

DESEMPEÑO DE UN PROTOTIPO DE REACTOR ANAERÓBICO ACOPLADO A UN CONTACTOR BIOLÓGICO ROTATORIO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS

PERFORMANCE OF A PROTOTYPE ANAEROBIC REACTOR COUPLED TO A ROTARY BIOLOGICAL CONTACTOR FOR DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT

Ivette Echeverría Rojas¹, Mauricio Orellana Fernández², Oliver Saavedra Valeriano³

ABSTRACT

Decentralized wastewater treatment is increasingly seen as a sustainable option to address the problems caused by untreated or poorly treated wastewater discharges. In our context, it is essential to develop solutions that are not only more efficient in contaminant removal but also in terms of energy and environmental impact. In this regard, compact systems are gaining importance. This study proposes a combined system with a compartmentalized anaerobic reactor (ABR) and a rotating biological contactor (RBC). This combination promises greater efficiency than a conventional RBC system, as the anaerobic pre-treatment significantly reduces the organic load. When operating at optimal load levels, the RBC improves its performance. A major advantage of this study is that it was developed at the prototype level, allowing the flow and organic load conditions to reflect the operational reality of these systems. The results showed that the ABR-RBC system is capable of removing up to 88% of total COD, 81% of dissolved COD, and 88% of TSS. This translates to effluent concentrations of 79 mg/l of total COD, 51 mg/l of dissolved COD, and 16 mg/l of TSS. Additionally, compared to a conventional RBC, efficiency improved by up to 8%.

Key words: wastewater, treatment, Anaerobic Baffled Reactor, Rotating Biological Contactor, Efficiency

RESUMEN

El tratamiento descentralizado de las aguas residuales se presenta cada vez más como una opción sostenible para hacer frente a los problemas ocasionados por el vertido de las aguas residuales sin tratamiento o con un tratamiento deficiente. En nuestro contexto, es fundamental plantear soluciones cada vez más eficientes, no solo en la remoción de contaminantes, sino también en términos energéticos y ambientales. En este sentido, los sistemas compactos están ganando relevancia. Este estudio propone un sistema combinado por un reactor anaeróbico compartimentado (ABR) y un contactor biológico rotatorio (RBC). Esta combinación promete mayor eficiencia que un sistema RBC convencional, ya que el pretratamiento anaeróbico reduce significativamente la carga orgánica. Al operar bajo niveles de carga óptimos, el RBC mejora su desempeño. La principal ventaja de este estudio es que se desarrolla a nivel prototípico por lo que las condiciones de caudal y carga orgánica responden a la realidad operacional de estos sistemas. Una ventaja importante de este estudio es que se desarrolló a nivel prototípico, permitiendo que las condiciones de caudal y carga orgánica reflejen la realidad operacional de estos sistemas. Los resultados mostraron que el sistema ABR-RBC es capaz de remover hasta el 88% de la DQO total, el 81% de la DQO disuelta y el 88% de los SST. Esto se traduce en concentraciones en el efluente de 79 mg/l de DQO total, 51 mg/l de DQO disuelta y 16 mg/l de SST. Además, en comparación con un RBC convencional, la eficiencia mejoró hasta en un 8%.

Palabras clave: aguas residuales, tratamiento, Reactor anaeróbico compartimentado, Contactor Biológico Rotatorio, Eficiencia.

¹ Licenciada en Ingeniería Química, Investigadora en el Centro de Investigaciones en Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad Privada Boliviana. Investigadora Invitada en la Fundación Aguatuya.

² Licenciado en Ingeniería Civil, Universidad Privada Boliviana

³ Doctor en Ingeniería Civil, Director del Centro de Investigaciones en Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad Privada Boliviana.

1. INTRODUCCIÓN

La descarga de las aguas residuales sin tratamiento o con un tratamiento deficiente ocasionan serios problemas de contaminación al medioambiente representando un riesgo para la salud pública. Alrededor del mundo se generan aproximadamente 360 km³/año de aguas residuales de las cuales solo un 52,8 % recibe tratamiento (Jones et al., 2021). En Bolivia solo un 60 % de la población tiene acceso a un sistema sanitario y la cobertura de tratamiento de las aguas residuales alcanza solamente al 30,5 % (MMAyA, 2020). En países en desarrollo como es el caso de Bolivia, los procesos biológicos son los más utilizados para el tratamiento de las aguas residuales.

En los últimos años, el uso de reactores anaeróbicos se ha incrementado como una respuesta a la necesidad de contar con un sistema de tratamiento robusto y de bajo costo. El tratamiento anaeróbico es una opción sostenible y apropiada para los países en vías de desarrollo, y, combinado con los procesos adecuados, representa una opción viable para la protección del medioambiente y la conservación de los recursos (Gandarillas R. et al., 2017). Para el año 2013 en Bolivia, el sistema de tratamiento predominante eran las lagunas de estabilización con un 46%, le siguen en proporción los tanques Imhoff con un 16%, los tratamientos combinados representan un 16%, los tanques sépticos un 9%, los filtros un 6%, los humedales un 4% y solamente un 1% trata sus aguas en reactores (PROAGRO et al., 2013).

