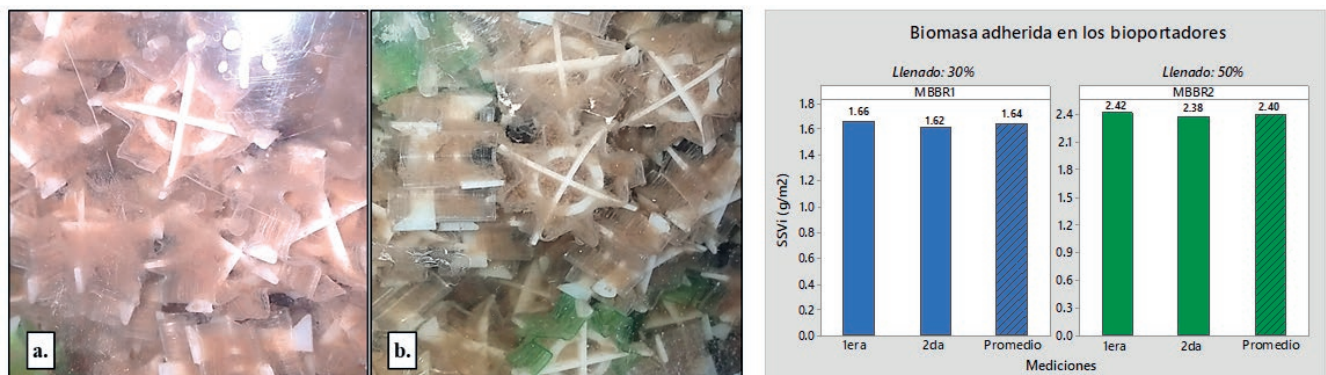


Figura 11 | Biopelícula formada en los portadores elaborados de plásticos reciclables y Biomasa adherida a los portadores plásticos en los MBBR 1 y MBBR 2. a. Biopelícula formada en portadores del reactor MBBR1, b. Biopelícula formada en portadores del reactor MBBR2.

Efecto de la tasa de llenado y el tiempo de retención hidráulica sobre la remoción de DBO₅, DQO y SST

Los efectos de los factores Llenado (%) y TRH (h) se analizaron mediante las eficiencias de remoción obtenidas para cada uno de los tratamientos y sus repeticiones. Además, el efecto se evaluó mediante el análisis de residuos generados por la diferencia entre la respuesta observada y la respuesta predicha por el modelo en cada prueba experimental. Para el análisis estadístico se consideró un nivel de significancia de 0.05.

a. Análisis estadístico de los efectos de los factores en la eficiencia de remoción de DBO₅

De acuerdo con el ANOVA, existe una asociación estadísticamente significativa entre el Llenado (%) y la remoción de DBO₅; sin embargo, los valores p del TRH y de la interacción de los factores, indican que no hay suficiente evidencia para concluir que estos están relacionados con la remoción de DBO₅.

Tabla 19 | Análisis de varianza para la remoción de DBO₅.

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Modelo	5	38.3891	7.6778	33.96	0.001
Bloques	2	36.2144	18.1072	80.09	0.000
Lineal	2	3.8197	1.9098	8.45	0.025
Llenado (%)	1	3.7621	3.7621	16.64	0.010
TRH (h)	1	0.2649	0.2649	1.17	0.328
Interacciones de 2 términos	1	0.0101	0.0101	0.04	0.841
Llenado (%) *TRH (h)	1	0.0101	0.0101	0.04	0.841
Error	5	1.1304	0.2261		
Total	10	39.5195			

Asimismo, según el diagrama de Pareto y la gráfica de efectos principales de la Figura 12, el factor de Llenado (%) es estadísticamente significativo y es el que más contribuye en la remoción del DBO₅, específicamente el Llenado de 50% está asociado a la eficiencia de remoción más alta, siendo válido este análisis toda vez que el efecto del Llenado (%) es estadísticamente significativo.

