

Implementación de un tratamiento biológico para efluentes de rastros en zonas rurales

Oscar Marín-Peña ^{1,*}, Luis Carlos Sandoval-Herazo ¹ y Alejandro Alvarado-Lassman ²

¹ Laboratorio de Humedales y Sustentabilidad Ambiental, División de Estudios de Posgrado e Investigación, Tecnológico Nacional de México/ITS de Misantla, Misantla, Veracruz, México

² División de Estudios de Posgrado e Investigación, Tecnológico Nacional de México/IT de Orizaba, Orizaba, Veracruz, México

* Autor de correspondencia: oscar.marin.ind@gmail.com

Contaminación de Agua, Suelo y Aire. Tratamientos biológicos. **Ponencia Presencial.**

Recibido: 26 de agosto de 2023

Aceptado: 16 de octubre de 2023

Publicado: 23 de noviembre de 2023

Resumen: Los efluentes de rastros son una fuente muy importante de contaminación al medio ambiente, específicamente en comunidades rurales en donde no existen tratamientos adecuados y son vertidos en arroyos, contaminando también las aguas subterráneas. Es de gran importancia estudiar alternativas de fácil implementación para remover los contaminantes de estos efluentes con la finalidad de mitigar los impactos ambientales y los daños a la salud. En este proyecto se implementó un reactor anaerobio de biopelícula fija para evaluar la remoción de contaminantes presentes en este tipo de efluentes, evaluando el periodo de estabilización y tres cargas orgánicas diferentes. Se alcanzaron tasas de remoción de hasta el 83.69, 91.81, 87 y 92 % para DQO, DQO₅, ST y SV, respectivamente, con una remoción media del 32 % para Nitrógeno Total y la producción de biogás superó los 300 L/h.. Gracias a la configuración del sistema de biopelícula, el reactor tuvo buen desempeño incluso con la carga más alta, encontrando una opción biológica viable para su aplicación en comunidades con presupuestos limitados.

Palabras clave: Tratamiento biológico; reactor anaerobio; efluente de rastro; biogás

Implementation of a biological treatment for slaughterhouse effluents in rural areas.

Abstract: The effluents from slaughterhouses constitute a highly significant source of environmental pollution, particularly in rural communities lacking proper treatment facilities, where they are discharged into streams, thereby also contaminating groundwater sources. It is of paramount importance to explore easily implementable alternatives for the removal of contaminants from these effluents, with the aim of mitigating environmental impacts and health hazards. In this project, an anaerobic fixed-film reactor was employed to assess the removal of pollutants present in this type of effluent. The study encompassed the stabilization phase and three distinct organic loadings. Removal rates of up to 83.69%, 91.81%, 87%, and 92% were achieved for COD, sCOD, TS, and VS, respectively, with an average removal of 32% for TN, and biogas production exceeded 300 L/h. The effective performance of the reactor, attributed to the biofilm system configuration, was maintained even under the highest organic loading, demonstrating a viable biological solution for implementation in resource-limited communities.

Keywords: Biological treatment; anaerobic reactor; slaughterhouse effluent; biogas

Introducción

En México los rastros se clasifican en rastros tipo inspección federal (TIF) y rastros municipales. Los impactos ambientales en los rastros TIF son mínimos debido a que siguen una serie de reglamentaciones rigurosas y cuentan con mejor supervisión federal. Por otro lado, los rastros municipales no suelen contar con suficientes presupuestos o elementos administrativos suficientes para contemplar un adecuado tratamiento de los efluentes generados (Rodríguez & Valdez, 2019). Los rastros municipales aportan un gran porcentaje de la carne que se consume en todo el país, de ahí la importancia de mejorar las condiciones de los centros de matanza y que estos centros cumplan con los procedimientos sanitarios con el objetivo tanto de erradicar enfermedades como de reducir los impactos ambientales. El efluente generado de los rastros consiste de subproductos orgánicos que son difícil de tratar debido a su alto contenido de proteína y lípidos. Los efluentes de rastro se consideran de naturaleza recalcitrante debido a sus componentes que incluyen la sangre, la eliminación del rumen y el contenido intestinal, los residuos intestinales del proceso de evisceración, las grasas del paso de recorte de carne, así como la cabeza y las extremidades, principalmente huesos (Jayathilakan et al., 2012; Musa & Idrus, 2021). El vertido de aguas residuales sin recibir un tratamiento adecuado representa un problema ambiental tanto para la vida vegetal como animal. Las aguas residuales provenientes de mataderos han sido clasificadas como una de las sustancias de desecho más perjudiciales liberadas al entorno. Además, la descarga de aguas residuales sin tratar en cuerpos de agua receptores puede obstaculizar la penetración de la luz en los organismos acuáticos y promover la eutrofización, generando un impacto estético negativo (Musa et al., 2018).

En México, el acceso a saneamiento básico mejorado es de un 64 % en el medio urbano, mientras que en el medio rural sólo es de 39 %. Son 14 los estados con mayor rezago en el acceso a los servicios, en los que el porcentaje de población que cuenta con saneamiento básico mejorado oscila entre 10 y 50 %. Con estos datos, es evidente que muchos municipios y zonas rurales carecen de las capacidades técnicas para brindar los servicios de tratamiento de efluentes de rastros de manera adecuada. En consecuencia, estas zonas en desarrollo presentan una alta mortalidad infantil por enfermedades diarreicas. No obstante, se calcula que el 48% de las muertes por dicha causa son evitables con medidas de saneamiento de aguas residuales, incluyendo las generadas en rastros, pues estos servicios permiten la reducción de la mortalidad y morbilidad entre la población menor de cinco años, la disminución de enfermedades de transmisión por agua (hepatitis viral, fiebre tifoidea, cólera, disentería y otras causantes de diarrea) así como de afecciones por el consumo de químicos peligrosos disueltos en el agua como arsénico, nitratos o flúor (CONAGUA, 2020).