Actualmente se ha incrementado el uso de los reactores anaeróbicos para el tratamiento de las aguas residuales con la implementación de varias plantas en varios lugares del país, llegando a ocupar el tratamiento anaeróbico un 36,7% (MMAyA - SIARH, 2017). Aunque se destacan los bajos costos del tratamiento anaeróbico, aún se reconocen sus limitaciones, sobre todo cuando los reactores operan en condiciones distintas para las cuales han sido concebidos. Uno de los factores que tiene un mayor efecto en la eficiencia de los reactores anaeróbicos es la temperatura como varios estudios han discutido y probado (Ayaz et al., 2012; Chernicharo et al., 2015; Echeverría et al., 2022; Gomec, 2010; Pfluger et al., 2018; Saavedra et al., 2019; Saif et al., 2021).

Los reactores anaeróbicos han sido originalmente

planteados para su actuación bajo condiciones mesofílicas de temperatura (25-40°C), sin embargo, su uso ha sido bastante difundido llegando a operar incluso a temperaturas por debajo de estas condiciones (Echeverría et al., 2022; Saif et al., 2021). Esto último ocasiona que la eficiencia se vea disminuida pudiendo no alcanzarse los estándares requeridos para descarga según normativas ambientales locales. La necesidad de un post-tratamiento ha sido de igual forma resaltada en varios estudios (Chernicharo et al., 2015; Khan et al., 2012).

Otro aspecto de los procesos anaeróbicos en el tratamiento de las aguas residuales es la producción de metano. Esta puede ser beneficiosa si se recupera y se aprovecha con fines energéticos. Sin embargo, puede tener un impacto ambiental negativo cuando no se gestiona adecuadamente. Esto ocurre cuando los reactores anaeróbicos no cuentan con un sistema para recolectar, conducir y quemar el biogás. Esta situación es común en muchas plantas de tratamiento anaeróbico de pequeña o mediana escala, donde el biogás se ventila directamente, transfiriendo la contaminación del agua a la atmósfera y contribuyendo al inventario de gases de efecto invernadero (Noyola et al., 2006).

Los procesos anaeróbicos, en especial los reactores anaeróbicos de flujo ascendente (UASB: Upflow Sludge Blanket Reactor) son ampliamente empleados en varias partes del mundo para el tratamiento de aguas residuales. En Brasil, por ejemplo, aproximadamente el 80% del tratamiento se realiza en lagunas de estabilización y reactores UASB (Von Sperling, 2016). En estos reactores se lleva a cabo el tratamiento gracias al establecimiento de una densa capa de lodo constituida por microorganismos e inmovilizada de forma natural en el lecho del reactor. La biomasa que forma el lecho permite la degradación de la materia orgánica por el metabolismo de las bacterias (De Lemos Chernicharo, 2015). El diseño de la estructura del UASB incluye un separador de tres fases para la separación de los sólidos (expresados como sólidos suspendidos totales SST o Demanda Química de Oxígeno DQO) o biomasa y los gases formados en el proceso metabólico del tratamiento. Un buen diseño de estos UASB permite una separación efectiva de fases. Esto quiere decir que se ha tomado en cuenta para el diseño un tiempo de retención hidráulica en el reactor típico de entre 6-10 horas,

una velocidad ascensional de entre 0,5-0,7 m/h y una carga orgánica de entre 2,5-3,5 kg-DQO/m³*d, además de las consideraciones estructurales (De Lemos Chernicharo, 2015). Cuando el diseño no ha sido bien abordado puede existir una purga de biomasa (De La Varga et al., 2013; Saavedra et al., 2019).

Los reactores anaeróbicos compartimentados (ABR: Anaerobic Baffled Reactor), como su nombre lo indica, están separados en compartimentos y cada uno de ellos asemeja a un reactor UASB individual. El flujo hacia arriba y hacia abajo y de un compartimento hacia otro permiten una separación más efectiva de los sólidos en suspensión y un mayor tiempo de retención de sólidos (Tauseef et al., 2013) mejorando el desempeño de estos. Esta configuración en particular ha demostrado superar algunas de las desventajas de los UASB, relacionados con el arrastre y purga de sólidos hacia otras etapas del tratamiento (Echeverría et al., 2022).

Una combinación de procesos anaeróbicos seguidos de procesos aeróbicos ha sido planteada como una opción que permite mejorar el efluente pre-tratado en la etapa anaeróbica al tiempo que reduce grandemente el consumo energético asociado a los procesos de tipo aerobio (Pfluger et al., 2018). Entre estas combinaciones destaca la secuencia UASB - lodos activados. En esta combinación se reduce notablemente la cantidad de lodos generados en un proceso de lodos activados convencional y se estabilizan los lodos excedentes generados en el proceso aeróbico dado que se recirculan hacia el UASB (Dohdoh et al., 2021).

Varias otras combinaciones con potencial de mejorar la calidad de los efluentes han sido propuestas. Un ejemplo son los UASB combinados con contactores biológicos rotatorios (RBC: Rotating Biological Contactors), UASB combinados con procesos de flotación, aireación, coagulación, etc. (Makwana and Ahammed, 2016). Una combinación no muy explorada es la de los ABR con RBC. Esta última es prometedora dadas las ventajas de los ABR frente a otros procesos anaeróbicos más convencionales como los UASB, y dado que los RBC son procesos altamente eficientes que tienen un consumo energético más bajo que los lodos activados o los filtros percoladores.