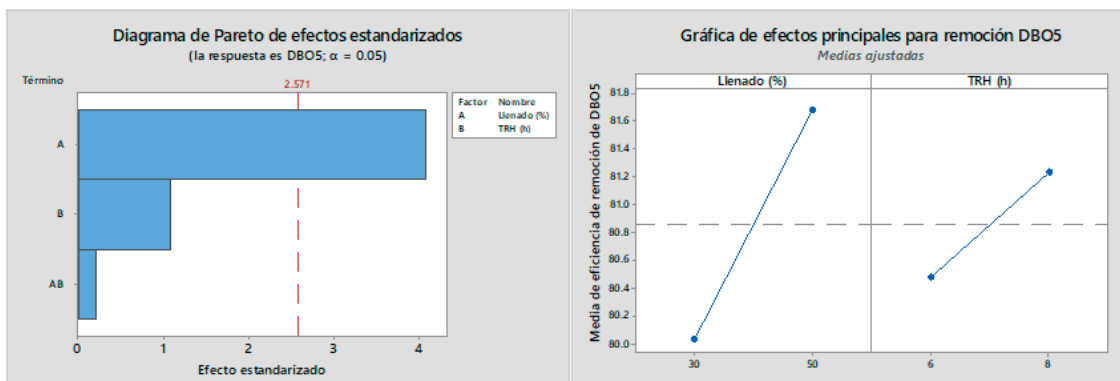


Figura 12 | Diagrama de Pareto de los efectos y gráfica de efectos principales para la remoción de DBO₅.

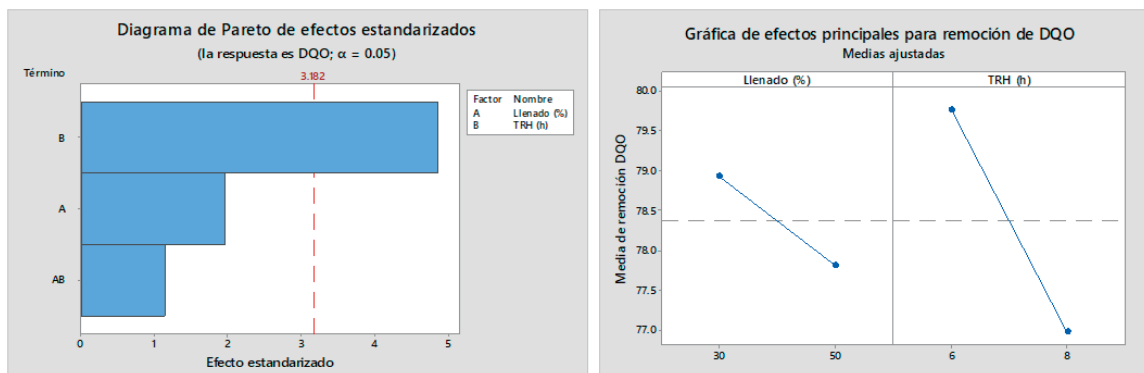
b. Análisis estadístico del efecto de los factores en la eficiencia de remoción de DQO

La Tabla 20 presenta el ANOVA, en el cual se observa que la asociación entre el TRH (h) y la remoción de DQO es estadísticamente significativa; mientras que el valor p del factor Llenado y la interacción indica que no hay suficiente evidencia para concluir que están relacionados con la remoción de DQO.

Tabla 20 | Análisis de varianza para la remoción de DQO.

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Modelo	5	51.6371	10.3274	15.03	0.025
Bloques	2	27.9613	13.9806	20.34	0.018
Lineal	2	19.4901	9.7451	14.18	0.030
Llenado (%)	1	2.6154	2.6154	3.81	0.146
TRH (h)	1	16.2104	16.2104	23.59	0.017
Interacciones de 2 términos	1	0.8982	0.8982	1.31	0.336
Llenado (%) *TRH (h)	1	0.8982	0.8982	1.31	0.336
Error	3	2.0619	0.6873		
Total	8	53.6990			

Asimismo, el diagrama de Pareto y la gráfica de efectos principales de la Figura 13 evidencian que el factor de TRH (h) es estadísticamente significativo y es el factor que más contribuye en la remoción del DQO, específicamente el TRH de 6 horas está asociado a la eficiencia de remoción más alta; mientras que el factor Llenado (%) y la interacción, muestran un efecto pequeño y su contribución estadísticamente no es significativa.