Los tratamientos convencionales de los efluentes de rastros, principalmente en ciudades, incluyen tratamientos fisicoquímicos tales como flotación por aire disuelto, coagulación-floculación y sedimentación, proceso de electrocoagulación y tecnología por membranas. Estos tratamientos suelen ofrecer una buena calidad del efluente debido a su gran remoción de contaminantes, reducción de partícula sólida y mitigación de olores, siempre y cuando sean llevados a cabo de manera adecuada (Palomares-Rodríguez et al., 2017; Baker et al., 2021). Sin embargo, algunas desventajas de estos tratamientos pueden ser alto consumo energético para aeración, uso de químicos como coagulantes o para limpieza de membranas, poco rentable y no cuentan con sistemas de generación y recuperación energética (Vidal et al. 2016; Musa & Idrus, 2021), por consiguiente, no son opciones verdaderamente viables para su aplicación en comunidades rurales. Dentro de los procesos biológicos más investigados son las tecnologías de reactores anaerobios pues presentan una alternativa a los procesos fisicoquímicos convencionales para la gestión de residuos y aguas residuales en general. Estos sistemas resultan especialmente eficaces en el tratamiento de residuos de alta resistencia, como los efluentes de rastro, debido a que los subproductos generados presentan un potencial de recuperación que permite su reutilización directa. Algunos ejemplos de estos subproductos son los nutrientes contenidos en los lodos y los efluentes, así como el gas metano (Fu et al., 2018; Musa & Idrus, 2021). Dentro de los reactores anaerobios existen algunos que han sido aplicados ampliamente a escala real tales como los Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente (UASB, por sus siglas en inglés), Reactores Biológicos Secuenciales (SBR, por sus siglas en inglés), Reactores Anaerobios por Membranas (AnMBR, por sus siglas en inglés) y los Reactores Anaerobios de Biopelícula Fija (RABF). Los primeros tres permiten efluentes de gran calidad gracias a su gran eficiencia de remoción de efluentes con alta carga orgánica y producción de biogás. Sin embargo, algo en común de estas tecnologías es su complicada aplicación en zonas rurales en donde existe la necesidad de contar con tratamientos de fácil implementación y operación, con bajos costos y consumos energéticos. Por otro lado, una opción más interesante son los RABF debido a que ofrecen las ventajas que tienen las tecnologías de reactores anaerobias, pero con un diseño e implementación más sencillo, pues básicamente consiste en una columna de relleno en la cual se desarrollan y se fijan las bacterias anaerobias (Rajakumar & Meenambal, 2008; Rincon et al., 2009). El desarrollo de los microorganismos en los soportes fijos hace que se logren tiempos de retención hidráulica muy cortos, resistencia a toxinas y a altas cargas orgánicas, generando efluentes de alta calidad (Khan et al., 2015). Comparado con los sistemas de tratamiento anaerobios convencionales, los FBBR también pueden reducir significativamente el tiempo de arranque produciendo biogás en un menor tiempo (Karadag et al., 2015).

En este contexto, es necesario evaluar sistemas biológicos de fácil aplicación para que su operación en estas zonas sea constante, encontrando las condiciones adecuadas para mejorar la eficiencia remoción de efluentes de rastros en comunidades y así contar con una solución biológica para mitigar los impactos ambientales generados por estos contaminantes. El objetivo de este trabajo fue implementar y evaluar un RABF a escala piloto para el tratamiento de efluentes de rastro, utilizando material de soporte pre-colonizado y considerando el periodo de estabilización mediante el cambio gradual de sustrato de Fracción Líquida de Residuos de Frutas y Verduras (FL-RFV) a efluente de rastro, hasta incrementar a tres diferentes cargas orgánicas.

Materiales y Métodos

Obtención del sustrato

El agua residual cruda utilizado en este experimento se obtuvo de un rastro municipal ubicado en la ciudad de Misantla, Veracruz, México. Se recolectaron aproximadamente 600 L de efluente por semana. La fuente específica del efluente

incluyó las aguas combinadas generadas por el proceso de matanza tanto de los bovinos como de los cerdos, lavado y drenaje, pues la recolección se realizó en una tubería que conecta con un arroyo. El rastro municipal separa los residuos sólidos como contenido ruminal y vísceras para diferente uso, sin embargo, el agua residual aún contiene restos de partículas sólidas. De la misma forma, la sangre se recolecta parcialmente para su disposición final, sin embargo, cierta cantidad llega al piso durante el izado, sacrificio, despojo o retiro de piel (bovinos) y escaldado (cerdos), por lo cual existe un alto contenido de sangre en el agua residual debido al proceso de lavado de las áreas.

Almacenamiento y pretratamiento del sustrato.