En los RBC, una serie de discos montados sobre un eje y parcialmente sumergidos en un tanque, rotan a baja velocidad brindando aireación al agua residual contenida en el tanque (Patwardhan, 2003). Durante la rotación una biopelícula de microorganismos se adhiere a los discos. Son estos microorganismos los responsables de la depuración del agua residual a través de sus procesos metabólicos (Wang et al., 2010). Varios estudios a nivel laboratorio han demostrado la alta eficiencia de los RBC. A esta escala, eficiencias de entre el 68-94% en la eliminación de la DQO se han reportado (Ayoub et al., 2004; Tabraiz et al., 2016).

A escala completa, existen muy pocos estudios, y eficiencias entre el 79-87% (Cvetkovic et al., 2014; IFS-UTS & SNV, 2021) de remoción de DQO se han encontrado. En estudios previos realizados por este mismo grupo de investigadores se evaluó el desempeño de un RBC a nivel prototipo en condiciones reales de caudal y carga orgánica encontrándose eficiencias del 73% y 85% para DQO y SST respectivamente (Echeverría et al., 2020). Para este estudio el objetivo fue incorporar un ABR al proceso, evaluar el desempeño de este sistema ABR-RBC en términos de la remoción de contaminantes fisicoquímicos y comparar su eficiencia con respecto de un sistema convencional RBC.

2. METODOLOGÍA

2.1. Descripción del contexto

El prototipo ABR-RBC se encuentra instalado en Tolata. Este es un pequeño municipio ubicado aproximadamente 30 km al sur de la ciudad de Cochabamba, Bolivia. Según el último censo de población y vivienda tiene una población de aproximadamente 5.316 habitantes (INE, 2012). La temperatura en esta zona presenta grandes variaciones. La temperatura promedio es de 16,5 °C. La temperatura promedio del mes más cálido es de 19,3°C y del mes más frío es de 12,7°C. La precipitación anual promedio es de 401 mm. Esta es una zona agrícola con problemas de escasez de agua donde las aguas residuales tratadas se utilizan para el riego de cultivos.

El centro urbano de Tolata cuenta con una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) que utiliza reactores anaeróbicos compartimentados y biofiltros de grava híbridos (con flujo horizontal y vertical). En un estudio realizado en 2019, se

diseñó, construyó y evaluó el desempeño de un prototipo de Contactor Biológico Rotatorio (RBC), instalado en los mismos predios de la PTAR. Este prototipo trataba el 10% del caudal afluente de la planta, operando en condiciones reales de caudal y carga mediante la desviación de una porción del flujo de entrada (Echeverría et al., 2020). Un esquema de este prototipo se presenta en la Figura 1.

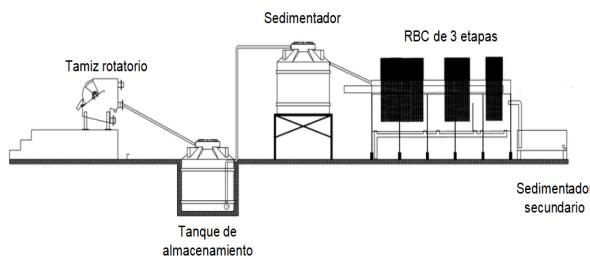


Figura 1. Prototipo RBC. Fuente: Tomado de Echeverría et al. (2020).

Para este estudio, se conectó el prototipo RBC a la salida del reactor anaeróbico de la PTAR. De esta forma, el agua que trataba el prototipo, era un agua previamente tratada en el ABR.

La secuencia de tratamiento en el prototipo es la siguiente: el agua del centro urbano de Tolata llega a un cárcamo de bombeo con un cesto de rejillas para retener sólidos gruesos. Desde ahí, es impulsada hacia un tamiz rotatorio que retiene sólidos más finos, de hasta 1,5 mm. Luego, el agua pasa al reactor ABR, donde recibe un pretratamiento anaeróbico; una porción de este flujo se desvía a un tanque de almacenamiento. Desde el tanque, el agua es enviada a una cámara séptica prefabricada con un bafle separador que funciona como sedimentador primario. Después, el agua pasa a un RBC de 3 compartimentos.

En la Figura 2 se presenta un esquema de este tren de tratamiento.

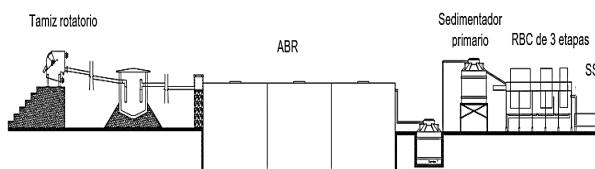


Figura 2. Esquema del prototipo ABR-RBC. Fuente: Adaptado de Echeverría et al. (2020).