**Figura 13** | Diagrama de Pareto de los efectos y gráfica de efectos principales para la remoción de DQO.

c. Análisis estadístico del efecto de los factores en eficiencia de remoción de SST

Según el ANOVA, existe una asociación estadísticamente significativa entre el Llenado (%) y la remoción de SST, mientras que los valores p del factor TRH y la interacción de los factores no evidencian influencia estadísticamente significativa.

Tabla 21 | Análisis de varianza para la remoción de SST.

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Modelo	5	34.3981	6.8796	3.54	0.122
Lineal	2	30.1137	15.0568	7.74	0.042
Llenado (%)	1	27.8437	27.8437	14.31	0.019
TRH (h)	1	0.1771	0.1771	0.09	0.778
Interacciones de 2 términos	1	3.5857	3.5857	1.84	0.246
Llenado (%) *TRH (h)	1	3.5857	3.5857	1.84	0.246
Error	4	7.7819	1.9455		
Total	9	42.1800			

Además, del diagrama de Pareto y la gráfica de efectos principales se interpreta que el efecto del factor de Llenado (%) es estadísticamente significativo y es el factor que más contribuye en la remoción del SST; específicamente el Llenado del 30% está asociado a la eficiencia de remoción más alta.

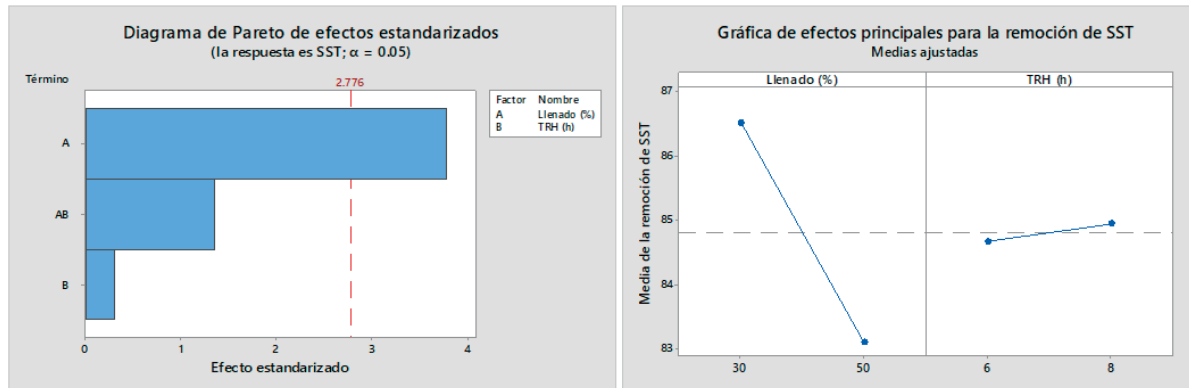


Figura 14 | Diagrama de Pareto de los efectos y gráfica de efectos principales para la remoción de SST.

DISCUSIÓN

En la problemática abordada, uno de los temas fue el aprovechamiento de residuos plásticos reciclables, ante ello como parte del resultado de la presente investigación se obtuvo un portador de biopelícula elaborado a base de plásticos reciclados con un área específica protegida que se encuentra en el rango común de portadores comerciales (300 y más de $1000 \text{ m}^2/\text{m}^3$) según indica Wang *et al.* (2019), con una forma de un cilindro corrugado cuya estructura permite la generación de áreas protegidas para la formación de la biopelícula y a la vez evita condiciones que produzcan colisión y cizallamiento; asimismo, en comparación con los portadores comerciales su tamaño es similar a los portadores comerciales grandes. Con respecto a la densidad, los portadores manufacturados presentaron una densidad de 1.38 g/cm^3 la cual fue próxima a la del agua según recomienda Sagrario-Castillo (2015), esto facilitó la suspensión de los portadores en el seno del fluido. Por otra parte, cabe resaltar que la rugosidad de los plásticos usados en la confección fue modificada mediante el lijado de su superficie, procedimiento similar al que aplicó Zúñiga-Hernández (2019). Finalmente, se sugiere investigar otras formas y estructuras de portadores elaborados de PET que presenten mayor área específica protegida y de tamaños menores.