El efluente de rastro se recolectó en bidones de plástico de 20 L y se almacenó en un tanque sedimentador para reducir su cantidad de sólidos antes de las etapas posteriores del proyecto. El efluente del rastro municipal suele contener componentes que pueden afectar el desempeño del reactor anaerobio y sus accesorios, pues las obstrucciones debido a partículas sólidas pueden afectar en gran medida el desempeño de los RABF (Sunder & Satyanarayan, 2013). Otros problemas comunes con la acumulación de sólidos es el lavado de biomasa y la limitación de operar con cargas orgánicas altas debido a la baja eficiencia de los microorganismos metanogénicos en este tipo de reactores de biopelícula (Shende et al., 2022). Por lo tanto, fue necesario implementar un pretratamiento al sustrato antes de ingresarlo al reactor anaerobio con la finalidad de asegurar un desempeño adecuado evitando intermitencias por malfuncionamiento y taponamientos y bajas eficiencias de remoción de materia orgánica. El pretratamiento consistió de un proceso de centrifugación y filtración. Para el centrifugado se utilizó una centrifuga industrial con una canastilla de 54 L para posteriormente filtrar el agua residual con una malla de plástico con orificios de 1.35 mm.

Inóculo y medio de soporte

En algunos estudios se ha demostrado el tiempo de arranque y estabilización de un reactor anaerobio de biopelícula puede ser reducido al utilizar lodo anaerobio ya aclimatado (León-Becerril et al., 2016) y material de soporte pre-colonizado (Alvarado-Lassman et al., 2010). Con la finalidad de mejorar el proceso de estabilización, se utilizaron 10 L de lodo anaerobio como fuente bacteriana de un RABF de 1200 L en etapa de hidrólisis. Para el material de soporte, se obtuvieron tramos de tubos corrugados de polietileno de ½" de diámetro y aproximadamente 8 cm de largo. Cada pieza tiene en su interior una fibra de poliuretano mejorando así el área de soporte de los microorganismos. Al igual que el inóculo, el material de soporte se obtuvo también del RABF de 1200 L, por lo cual, ya se encontraba pre-colonizado.

Adaptación del RABF

En este proyecto se acondicionó un reactor anaerobio que anteriormente tenía una configuración de codigestión para tratar lodos residuales. Se retiraron dos placas de separación de fase sólida y de lixiviados y se construyó una estructura de 55 cm de altura, 40 cm de largo y 40 cm de ancho, construida con ángulo de acero al carbón de ½". Posteriormente, esta estructura se cubrió con malla cuadrangular de polipropileno con aperturas aproximadas de 2x2 cm para retener el material de soporte del lecho fijo. Esta malla fue reforzada con tres capas para asegurar la retención del material de soporte. En la entrada del sustrato localizada en la parte superior interior, se colocó una placa deflectora para evitar que el flujo de alimentación / recirculación del reactor lave la biopelícula contenida en el lecho fijo. Esto permitió que el agua residual circulara hacia abajo teniendo una mejor mezcla en todo el reactor favoreciendo el contacto con las bacterias y el sustrato. El siguiente paso de la adaptación del RABF, fue la parte de alimentación y recirculación del sustrato. Para esto se utilizaron tuberías de 2". En la línea de recirculación se adaptó una toma de muestra de 1", la cual también funcionó como salida del sustrato. Para la alimentación se utilizó un tanque de 120 L y se unió a la línea de recirculación mediante una tubería de ½" y un accesorio conector "T". Se colocó una tuerca unión para retirar el tanque de alimentación para su mantenimiento. Para la alimentación y recirculación se instaló una bomba centrífuga de 0.5 hp. El RABF adaptado se aprecia en la Figura 1.



Figura 1 RABF acondicionado para el tratamiento del efluente de rastro

Condiciones de operación

El RABF de 1200 L de donde se obtuvo el inóculo y el material de soporte pre-colonizado es operado con la FLRFV. Por esta razón, la operación del reactor anaerobio se realizó en dos fases. En la primera fase se inició la operación del RABF con un cambio gradual de sustrato, comenzando primero con la FLRFV durante un mes, para cambiar al efluente de rastro municipal en la segunda fase. Para la FLRFV se recolectaron aproximadamente 100 kg de este residuo en un mercado local para posteriormente realizar el proceso de trituración y centrifugación para la separación de la fase líquida-sólida. El RABF de 1200 L al cumplir la función de hidrólisis, era sometido a cargas orgánicas altas por lo cual, la operación en la primera fase se inició con una carga orgánica alta y se fue disminuyendo hasta alcanzar concentraciones orgánicas similares a las del efluente de rastro. En la segunda fase, se inició la operación del RABF con efluente de rastro para evaluar la Carga Volumétrica Aplicada (CVA) en tres valores promedio, 1.5 gDQO/L*d como carga baja, 3 gDQO/L*d como carga media y 4 gDQO/L*d como la carga más alta. El aumento de la CVA se realizó incrementando el flujo de alimentación siendo estos 50, 75 y 120 L/d. Para el monitoreo del reactor, se tomó muestra de entrada y salida recirculando el reactor 30 minutos antes del muestreo, con la finalidad de obtener una muestra homogénea. La operación del RABF se realizó en modo batch recirculando sustrato durante 24 h durante su periodo de operación.