Las aguas residuales utilizadas para el diseño del

prototipo RBC presentaban las siguientes características: 396 mg/L de DBO₅, 795 mg/L de DQO y 361 mg/L de SST. El prototipo fue diseñado para un caudal de 0,13 l/s. El volumen del RBC es de 1,4 m³ y cuenta con 151 discos de 0,9 m de diámetro distribuidos de la siguiente manera: 6 discos en la primera etapa, 45 en la segunda y 30 en la tercera. La superficie útil para la formación de biopelícula es de 187 m², con una inmersión del 40% de la superficie de los discos. La primera etapa ocupa la mitad del área total, mientras que la segunda y tercera etapas ocupan 3/5 y 2/5, respectivamente, del área restante. Esta distribución se estableció dado que la primera etapa es la que soporta la mayor carga orgánica.

Esta distribución en 3 etapas responde a los criterios establecidos en la literatura (Metcalf and Eddy, 2014). Los discos del RBC están hechos de láminas de poliestireno con una cara rugosa y otra lisa. Para evitar daños por corrosión debido al contacto con el agua residual, el tanque, los separadores, el eje y la cubierta del CBR se fabricaron en acero inoxidable. Además, se utilizaron dos tanques rectangulares de 0,3 m³ cada uno como sedimentadores secundarios, dispuestos en paralelo y conectados a una descarga común (Echeverría et al., 2020).

2.2. Evaluación del desempeño del ABR-RBC

El prototipo operó desde septiembre de 2022 hasta mayo de 2023. Su desempeño se evaluó mediante la toma de muestras en el afluente y efluente de cada proceso de tratamiento. Los puntos de monitoreo están descritos y codificados en la Tabla 1.

Los parámetros evaluados fueron el: pH, conductividad, oxígeno disuelto, DBO₅, DQO total, DQO soluble, SST, N-NH₃ y fósforo. Todos los parámetros fueron medidos en laboratorios de la Universidad Privada Boliviana a excepción de la DBO₅ que se encargó por servicios externos al laboratorio SPECTROLAB. El pH, la conductividad y el oxígeno disuelto fueron medidos en campo utilizando un medidor multiparamétrico de la marca HANNA modelo HI 98916. Para el análisis de la DQO total y disuelta se utilizó la técnica de reflujo cerrado y colorimetría. Para el análisis de la DQO soluble se microfiltraron las muestras con filtros de 0,45 um de tamaño de poro. Los sólidos suspendidos fueron analizados por técnicas gravimétricas. El nitrógeno amoniacial total fue analizado por destilación y titulación posterior.

Finalmente, el fósforo disuelto se analizó empleando técnicas colorimétricas. Todos los procedimientos de referencia están basados en el Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WEF, 2005).

Tabla 1. Puntos de monitoreo prototipo ABR-RBC.

Código	Punto de muestreo
AF	Afluente al prototipo
ABR	A la salida del ABR
PT	Salida del conjunto de unidades del pre-tratamiento
RBC-1	A la salida de la primera etapa del RBC
RBC-2	A la salida de la segunda etapa del RBC
RBC-3	A la salida de la tercera etapa del BC
SS	A la salida del sedimentador secundario

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados promedio de la evaluación del prototipo se presentan en la Tabla 2. Los resultados principales de la evaluación se muestran de forma gráfica en las figuras 3 a la 6 y se discuten a continuación.

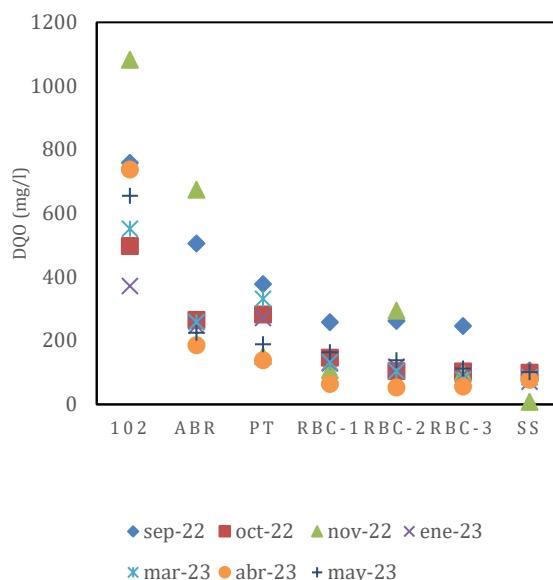


Figura 3. Resultados de la evaluación de la DQO en el prototipo ABR-RBC.

Como se observa en la Figura 3, la mayor

disminución de la DQO se da en la etapa del ABR que contribuye significativamente gracias a su gran capacidad de retención de sólidos. Un 88% de la DQO se remueve desde la entrada hasta la salida. El ABR tiene por sí solo una eficiencia del 49 % en la eliminación de la DQO.

La eficiencia del RBC es del 55% en la eliminación desde su primera hasta su tercera etapa. La concentración de DQO a la salida del tratamiento es de 79 mg/l.

En la Figura 4 se presentan los resultados de la medición de la DQO disuelta.