En lo que refiere a la formación de la biopelícula en los portadores plásticos, los primeros indicios de formación de la biopelícula se presentaron a los 6 días de haber iniciado el proceso de estabilización, lo que evidencia que el PET es un material que permite la formación rápida de la biopelícula, concordando en este punto con Zúñiga-Hernández (2019) quien reportó el desarrollo de la biopelícula en el material PET en los primeros 7 días de operación. Asimismo, a los 16 días del inicio de proceso se obtuvo una biopelícula mejor desarrollada estructuralmente, lo que indica que la biomasa se fue adaptando paulatinamente a las condiciones impuestas, en particular las relacionadas con la naturaleza de las aguas residuales a tratar como indican Bassin y Dezotti (2018). Según Ódegaard (1999), las aguas residuales con tasas moderadas de DQO promueven la formación de una biopelícula más “esponjosa” con una rica variedad de protozoos ciliados; al respecto, en la presente investigación se verificó una biopelícula con características similares puesto que se observó en el proceso la formación de una biopelícula extendida sobre la superficie del portador de PET en forma de una capa esponjosa poco compacta y delgada. Cabe resaltar, que la formación de la biopelícula solo se presentó en la parte interna del portador, mientras que en la parte externa de los portadores no hubo formación debido a la erosión causada por las frecuentes colisiones entre las piezas y las paredes del reactor, como lo mencionan algunos autores (Ódegaard, 1999; Rusten *et al.*, 2006).

Por otro lado, la biomasa final adherida a los portadores plásticos fue de 1.64 g SSV/m^2 en el MBBR1 y de 2.40 g/m^2 en MBBR2, las cuales son referencialmente mayores a lo obtenido por Lapo (2014) quien registró 1.023 g de SSV por metro cuadrado,

incluso los valores pudieron haber sido aún mayores de no ser por el desprendimiento de biopelícula producido en la etapa final de los tratamientos, provocado por el cambio de aireación y la disminución de la carga orgánica en el agua residual puesto que para la etapa de muestreo se dejó de agregar melaza al medio. En efecto, se concluye que el mantenimiento de la biopelícula depende de la carga orgánica del afluente y de las condiciones de aireación y mezcla. Específicamente para los portadores propuestos en la presente investigación, las mejores condiciones se consiguieron con una aireación de burbuja gruesa puesto que la de burbujas finas causó cizallamiento en el interior de los portadores provocando el desprendimiento progresivo de la biopelícula formada.

Respecto al escaso desarrollo de tecnologías de bajo costo y eficientes para el tratamiento de aguas residuales, los resultados evidenciaron una buena eficiencia de remoción de la carga contaminante en cada tratamiento aplicado en los reactores implementados con portadores de plásticos reciclados. De manera que, para la DQO se obtuvo una remoción mayor al 75 % en los cuatro tratamientos evaluados con una proporción de llenado del 50 % y 30 % que en comparación con Espinoza *et al.* (2019) que obtuvo una eficiencia de remoción de DQO superior al 80 % en un tratamiento con un llenado del 60 %; asimismo, Lapo (2014) obtuvo una remoción máxima del 95 % en un tratamiento con el 70 % de llenado. Con lo expuesto, es evidente que la remoción de DQO, en los reactores implementados con portadores de PET, tiende a ser mayor según se incrementa la proporción de llenado de portadores en los mismos.

Además, se logró una remoción de DBO₅ mayor al 80 %, de SST que mayor al 80 % y de Turbidez mayor al 90 % en los diferentes tratamientos evaluados, lo cual muestra que los reactores implementados con portadores confeccionados de plásticos reciclado, si tuvieron una eficiencia adecuada. Este hecho se respalda en que las concentraciones finales de los parámetros de interés cumplieron con la normativa de Límites Máximos Permisibles (LMP) para los efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales (PTAR) aprobada mediante Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM.

