



Avances científicos y tecnológicos de las ciencias ambientales en el contexto de manejo y tratamiento de la contaminación

Ana Luisa Aguilar Ruiz
David Heberto Encinas Yepis
Denisse Serrano Palacios
Edna Rosalba Meza Escalante
Enrico Arturo Yépez González
Zulia Mayari Sánchez Mejía

**Avances científicos y tecnológicos de las ciencias ambientales en el contexto de
manejo y tratamiento de la contaminación**

Coordinadores Editoriales

Ana Luisa Aguilar Ruiz

David Heberto Encinas Yepis

Denisse Serrano Palacios

Edna Rosalba Meza Escalante

Enrico Arturo Yépez González

Zulia Mayari Sánchez Mejía



2022, Instituto Tecnológico de Sonora
5 de febrero, 818 sur, colonia Centro,
Ciudad Obregón, Sonora, México; 85000
Web: www.itson.mx
Email: rectoria@itson.mx
Teléfono: (644) 410-90-00

Primera edición 2022
ISBN: **978-607-609-234-7**

Publicación dictaminada bajo un proceso de riguroso doble ciego

Edición literaria

Mtra. Ana Luisa Aguilar Ruiz
Mtra. Ana Alejandra Aguilar Ruiz

Tecnología y diseño

Mtra. Ana Luisa Aguilar Ruiz

Gestión editorial

Oficina de Publicaciones ITSON
Marisol Cota Reyes

Se prohíbe la reproducción total o parcial de la presente obra, así como su comunicación pública, divulgación o transmisión mediante cualquier sistema o método electrónico o mecánico (incluyendo el fotocopiado, la grabación o cualquier sistema de recuperación y almacenamiento de información), sin consentimiento por escrito del Instituto Tecnológico de Sonora.