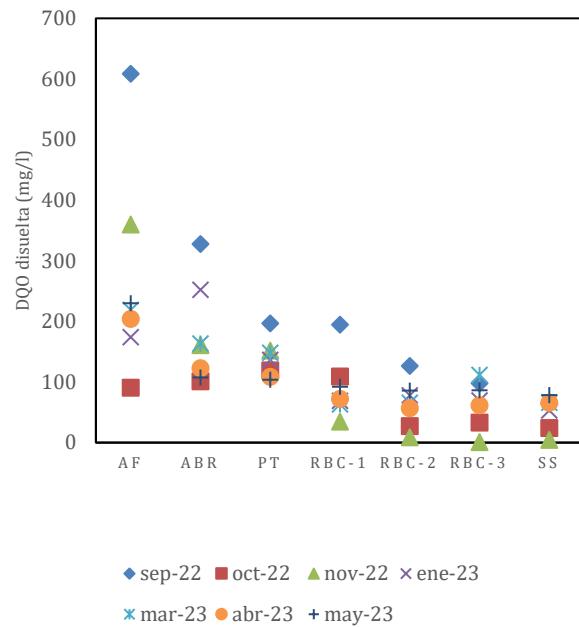


Figura 4. Resultados de la evaluación de la DQO disuelta en el prototipo ABR-RBC.

Se aprecia la misma tendencia en la disminución de la DQO disuelta. Asimismo se puede apreciar que la DQO total y la DQO disuelta se encuentran en una proporción aproximada de 2,5:1 que es similar a la proporción DQO:DBO típica de las aguas residuales domésticas (Metcalf and Eddy, 2014). La eficiencia en la disminución de la DQO disuelta es del 81%. El ABR tiene una eficiencia del 34% y el RBC tiene una eficiencia del 52%. La concentración de DQO disuelta a la salida del tratamiento es de 51 mg/l.

Tabla 2. Resultados de la evaluación del prototipo ABR-RBC.

Parámetros	n	AF		ABR		PT		RBC-1		RBC-2		RBC-3		SS	
		Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD
DQO total (mg/L)	7	665	229	337	181	249	91	143	59	154	90	113	62	79	34
DQO soluble (mg/L)	7	269	169	176	84	137	32	91	51	64	39	65	39	51	27
Sólidos Suspensidos Totales (mg/L)	7	205	122	51	29	55	29	73	67	82	120	48	52	25	27
Fósforo (mg/L)	7	11	3	8,1	2,76	8,1	2,6	7,6	1,7	7,5	1,9	6,9	1,9	7,1	1,9
Alcalinidad (mg/L)	7	830	904	763	620	759	629	658	593	639	610	585	604	557	650
N-NH3 (mg/L)	7	277	390	167	239	95	92	66	44	85	96	56	32	42	30
DBO5 (mg/L)	7	306	119	165	94	121	55	77	31	79	48	49	34	45	21
Temperatura (C)	7	21	2,4	21	2,39	20	2,1	20	1,8	21	1	21	1,1	21	1,4
Oxígeno disuelto (mg/L)	5	0,65	0,9	0,39	0,39	0,79	0,2	0,91	0,6	1,09	0,4	1,43	0,9	1,13	0,8
Conductividad eléctrica (mS/cm)	7	1,54	0,5	1,55	0,34	1,59	0,4	1,57	0,4	1,54	0,4	1,54	0,4	1,79	0,8
pH	7	7,75	0,1	7,22	0,37	7,4	0,2	7,72	0,1	7,5	0,4	7,69	0,5	7,68	0,1

En la Figura 5 se presentan los resultados de la evaluación de los SST.

De esta evaluación se aprecia que la mayor disminución de sólidos en suspensión ocurre en la etapa del ABR. Asimismo se puede observar que en las distintas etapas del RBC se presentan variaciones de sólidos suspendidos con valores elevados en algunas ocasiones. Estos valores podrían deberse a que la biomasa de los discos se desprende continuamente. Esto es algo típico del proceso en un RBC puesto que la formación y desprendimiento de la biopelícula ocurren en un proceso dinámico al tiempo que los discos rotan sumergidos en el tanque. Esto permite mantener un espesor constante de biopelícula (Rana et al., 2018; Waqas et al., 2023). Por otro lado, esta biomasa desprendida de los discos es de naturaleza floculenta que se mantiene en suspensión o puede tender a flotar por acción de las burbujas de gas de la fase líquida contenida en el tanque. El prototipo ha demostrado tener una eficiencia del 88% en la eliminación de los SST.

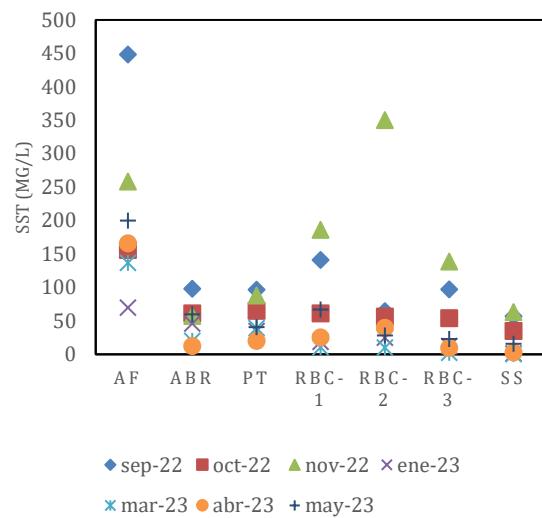


Figura 5. Resultados de la evaluación de SST en el prototipo ABR-RBC.