CONCLUSIONES

Se diseñó e implementó un sistema experimental MBBR con bioportadores de PET reciclado; estos bioportadores tuvieron la forma de cilindro corrugado, área específica total de 507.2 m²/m³, peso de 1.17 g, volumen de 0.85 cm³ y densidad de 1.38 g/cm³; asimismo, el material plástico usado no presentó alteraciones en su estructura durante la operación, demostrando resistencia a las condiciones físicas, químicas y microbiológicas del medio. Respecto a las condiciones de operación, un sistema de aireación de burbuja gruesa logró una adecuada mezcla en los biorreactores y permitió la formación de biopelícula con un TRH de 6 horas. La formación y desarrollo adecuado de la biopelícula en los portadores manufacturados duró aproximadamente 22 días y la biopelícula obtenida tuvo una forma esponjosa poco compacta y delgada.

Respecto a la eficiencia de remoción de la carga contaminante del agua residual, se obtuvo una remoción promedio de 81.80 % para DBO₅, 78.44 % para DQO, 85.96 % para SST y 94.13 % para turbidez. Asimismo, se comprobó que el factor de llenado tuvo efectos estadísticamente significativos y de mayor contribución en la remoción de DBO₅ y SST, mientras que el factor TRH fue más relevante para la remoción de DQO. De acuerdo con las eficiencias obtenidas en la remoción de contaminantes, según las normativas internacionales del EPA y la Normativa Oficial Mexicana, el efluente tratado reúne las condiciones para ser utilizada para el riego de áreas verdes restringidas al público o de contacto indirecto u ocasional.

El uso de portadores de biopelícula fabricados con plásticos reciclados resultó eficiente para el tratamiento de aguas residuales municipales en reactores biológicos de lecho móvil. Estos portadores favorecieron la formación de biopelículas, cruciales para la degradación de la carga contaminante del efluente, lo que permitió lograr una alta eficiencia en la remoción de contaminantes.

Finalmente, los resultados obtenidos de la presente investigación se pueden utilizar como referencia de información técnica para los organismos públicos y privados que operen Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR), cuyo proceso contemple la aplicación de un tratamiento de tipo biológico mediante el uso de Reactores Biológicos de Lecho Móvil. De igual forma, los resultados presentados abren la posibilidad de replicar a mayor escala los bioportadores propuestos para su uso en zonas urbanas y rurales que tengan la necesidad de una PTAR, ofreciendo una alternativa local de bajo costo respecto a los bioportadores sintéticos importados.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Vicerrectorado de Investigación de la Universidad Nacional Federico Villarreal el financiamiento de la presente investigación y al Instituto de Especializado de Investigación y Gestión del Agua (INEIGA), de manera especial a su fundador el Dr. Jhon Walter Gómez Lora.