Análisis fisicoquímicos para caracterización

Una vez obtenido el sustrato, se tomaron muestras para realizar la caracterización mediante el análisis de pH utilizando un potenciómetro marca Oakton modelo pH700 con base en el método 4500-H+B (Standard Methods); DQO_T y DQO_s aplicando el micrométodo colorimétrico 5522D Standard Methods; ST y SV mediante los lineamientos de la NMX-AA-034-SCFI-2015; Nitrógeno Total y Fósforo utilizando el espectrofotómetro HI801-01 "iris" (HANNA® Instruments, Woonsocket, RI, USA) con base en técnicas estándares y el flujo de biogás mediante un medidor de flujo ultrasónico PUXIN modelo BF-2000

Resultados y Discusión

Caracterización del efluente de rastro

En la Tabla 1 se muestran los valores promedio de caracterización del efluente de rastro. La caracterización del efluente de rastro en cuanto a DQO_T y DQO_s, nos indica que contiene una alta concentración de sustancias y concentración orgánica solubilizada que requiere ser degradada antes de ser descargado, pues puede tener un impacto negativo en la calidad del agua. Las actividades de sacrificio en los rastros suelen generar grandes cantidades de residuos sólidos

que son enviados para unidades que producen alimento para animales y la sangre, huesos y vísceras suelen ser separados para otros usos. Las partículas sólidas no separadas suelen ser descargadas junto con el agua residual. En la caracterización promedio se obtuvieron valores de 3.05 y 2.36 g/L para ST y SV, respectivamente, aunque en algunas ocasiones, fue necesario realizar doble filtración debido a que existía mayor cantidad de partículas sólidas, esto con el fin de evitar obstrucciones en la bomba de recirculación y baja eficiencias de remoción. La concentración promedio de Nitrógeno en forma de compuestos como el nitrato, nitrito y amonio es de 494.84 mg/L. Estos valores pueden provenir de diversas fuentes, incluyendo restos de tejidos de animales y productos químicos utilizados en el matadero. El alto contenido de nitrógeno puede alterar el equilibrio de nutrientes en los cuerpos de aguas si es descargado sin un tratamiento previo para reducir este componente. El pH se mantuvo neutro y ligeramente básico debido posiblemente a la descomposición de los tejidos animales y proteínas, fluidos corporales y productos de limpieza alcalinos.

Tabla 1 Caracterización del efluente de rastro

Parámetro	Unidad	Valor
DQO _T	g/L	5.88
DQO _S	g/L	4.35
ST	g/L	3.05
SV	g/L	2.36
NT	mg/L	494.83
Fósforo	mg/L	30.15
pH	Unidad de pH	7.8

Las características del efluente de rastro generalmente dependen de varios factores tales como el tamaño del lugar, el tipo de animales sacrificados, tipo de procesos envueltos, la cantidad de agua consumida por los animales y las fuentes de los efluentes, es decir, muchas veces el efluente está conectado con el drenaje del lugar (Bustillo-Lecompte et al., 2016; Aziz et al., 2019). Para este estudio, el efluente de rastro incluye todas las actividades del lugar y tiene un punto de descarga único que tiene como destino final un arroyo (Figura 2). Este arroyo converge en un río unos kilómetros adelante.



Figura 2 Descarga de efluente de rastro ubicado en Misantla, Ver.

Monitoreo de DQO_T y DQO_S

En la Figura 3 se muestran los valores de entrada, salida y remoción para DQO_T y DQO_S, incluyendo la evaluación del reactor anaerobio durante el cambio de sustrato en los primeros 23 días de operación. Como se mencionó anteriormente, la estabilización del FBBR incluyó la alimentación de FLRFV hasta gradualmente cambiar a efluente de rastro, debido a la fuente del inóculo y material de soporte pre-colonizado.