El ABR remueve un 75% de los sólidos en suspensión que ingresan al prototipo. La concentración de SST del efluente a la salida del tratamiento es de 16 mg/l.

En la Figura 6 se presentan los resultados de la evaluación del nitrógeno amoniacial.

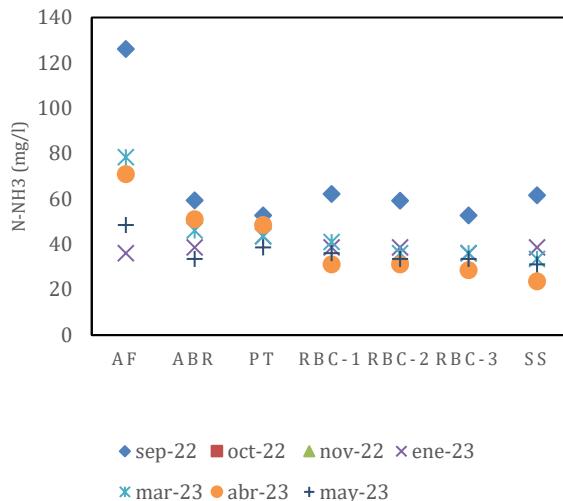


Figura 6. Resultados de la evaluación de N-NH₃ total en el prototipo ABR-RBC.

El diseño de este prototipo originalmente no estaba pensado para la remoción de nutrientes puesto que el agua se destina al riego de cultivos. Sin embargo, se puede observar que de forma global el tratamiento puede remover hasta un 48% del nitrógeno amoniacial total.

3.1. Comparación sistemas RBC con ABR-RBC

El foco de este estudio, además de mostrar el desempeño del prototipo ABR-RBC es establecer una comparación del desempeño con respecto de un RBC convencional.

En la Tabla 3 se presenta una comparación entre el desempeño del RBC evaluado en un estudio previo y de la combinación ABR-RBC evaluada en el presente estudio.

La carga orgánica con respecto de la DQO, para una DQO afluente de 576 mg-DQO/l (Echeverría et al., 2020), para un caudal de diseño de 0,13 l/s es de 34,59 g-DQO/m²*d para el sistema RBC y se reduce a 14,47 g-DQO/m²*d para el sistema ABR-RBC. En términos de DBO, por la relación característica DQO/DBO, es de 17,29 g-DBO/ m²*d para el sistema RBC y 7,24 g-DBO/ m²*d para el sistema ABR-RBC. Esta disminución en la carga

orgánica que ingresa al RBC parece tener relación con la eficiencia. Elevadas eficiencias de remoción de DBO se han encontrado con la aplicación de bajas cargas orgánicas. Por ejemplo, Ayoub et al. (2004) reportó una eficiencia en la eliminación de DBO del 99,1% con una carga orgánica de 13,6 g-DBO/ m²*d. La eficiencia parece disminuir con el incremento de la carga orgánica. Jurado & Vargas (2015) reportaron una eficiencia de remoción de DBO del 89,5% aplicando una carga orgánica de 67,22 g-DBO/ m²*d. Sin embargo, la carga orgánica no es el único factor que afecta al desempeño de un sistema puesto que también se han reportado eficiencias bajas a un nivel de carga orgánica bajo. Es el caso del estudio realizado por Nilling et al. (2014), donde se reporta una eficiencia de 51,6 % con la aplicación de una carga de 6,73 g- DBO/ m²*d.

Tabla 3. Eficiencia comparativa de los sistemas RBC y ABR-RBC.

	Eficiencia (%)		Concentración efluente (mg/l)	
	RBC (Echeverría et al., 2020)	ABR-RBC Este estudio	RBC (Echeverría et al., 2020)	ABR-RBC Este estudio
DQO total	81	88	205	79
DQO disuelta	75	81	87	51
SST	85	88	39	16

De estos resultados se puede apreciar que un ABR-RBC mejora favorablemente la calidad del tratamiento. La remoción de la DQO se incrementa en un 7%, la eliminación de la DQO disuelta se incrementa en un 6% y la eliminación de sólidos se incrementa en un 3%. Si bien estos porcentajes pueden no parecer significativos, es notable que la calidad del efluente en términos de la concentración de estos contaminantes mejora de un sistema a otro.

Esta mejora, podría estar relacionada con la disminución de carga orgánica con la que opera el RBC una vez que el agua ha sido pre-tratada en el ABR. Sin embargo, no se debe únicamente a la disminución de carga, sino también a que esto permite operar el sistema a una mayor velocidad de rotación, mejorando así la oxigenación. Con estas condiciones de carga, el sistema ABR-RBC puede

funcionar a velocidades de hasta 2,5 RPM sin riesgo de generar condiciones anaeróbicas, las cuales se evidenciaban en el RBC original con la aparición de una biopelícula blanquecina característica.

Además, la disminución de la carga orgánica en la etapa anaeróbica permite reducir las dimensiones de las etapas aeróbicas posteriores y consecuentemente también los requerimientos energéticos.

Estos resultados posicionan a esta combinación como una opción viable para el tratamiento de las aguas residuales domésticas en pequeños municipios o comunidades.