REFERENCIAS

- Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional [USAID]. 2020. *Los desechos plásticos en el mar y la gestión de residuos sólidos en el Perú*. https://pdf.usaid.gov/pdf_docs/PA00XGDK.pdf
- Arnáiz, C., Isac, L., Lebrato, J. 2000. *Tratamiento biológico de aguas residuales*. Revista Tecnología del Agua. <https://cidta.usal.es/cursos/etap/modulos/libros/edar.pdf>
- Bassin, J., Dezotti, M. 2018. Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR). In: *Advanced Biological Processes for Wastewater Treatment*. Springer International Publishing AG. https://doi.org/10.1007/978-3-319-58835-3_3
- Centro de Ecoeficiencia y Responsabilidad Social [CER]. 2020. Acelerando el cambio hacia una Economía Circular en plástico en Lima Metropolitana y el Callao. https://grupogea.org.pe/wp-content/uploads/2021/01/aechuec_compressed.pdf
- Decreto Supremo 003-2010-MINAM, Límites Máximos Permisibles para los efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales (16 de marzo del 2010). *Diario Oficial El Peruano*. <https://elperuano.pe/NormasElperuano/2010/03/17/469446-2.html>
- Durant, E., Medina, F. 2012. *Diseño y Construcción de un Reactor Biológico Secuencial (Sbr) para el Tratamiento de Aguas Residuales Lacteas Procedentes de la Planta Agroindustrial del Peru S.A.C. Majes – Arequipa 2011 -2012*. Universidad Católica de Santa María. <https://repositorio.ucsm.edu.pe/handle/20.500.12920/3786>
- Espinoza, K., Fernández, C., Pérez, J., Benálcazar, D., Romero, D., Lapo, B. 2019. *Desechos sólidos plásticos como materiales de soporte de biopelícula fija aplicados al tratamiento de aguas residuales*. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería*, 42(2), 67-75 <https://doi.org/10.22209/rt.v42n2a03>
- Gutiérrez-Murillo, D., García-Guzmán, F. N. 2018. *Diseño y operación de un reactor de lecho móvil aerobio para tratamiento de agua residual doméstica*. Universidad Militar Nueva Granada. <http://hdl.handle.net/10654/18000>.
- Kamstra, A., Blom, E., Terjesen, B. 2017. Mixing and scale affect moving bed biofilm reactor (MBBR) performance. *Aquacultural Engineering*, 78, 9-17. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2017.04.004>
- Lapo, B. G. 2014. *Estudio de Medios de soporte para el crecimiento bacteriano aplicando al tratamiento biológico aerobio de agua residuales*. Escuela Politécnica Nacional.
- Martínez-Huerta, G., Prendes-Gero, B., Ortega-Fernández, F., Fernández, J. 2009. Design of a carrier for wastewater treatment using moving bed bioreactor. In *Proceedings of the 2nd International Conference on Environmental and Geological Science and Engineering*. <http://hdl.handle.net/10651/35588>
- Mcquarrie, J., Boltz, J. 2011. *Moving Bed Biofilm Reactor Technology: Process Applications, Design, and Performance*. *Water Environment Research*, 83(6). <https://doi.org/10.2175/106143010X12851009156286>.
- Metcalf, Eddy. 1995. *Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, vertido y reutilización* (Tercera ed.). McGraw-Hill.
- Miletta, B. A., Amano, R. S., Alkhalidi, A. A., Li, J. 2011. Study of air bubble formation for wastewater treatment. In *International Design Engineering Technical Conferences and Computers and Information in Engineering Conference*, 54792, pp. 275-280. <https://doi.org/10.1115/DETC2011-47065>

- Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento. 2017. *Política Nacional de Saneamiento 2017 - 2021*. <https://ww3.vivienda.gob.pe/transparencia/documentos/PNSaneamiento-2017-2021.pdf>
- Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento. 2021. *El Plan Nacional de Saneamiento 2022-2026*. <https://www.gob.pe/institucion/vivienda/informes-publicaciones/2586305-plan-nacional-de-saneamiento-2022-2026>
- Nanduca, H. 2015. *Utilización de aguamiel de café y melaza en agua residual sintética en el cultivo de la microalga Scenedesmus sp. para la producción de lípidos*. Tesis para obtener el grado de maestría. https://cicy.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1003/385/1/PCER_M_Tesis_2015_Nanduca_Harbey.pdf
- Nhut, H., Hung, N., Sac, T., Bang, N., Quang, N., Tri, T., Ky, N. 2019. Removal of nutrients and organic pollutants from domestic wastewater treatment by sponge-based moving bed biofilm reactor. *Environmental Engineering Research*, 25(5). <https://doi.org/10.4491/eer.2019.285>
- Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-1997, *Límites Máximos Permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público*. (21 de septiembre de 1998). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/PPD02/DO114OK.pdf>
- Noyola, A., Morgan-Sagastume, J., Guereca, L. 2013. *Selección de Tecnologías para el Tratamiento de Aguas Residuales Municipales. Guía de apoyo para ciudades pequeñas y medianas*. http://www.pronatura-sur.org/web/docs/Tecnologia_Aguas_Residuales.pdf
- Ódegaard, H. 1999. The Moving Bed Biofilm Reactor. In: *Water Environmental Engineering and Reuse of Water*. <http://netedu.xauat.edu.cn/jpkc/netedu/jpkc2009/szylyybh/content/wlzy/7/3/The%20Moving%20Bed%20Biofilm%20Reactor.pdf>
- Oliveira, B., Hoffmann, M., Antonio, L. 2019. Uso de HDPE reciclables (polietileno de alta densidad) como medio de soporte en un reactor MBBR para el tratamiento de agua residuales sanitarias. *Congreso Brasileiro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*.
- Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura [UNESCO]. 2017. *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2017. Agua Residuales, el recurso desaprovechado*. UNESCO.
- Orozco, A. 2005. *Bioingeniería de aguas residuales*. Antioquía: Acodal.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente [PNUMA]. 2020. *COVID-19, aguas residuales y saneamiento*. Obtenido de <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/32802/FS9SP.pdf?sequence=4&isAllowed=y>
- Roca, I. 2005. *Estudio de las propiedades y aplicaciones industriales del Polietileno de Alta Densidad (PEAD)*. Trabajo de graduación, Universidad de San Carlos de Guatemala. http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/08/08_0639_Q.pdf
- Romero, P. 2015. *Utilización de materiales de reciclaje como medio de soporte en reactores aerobios de biopelícula para tratamiento de agua residual doméstica*. Universidad Técnica de Machala. <http://repositorio.utmachala.edu.ec/handle/48000/2854>
- Rusten, B., Eikebrokk, B., Ulgenes, Y., 2006. Design and operations of the kaldnes moving bed biofilm reactors. *Aquacultural Engineering*, 34(3), 322-331 <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.04.002>
- Sagrario-Castillo, G. 2015. *Eliminación de nutrientes mediante tratamientos biopelícula*. [Tesis doctoral, Universidad Politécnica de Madrid]. http://oa.upm.es/39458/1/Gustavo_Sagrario_Castillo.pdf
- Sharmila, D. 2017. *Comparative Analysis of Activated Sludge Process and Moving Bed Bio-Reactor (MBBR) Technology of Nesapakkam Sewage Treatment Plant-40mLd*. Kalasalingam University.
- Suasnavas-Flores, D. 2017. *Degradación de materiales plásticos "PET" (polyethylene terephthalate), como alternativa para su gestión*. Monografía para la obtención del título de Licenciado, Pontificia Universidad Católica del Ecuador. <http://repositorio.puce.edu.ec/bitstream/handle/22000/13224/Degradaci%C3%B3n%20Qu%C3%ADmica%20del%20PET.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento [SUNASS]. 2016. *Diagnóstico de la plantas de tratamiento de aguas residuales en el ámbito de operación de las Entidades Prestadoras de Servicio de Saneamiento*. Lima.

Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento [SUNASS]. 2022. *Diagnóstico de las plantas de tratamiento de aguas residuales en el ámbito de operación de las Entidades Prestadoras de Servicios de Saneamiento 2022*. https://www.sunass.gob.pe/wp-content/uploads/2022/06/Informe-de-diagnostico-de-las-Plantas-de-Tratamiento-de-Aguas-Residuales-PTAR_VdigitalConcomentario.pdf

Torres, G. 2020. *Tratamiento de aguas residuales municipales utilizando un sistema biológico de lecho móvil acoplado a un módulo de membranas*. [Tesis para obtener el grado de maestría, Instituto Mexicano Tecnológico del Agua]. <http://repositorio.imta.mx/handle/20.500.12013/2249>

Wang, S., Parajuli, S., Sivalingam, V., Bakke, R. 2019. *Biofilm in Moving Bed Biofilm Process for Wastewater Treatment*. Bacterial Biofilms. <https://doi.org/10.5772/intechopen.88520>

Zúñiga-Hernández, E. M. 2019. *Identificación de comunidades bacterianas establecidas en un biofilm de un reactor de lecho fijo con soporte PET*. Universidad Autónoma de Querétaro <http://ri-ng.uaq.mx/handle/123456789/1840>