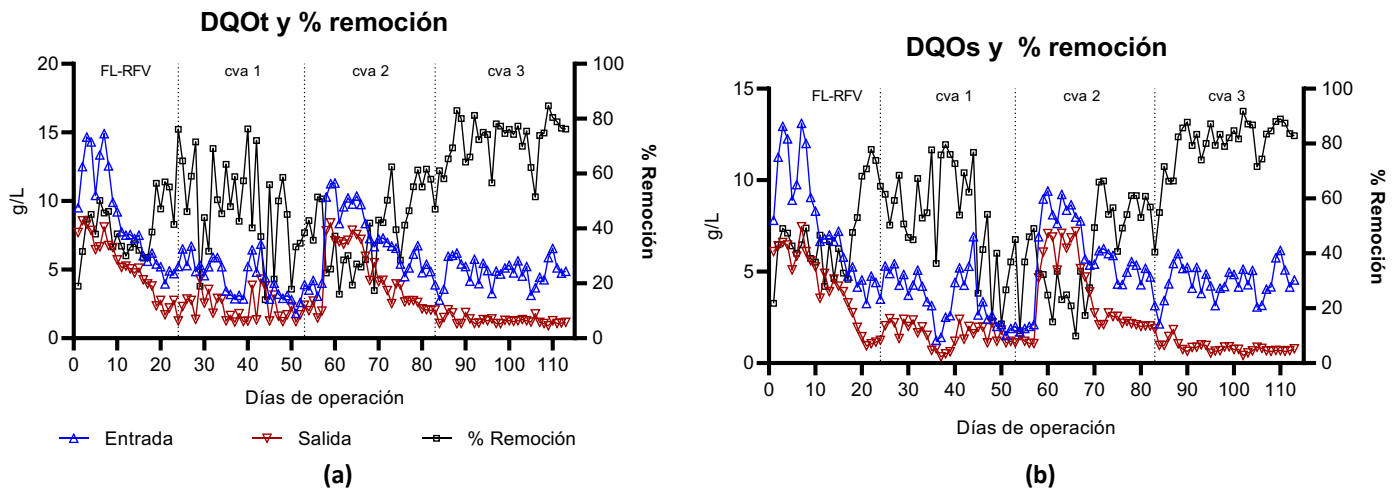


Figura 3 Evaluación de concentraciones del RABF: a) DQO_T , b) DQO_S

La FLRFV se caracteriza por su alto contenido de materia orgánica, por esta razón, los primeros valores de ambos parámetros estuvieron por arriba de 10 g/L, para después ir disminuyendo la concentración orgánica hasta por debajo de 10 g/L con la finalidad de adecuar los valores de DQO a los valores promedio de efluente de rastro. A partir del día 24 se hizo el cambio de sustrato alimentando los primeros 50 L de efluente de rastro, mezclándose con los 100 L restantes en su interior, incluyendo el lodo anaerobio. Durante la primera carga, los valores promedio de entrada fueron de 4.36 g/L para DQO_T y 3.5 para DQO_S . Durante la segunda carga, se aumentó la alimentación a 75 L/d, para este entonces el reactor ya estaba tratando únicamente efluente de rastro. Sin embargo, surgieron algunos inconvenientes con la fuente del efluente debido a que se apreciaba una cantidad mayor de sangre, esto debido al proceso inestable dentro del rastro. Se puede apreciar que entre los días 58 y 67 hubo un incremento en la concentración orgánica, encontrando valores de hasta 11.25 y 9.41 g/L en DQO_T y DQO_S , respectivamente; sin embargo, se notó un descenso en la remoción pasando desde valores de 60 % hasta 20 % en promedio. Estas altas concentraciones de DQO suelen deberse al importante volumen de sangre presente en el agua residual, este factor suele influir en otros parámetros y en la naturaleza del agua residual tales como la DBO o contenido de Nitrógeno (Pozo et al., 2003). Después de este periodo para finalizar la carga 2, los valores de entrada de DQO disminuyeron nuevamente hasta alcanzar un promedio de 4.95 y 4.46 g/L, para DQO_T y DQO_S , respectivamente, pero aumentando el flujo de alimentación a 120 L/d durante la carga 3 (4 gDQO/L*d). La remoción de estos parámetros se recuperó rápidamente debido a que para este periodo el reactor ya se encontraba estabilizado y con gran actividad microbiana, alcanzando remociones por arriba del 80 %. En comparación con otros estudios utilizando RABF con diferentes configuraciones y material de soporte, se han encontrado remociones de 79 y 70 % de DQO_S y DQO_T , respectivamente, con variación en tiempos de residencia de 36 hasta 8 h (Rajakumar & Meenambal, 2008). En otro estudio, Gannoun et al. (2009) variaron la temperatura (mesofílica y termofílica) y las cargas orgánicas, encontrando remociones entre 80 y 93 % de DQO, siendo los valores más altos en la temperatura termofílica. Es evidente que, con el incremento de temperatura, la remoción se incrementó ligeramente, sin embargo, este proceso puede incrementar los costos de operación haciendo poco viable para la aplicación en comunidades rurales. En otro estudio realizado por León-Becerrill et al. (2016), utilizando este tipo de reactores anaerobios, obtuvieron remociones de hasta 81 % en DQO en un periodo de tiempo de 15 días, reduciendo de manera importante el tiempo de arranque y posterior estabilización del reactor. Como se observa en la primera carga en este estudio, la remoción de estos parámetros estuvo por arriba del 60 %, mostrando el buen desempeño del RABF en su etapa de arranque, lo cual son comportamientos similares a otros estudios utilizando este reactor anaerobio. Es evidente también que el material de soporte pre-colonizado y las condiciones iniciales utilizando un sustrato rico en carbohidratos y bajo contenido de nitrógeno permitió un mejor balance en los nutrientes presentes en el efluente de rastro lo cual permitió la fácil adaptación de las bacterias para el proceso de estabilización (Bayr et al., 2012; Castellucci et al., 2013). Un aspecto en común con estos estudios, es que la eficiencia de remoción disminuyó en gran medida al incrementar la carga orgánica, tal y como ocurrió en el periodo con altas concentraciones de sangre en este estudio.

En la Figura 4 se muestra el comportamiento del reactor con los valores de entrada y salida de ST y SV, incluyendo los porcentajes de remoción. Durante la etapa de arranque, el sustrato FL-RFV está caracterizado por tener altas

concentraciones de sólidos debido a la complejidad en su composición de diferentes frutas y verduras, por esta razón, se realizaron diluciones y filtraciones para disminuir la cantidad de sólidos desde 5.33 y 3.94 g/L hasta 2.98 y 1.31 g/L para ST y SV, respectivamente. Ya con el cambio de sustrato a efluente de rastro, en la primera carga los valores de entrada de ST y SV fueron regulares y por debajo de 3 g/L, alcanzando remociones de hasta 69 y 74 % para ST y SV, respectivamente. Durante el aumento imprevisto en la concentración de sangre en la segunda carga, los valores de entrada de ST y SV estuvieron por arriba de 15 g/L, pero este cambio drástico no permitió al RABF poder remover de manera eficiente la cantidad de sólidos presentes en el efluente. Incluso, en más de una ocasión este aumento ocasionó problemas en la bomba de recirculación, tal como se muestra en la Figura 5, reduciendo de manera significativa la eficiencia de remoción de ST y SV en el reactor. Después de este inconveniente, se intensificó el proceso de centrifugación y filtración para disminuir la cantidad de sólidos y a partir del día 75 los valores estuvieron nuevamente en promedio por debajo de los 5 g/L, hasta llegar a la tercera carga, encontrando estabilización en la remoción de sólidos y alcanzando remociones de hasta 87 % para ST y 92 % para SV.