4. CONCLUSIONES

Los resultados de la evaluación de un prototipo de sistema de tratamiento configurado por un ABR y un RBC posicionan a esta configuración como una opción altamente eficiente. Las eficiencias alcanzadas por este sistema fueron del 88% en la eliminación de DQO total, 81% de la DQO disuelta, 88% de los SST, 48% del N-NH₃ y 33% de fósforo.

La calidad del efluente alcanzada es superior a las de otros sistemas de tratamiento con concentraciones de 79 mg-DQO total/l, 51 mg-DQO disuelta/l, 16 mg-SST/l, 38 mg-N-NH₃/l y 7 mg-P/l. Estas concentraciones no solo son mejores que las alcanzadas en estudios previos empleando solamente el RBC sino que se demuestra que la eficiencia de un sistema con respecto del otro mejora hasta en un 8%. Si bien el efluente aún contiene elevados niveles de nutrientes, esto podría ser beneficioso cuando el efluente tiene destino de reuso agrícola. Dado que no se tiene ninguna etapa de desinfección se recomienda su aplicación para el riego de cultivos de tallo alto, forrajeros o que no se consumen sin procesar siguiendo lineamientos internacionales.

5. REFERENCIAS

American Public Health Association, Eaton, A. D., American Water Works Association, & Water Environment Federation. (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (21st ed).

Ayaz, S. Ç., Akça, L., Aktaş, Ö., Fındık, N., & Öztürk, İ. (2012). Pilot-scale anaerobic treatment of

domestic wastewater in upflow anaerobic sludge bed and anaerobic baffled reactors at ambient temperatures. *Desalination and Water Treatment*, 46(1–3), 60–67.
<https://doi.org/10.1080/19443994.2012.677504>

Ayoub, G., Saikaly, P., El-Fadel, M., & Baydoun, E. (2004). Impact of Step-Feed on COD and BOD₅ Removal in Rotating Biological Contactors. *ENVIRON ENG SCI*, 21(5).
<https://doi.org/10.1089/ees.2004.21.558>

Chernicharo, C. A. L., Van Lier, J. B., Noyola, A., & Bressani Ribeiro, T. (2015). Anaerobic sewage treatment: State of the art, constraints and challenges. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 14(4), 649–679.
<https://doi.org/10.1007/s11157-015-9377-3>

Cvetkovic, D., Susterstic, V., Gordic, D., Bojic, M., & Stosic, S. (2014). Performance of single-stage rotating biological contactor with supplemental aeration. *Environmental Engineering and Management Journal*, 13(3), 681–688.
<https://doi.org/10.30638/eemj.2014.072>

De La Varga, D., Díaz, M. A., Ruiz, I., & Soto, M. (2013). Avoiding clogging in constructed wetlands by using anaerobic digesters as pre-treatment. *Ecological Engineering*, 52, 262–269.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.11.005>

De Lemos Chernicharo, C. A. (2015). Anaerobic Reactors. In *Biological wastewater treatment series* (Vol. 4). IWA Publishing.
<https://iwaponline.com/ebooks/book/79/>

Dohdoh, A. M., Hendy, I., Zelenakova, M., & Abdo, A. (2021). Domestic Wastewater Treatment: A Comparison between an Integrated Hybrid UASB-IFAS System and a Conventional UASB-AS System. *Sustainability*, 13(4), Article 4.
<https://doi.org/10.3390/su13041853>

Echeverría, I., Saavedra, O., Escalera, R., Heredia, G., & Montoya, R. (2020). Diseño, construcción y evaluación de un sistema de contactor biológico rotatorio (CBR) para el tratamiento de aguas residuales municipales a escala piloto. *Investigacion & desarrollo*, 20(1), 41–49.
<https://doi.org/10.23881/idupbo.020.1-3i>

Echeverría, I., Saavedra, O., Escalera, R., Heredia, G., Yoshimura, C., & Montoya, R. (2022). Small-

Scale Operation of an Integrated Anaerobic Baffled Reactor and Biofilter: Factors Affecting Its Performance. *Journal of Environmental Engineering*, 148(11), 04022065.
[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0002047](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0002047)

Gandarillas R., V., Saavedra, O., Escalera, R., & Montoya, R. (2017). Revisión de las experiencias en el tratamiento de aguas residuales domésticas mediante reactores UASB en Cochabamba-Bolivia comparadas con las de Latinoamérica, India y Europa. *Investigación & desarrollo*, 1(17), 83–98.
<https://doi.org/10.23881/idupbo.017.1-7i>

GEOPTAR - Planta de Tratamiento de Aguas Residuales—MMAyA - SIARH. (n.d.). Retrieved October 30, 2024, from <https://datos.siarh.gob.bo/index.php?module=geoptar&smodule=reportes>

Gomec, C. Y. (2010). High-rate anaerobic treatment of domestic wastewater at ambient operating temperatures: A review on benefits and drawbacks. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 45(10), 1169–1184.
<https://doi.org/10.1080/10934529.2010.493774>

IFS-UTS & SNV. (2021). Treatment technologies in practice. On-the-ground experiences of faecal sludge and wastewater treatment. SNV Netherlands Development Organization.

Jones, E. R., van Vliet, M. T. H., Qadir, M., & Bierkens, M. F. P. (2021). Country-level and gridded estimates of wastewater production, collection, treatment and reuse. *Earth System Science Data*, 13(2), 237–254.
<https://doi.org/10.5194/essd-13-237-2021>

Jurado de la Cruz, Juan Carlos & Vargas Aliaga, Edwin Alberto. (2015). Remoción de materia orgánica en un sistema biodiscos en el tratamiento de aguas residuales urbanas de los efluentes “Las vírgenes”—Huancayo a nivel de laboratorio. Universidad Nacional del Centro del Perú.

Khan, A. A., Gaur, R. Z., Lew, B., Diamantis, V., Mehrotra, I., & Kazmi, A. A. (2012). UASB/Flash aeration enable complete treatment of municipal wastewater for reuse. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 35(6), 907–913.
<https://doi.org/10.1007/s00449-011-0675-z>

Makwana, A. R., & Ahammed, M. M. (2016). Continuous electrocoagulation process for the post-treatment of anaerobically treated municipal wastewater. *Process Safety and Environmental Protection*, 102, 724–733.
<https://doi.org/10.1016/j.psep.2016.06.005>

Metcalf and Eddy. (2014). *Wastewater Engineering Treatment and Resource Recovery* (Fifth edition). Mc Graw Hill.

Ministerio de Medio Ambiente y Agua. (2020). Estrategia Nacional de Tratamiento de Aguas Residuales (ENTAR). Presentación de la estrategia nacional de tratamiento de aguas residuales, La Paz-Bolivia.

Nilling, J. J., Deka, M., Prasad, S., Tungi, S., & Bharti, A. (2014). Performance Evaluation of Laboratory Scale RBC to Treat Wastewater from Hostels. *International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology*, 3(4). ISSN (Online) : 2319 – 8753

Noyola, A., Morgan-Sagastume, J. M., & López-Hernández, J. E. (2006). Treatment of Biogas Produced in Anaerobic Reactors for Domestic Wastewater: Odor Control and Energy/Resource Recovery. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 5(1), 93–114.
<https://doi.org/10.1007/s11157-005-2754-6>

Patwardhan, A. W. (2003). Rotating Biological Contactors: A Review. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 42(10), 2035–2051.
<https://doi.org/10.1021/ie0200104>

Pfluger, A. R., Callahan, J. L., Stokes-Draut, J., Ramey, D. F., Gagen, S., Figueroa, L. A., & Munakata-Marr, J. (2018). Lifecycle Comparison of Mainstream Anaerobic Baffled Reactor and Conventional Activated Sludge Systems for Domestic Wastewater Treatment. *Environmental Science & Technology*, 52(18), 10500–10510.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06684>

Programa de Desarrollo Agropecuario (PROAGRO), Ministerio de Medio Ambiente y Agua (MMAyA), & Programa para Servicios Sostenibles de Agua Potable y Saneamiento en Áreas Periurbanas (PERIAGUA). (2013). Sistematización sobre tratamiento y reuso de las aguas residuales.

- Rana, S., Gupta, N., & Rana, R. S. (2018). Removal of Organic pollutant with the use of Rotating Biological Contactor. *Materials Today: Proceedings*, 5(2), 4218–4224. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2017.11.685>
- Saavedra, O., Escalera, R., Heredia, G., Montoya, R., Echeverría, I., Villarroel, A., & Brito, L. L. (2019). Evaluation of a domestic wastewater treatment plant at an intermediate city in Cochabamba, Bolivia. *Water Practice and Technology*, 14(4), 908–920. <https://doi.org/10.2166/wpt.2019.071>
- Saif, Y., Ali, M., Jones, I. M., & Ahmed, S. (2021). Performance Evaluation of a Field-Scale Anaerobic Baffled Reactor as an Economic and Sustainable Solution for Domestic Wastewater Treatment. *Sustainability*, 13(18), 10461. <https://doi.org/10.3390/su131810461>
- Tabraiz, S., Haydar, S., & Hussain, G. (2016). Evaluation of a cost-effective and energy-efficient disc material for rotating biological contactors (RBC), and performance evaluation under varying condition of RPM and submergence. *Desalination* and Water Treatment, 57(43), 20493–20500. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1113143>
- Tauseef, S. M., Abbasi, T., & Abbasi, S. A. (2013). Energy recovery from wastewaters with high-rate anaerobic digesters. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 19, 704–741. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.11.056>
- Von Sperling, M. (2016). Urban wastewater treatment in Brazil. Inter-American Development Bank. <http://dx.doi.org/10.18235/0009301>
- Wang, L. K., Tay, J.-H., Tay, S. T. L., & Hung, Y.-T. (Eds.). (2010). *Environmental Bioengineering*. Humana Press. <https://doi.org/10.1007/978-1-60327-031-1>
- Waqas, S., Harun, N. Y., Sambudi, N. S., Bilad, M. R., Abioye, K. J., Ali, A., & Abdulrahman, A. (2023). A Review of Rotating Biological Contactors for Wastewater Treatment. *Water*, 15(10), 1913. <https://doi.org/10.3390/w15101913>