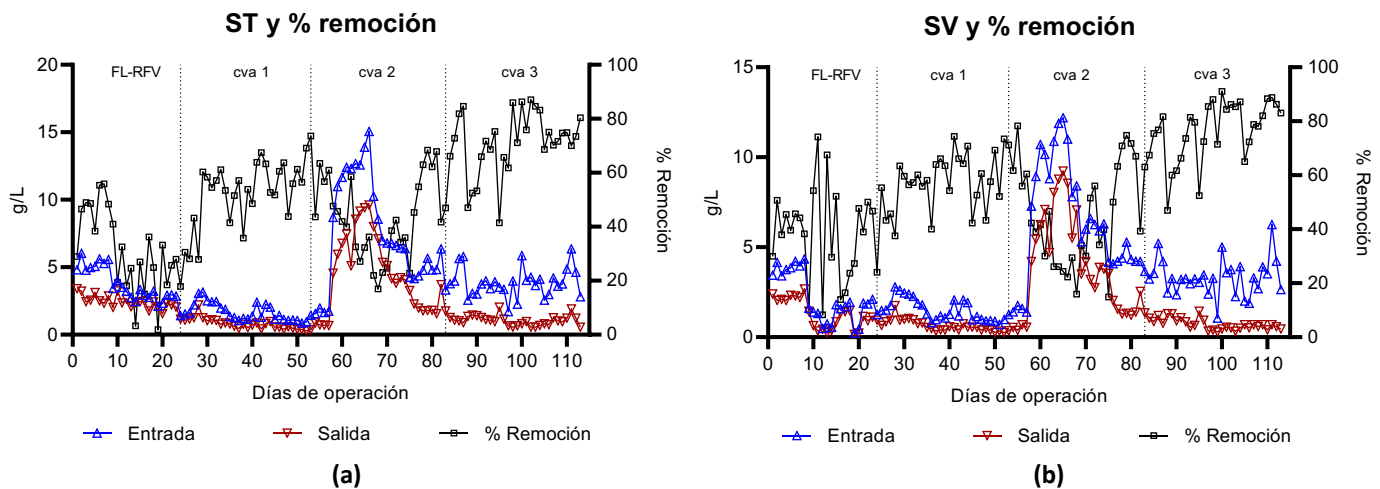


Figura 4 Evaluación de la concentración de sólidos: a) ST, b) SV



Figura 5 Problemas derivados ante el incremento imprevisto en concentraciones del efluente de rastro

La disminución en la eficiencia de remoción de los sólidos por el alto contenido de sangre en el efluente de rastro se puede atribuir al lavado de la biomasa del reactor anaerobio por el aumento de estas cargas orgánicas (Wang et al., 2018). En comparación con otros estudios con reactores con lecho fijo, se han encontrado altas remociones de sólidos gracias a la configuración de este tipo de reactores. Escalante-Estrada et al., (2019), obtuvieron remociones de 55 % en la fase de estabilización, indicando que parte de las partículas sólidas (residuos fibrosos) fueron filtradas antes de

alimentarlo a su sistema de tratamiento. Mostrando un comportamiento similar, en la fase 2 de su tratamiento las eficiencias de remoción disminuyeron al aumentar en este caso el flujo de alimentación (y la carga orgánica por consecuencia). El reactor anaerobio que utilizaron alcanzó remociones de hasta 56 en ST y 73 SSV %; sin embargo, su sistema estuvo compuesto por un reactor aerobio adicional, logrando remociones de sólidos de hasta 97 %.

En la Figura 6 se muestran los valores de flujo de biogás y las diferentes cargas orgánicas. Durante la fase previa, el flujo de biogás fue en promedio de 219 L/h, alcanzando valores de hasta 376, este comportamiento se debe a la gran cantidad de materia orgánica contenido en la FL-RFV que fue degradada por los microorganismos.

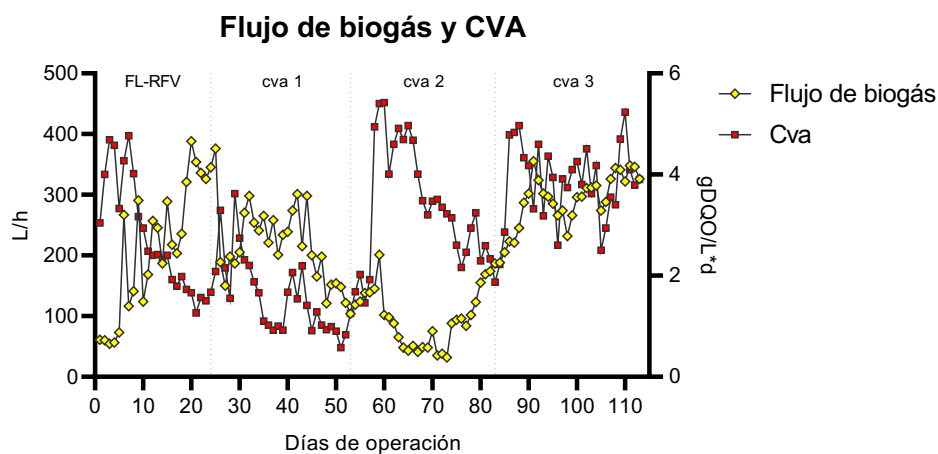


Figura 6 Generación de biogás y CVA

Al realizar el cambio de sustrato en el día 24, el flujo de biogás disminuyó debido a que la CVA gradualmente fue disminuyendo hasta tener valores cercanos a 1.5 gDQO/L*d para iniciar la primera carga orgánica en la experimentación. Se conoce que la generación de biogás está directamente relacionada con la actividad microbiana y la degradación de la materia orgánica presente en el sustrato. Al haber una mayor cantidad de materia orgánica, también aumenta el potencial de generación de metano. Los carbohidratos presentes en los primeros días son sustratos fáciles de fermentar para los microorganismos anaerobios. Estas concentraciones estimulan la actividad microbiana generando biogás (Zuo et al., 2013; Majhi & Jash, 2016). Al cambiar gradualmente al efluente de rastro, la generación de biogás disminuyó en primera instancia debido a la disponibilidad de materia orgánica a degradar y la complejidad y naturaleza recalcitrante de este efluente y las proteínas presentes. El flujo de biogás disminuyó aún más debido al aumento inesperado en la carga orgánica, causado por el incremento en el contenido de sangre en el efluente del matadero. El aumento significativo en la cantidad de residuos ricos en proteínas no es recomendado para el proceso de digestión anaerobia, ya que existe un riesgo de inhibición debido a la presencia de NH_3 (Ahring, 2003; Kovács et al., 2015). Sin embargo, después de que disminuyó el contenido de sangre y la CVA disminuyó nuevamente para tener un control en el sistema, el flujo de biogás aumentó nuevamente hasta alcanzar valores de hasta 344 L/h en la CVA 3. A medida que el reactor anaerobio se adaptó al nuevo sustrato rico en proteínas y menor concentración orgánica, la actividad microbiana disminuyó inicialmente afectando la generación de biogás, pero a medida que se aumentó gradualmente la carga los microorganismos especializados se multiplicaron y aumentaron su actividad (Kovács et al., 2015). Como resultado, se logró una mejor estabilización aumentando la generación de biogás.

Conclusiones

Se implementó y evaluó de manera satisfactoria un RABF para el tratamiento de efluentes de rastro con la finalidad de que sea una opción viable en comunidades rurales en donde no existe regulación de estos establecimientos y sus aguas residuales son descargadas a los arroyos y ríos sin pretratamiento previo. Este reactor anaerobio es de fácil operación y mantenimiento ya que consiste básicamente en un tanque con biopelícula adherida en material de soporte fijo en su interior, con recirculación del sustrato. Este reactor anaerobio es viable en este tipo de situaciones debido a que presenta ventajas con respecto a tanques sin recirculación o a reactores anaerobios que requieren conocimiento más complejo para su operación y mantenimiento. En este trabajo se aprovechó la existencia de biopelícula pre-colonizada y lodo anaerobio de un RABF de 1200 L de características similares. Su adaptación incluyó un cambio gradual de sustrato

hasta alcanzar la estabilización. Este comportamiento puede ser replicado en zonas rurales utilizando inóculo proveniente de residuos de ganado bovino y una co-digestión con residuos orgánicos, pues como se evidencia en los resultados de este trabajo, las comunidades bacterianas pueden adaptarse con mayor facilidad al nuevo sustrato con un incremento gradual en la carga orgánica.

Agradecimientos y financiamiento: Agradecimiento a CONACYT por el proyecto de estancias posdoctorales por México 2022 CVU 709206.

Bibliografía

- Ahring, B. K. (Ed.), 2003. Biomethanation I Series: Advances in Biochemical Engineering Biotechnology, vol. 81. Springer. ISBN 978-3-540-44322-3.
- Aziz, A., Basheer, F., Sengar, A., Khan, S. U., & Farooqi, I. H. (2019). Biological wastewater treatment (anaerobic-aerobic) technologies for safe discharge of treated slaughterhouse and meat processing wastewater. *Science of the total environment*, 686, 681-708. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.295>
- Baker, B. R., Mohamed, R., Al-Gheethi, A., & Aziz, H. A. (2021). Advanced technologies for poultry slaughterhouse wastewater treatment: A systematic review. *Journal of Dispersion Science and Technology*, 42(6), 880-899. <https://doi.org/10.1080/01932691.2020.1721007>
- Bayr, S., Rantanen, M., Kaparaju, P., & Rintala, J. (2012). Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of rendering plant and slaughterhouse wastes. *Bioresource technology*, 104, 28-36. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.09.104>
- Bustillo-Lecompte, C., Mehrvar, M., & Quiñones-Bolaños, E. (2016). Slaughterhouse wastewater characterization and treatment: an economic and public health necessity of the meat processing industry in Ontario, Canada. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 4(4), 175-186. <https://doi.org/10.4236/gep.2016.44021>
- Castellucci, S., Cocchi, S., Allegrini, E., & Vecchione, L. (2013). Anaerobic digestion and co-digestion of slaughterhouse wastes. *Journal of Agricultural Engineering*, 44(s2). <https://doi.org/10.4081/jae.2013.346>
- CONAGUA, 2020. Programa Nacional Hídrico 2020-2024. Disponible en: https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5609188&fecha=30/12/2020#gsc.tab=0 (Acceso: 01 June 2023).
- Escalante-Estrada, V. E., Garzón-Zúñiga, M. A., Valle-Cervantes, S., & Páez-Lerma, J. B. (2019). Swine wastewater treatment for small farms by a new anaerobic-aerobic biofiltration technology. *Water, Air, & Soil Pollution*, 230, 1-15. <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4200-3>
- Fu, Y., Luo, T., Mei, Z., Li, J., Qiu, K., & Ge, Y. (2018). Dry anaerobic digestion technologies for agricultural straw and acceptability in China. *Sustainability*, 10(12), 4588. <https://doi.org/10.3390/su10124588>
- Gannoun, H., Bouallagui, H., Okbi, A., Sayadi, S., & Hamdi, M. (2009). Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of biologically pretreated abattoir wastewaters in an upflow anaerobic filter. *Journal of hazardous materials*, 170(1), 263-271. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.04.111>
- Jayathilakan, K., Sultana, K., Radhakrishna, K., & Bawa, A. S. (2012). Utilization of byproducts and waste materials from meat, poultry and fish processing industries: a review. *Journal of food science and technology*, 49(3), 278-293. <https://doi.org/10.1007/s13197-011-0290-7>
- Karadag, D., Koroğlu, O. E., Ozkaya, B., & Cakmakci, M. (2015). A review on anaerobic biofilm reactors for the treatment of dairy industry wastewater. *Process Biochemistry*, 50(2), 262-271. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2014.11.005>
- Kovács, E., Wirther, R., Maróti, G., Bagi, Z., Nagy, K., Minárovits, J., ... & Kovács, K. L. (2015). Augmented biogas production from protein-rich substrates and associated metagenomic changes. *Bioresource Technology*, 178, 254-261. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.08.111>
- León-Becerril, E., García-Camacho, J. E., Del Real-Olvera, J., & López-López, A. (2016). Performance of an upflow anaerobic filter in the treatment of cold meat industry wastewater. *Process Safety and Environmental Protection*, 102, 385-391. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2016.04.016>
- Majhi, B. K., & Jash, T. (2016). Two-phase anaerobic digestion of vegetable market waste fraction of municipal solid waste and development of improved technology for phase separation in two-phase reactor. *Waste management*, 58, 152-159. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.09.009>
- Musa, M. A., & Idrus, S. (2021). Physical and biological treatment technologies of slaughterhouse wastewater: A review. *Sustainability*, 13(9), 4656. <https://doi.org/10.3390/su13094656>
- Palomares-Rodríguez, C., Martínez-Guido, S. I., Apolinar-Cortés, J., del Carmen Chávez-Parga, M., García-Castillo, C. C., & Ponce-Ortega, J. M. (2017). Environmental, technical, and economic evaluation of a new treatment for wastewater from slaughterhouses. *International Journal of Environmental Research*, 11, 535-545. <https://doi.org/10.1007/s41742-017-0047-x>
- Pozo, R. D., Taş, D. O., Dulkadiroğlu, H., Orhon, D., & Diez, V. (2003). Biodegradability of slaughterhouse wastewater with high blood content under anaerobic and aerobic conditions. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental & Clean Technology*, 78(4), 384-391. <https://doi.org/10.1002/jctb.753>
- Rajakumar, R., & Meenambal, T. (2008). Comparative Study on Start-Up Performance of HUASB and AF Reactors Treating Poultry Slaughterhouse Wastewater. *Int. J. Environ. Res*, 2(4), 401-410. <https://doi.org/10.22059/ijer.2010.221>
- Rincon, A., Angulo Garcia, F., & Olivar Tost, G. (2009). Analysis and control of an anaerobic upflow fixed bed bioreactor. *Dyna*, 76(157), 123-132. Available from: http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0012-73532009000100012&lng=en&nrm=iso. ISSN 0012-7353. (Accessed: June 12, 2023)
- Rodríguez, R. V., & VALDEZ, J. G. (2019). Manejo integral de efluentes residuales generados en los rastros municipales. R. Ramírez Rodríguez, J. Gallardo Valdez. Manejo integral de efluentes residuales generados en los rastros municipales. *CIATEJ* ISBN: 978-607-8734-06-1. Available on <https://ciatej.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1023/683> (accessed: April 01, 2023)
- Shende, A. D., Dhenkula, S., Rao, N. N., & Pophali, G. R. (2022). An improved primary wastewater treatment system for a slaughterhouse industry: a full-scale experience. *Water Science and Technology*, 85(5), 1688-1700. <https://doi.org/10.2166/wst.2022.041>

- Sunder, G. C., & Satyanarayan, S. (2013). Efficient treatment of slaughter house wastewater by anaerobic hybrid reactor packed with special floating media. *International Journal of Chemical and Physical Sciences*, 2, 73-81. Available from: <https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=f73fc32a89e02ef62c5476e94f803539a0582068> (Accessed: june 12, 2023)
- Vidal, J., Huiliñir, C., & Salazar, R. (2016). Removal of organic matter contained in slaughterhouse wastewater using a combination of anaerobic digestion and solar photoelectro-Fenton processes. *Electrochimica Acta*, 210, 163-170. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2016.05.064>
- Wang, S., Hawkins, G. L., Kiepper, B. H., & Das, K. C. (2018). Treatment of slaughterhouse blood waste using pilot scale two-stage anaerobic digesters for biogas production. *Renewable Energy*, 126, 552-562. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.03.076>
- Zuo, Z., Wu, S., Zhang, W., & Dong, R. (2013). Effects of organic loading rate and effluent recirculation on the performance of two-stage anaerobic digestion of vegetable waste. *Bioresource technology*, 146, 556-561. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.128>