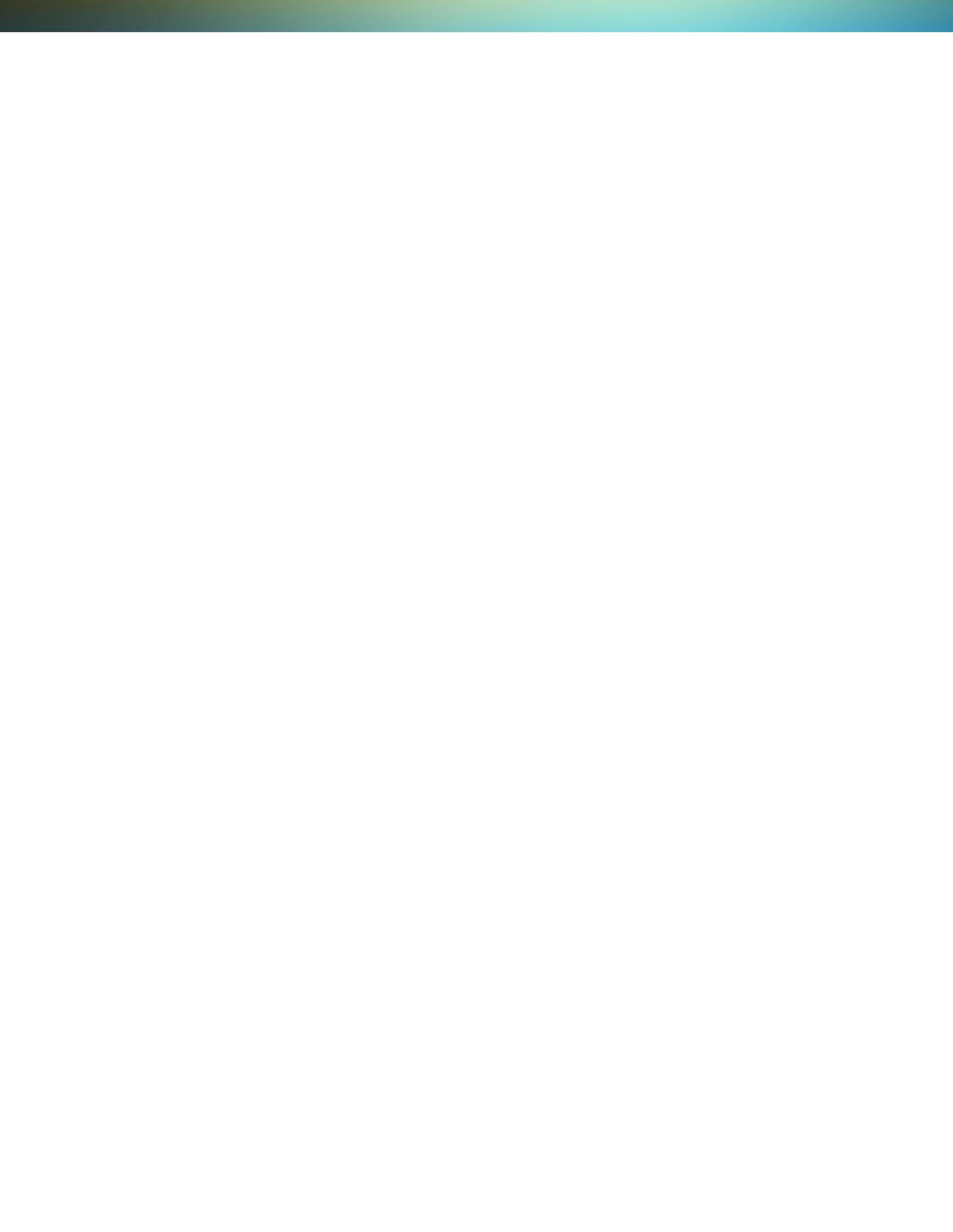


OFICINA DE
PUBLICACIONES
ITSON

Cómo citar un capítulo de este ebook (se muestra ejemplo de capítulo I):

Ramírez-Hernandez M., Sosa-Rendón M. F. & García-Lobato P. (2022). Capítulo I. Análisis de la situación ambiental de la barranca “La Martinica”. Aguilar-Ruiz A. L., Encinas-Yepis D. H., Serrano-Palacios D., Meza-Escalante E. R., Yépez-González E. A. & Sánchez-Mejía Z. M. (Coor.). Avances científicos y tecnológicos de las ciencias ambientales en el contexto de manejo y tratamiento de la contaminación (pp. 2-21). México: ITSON

Hecho en México



DIRECTORIO ITSON

Dr. Jesús Héctor Hernández López

Rector del Instituto Tecnológico de Sonora

Dr. Ernesto Uriel Cantú Soto

Secretaría de la Rectoría

Dr. Jaime Garatuza Payán

Vicerrectoría Académica

Dr. Rodolfo Valenzuela Reynaga

Vicerrectoría Administrativa

Pablo Gortáres Moroyoqui

Dirección Académica de Recursos Naturales

Mtro. David Heberto Encinas Yepis

Jefe del departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente

Dra. Yedidia Villegas Peralta

Responsable del Programa de Ingeniero Químico

Mtra. Joseline Benítez López

Responsable de Programa de Ingeniero en Ciencias Ambientales

COLABORADORES

Comité científico de arbitraje

Agustín Robles Morúa

Gustavo Adolfo Fimbres Weihs

Alejandro Miguel Figueroa López

Jony Ramiro Torres Velázquez

Ana Luisa Aguilar Ruiz

Juan Carlos Álvarez Yépiz

Christian Aníbal Silva Ontiveros

Juan Francisco Maldonado Escalante

Claudia Janet Olivas Castillo

Karla Marcela López Coreas

Denisse Serrano Palacios

Ma. Araceli Correa Murrieta

Edna Rosalba Meza Escalante

María Magdalena Armendáriz Ontiveros

Enrico Arturo Yépez González

Perla Alejandrina González Tineo

Evelia Galindo Valenzuela

Reyna Suzuky Pinto González

Francisco Alejandro Elías González Castro

Rigoberto Plascencia Jatomea

Germán Eduardo Dévora Isiordia

Yedidia Villegas Peralta

PRÓLOGO

La degradación ambiental del entorno es un tema de debate en los ámbitos tanto académico, científico como social. Esta nueva concepción popular del deterioro del bienestar que actualmente afectan a nuestras sociedades, es el resultado de la aportación científica que las universidades e institutos de investigación han dado al entendimiento del entorno local. Después de varias décadas de debate y acumulación de datos, información y conocimiento relacionado con los cambios ambientales del entorno y sus potenciales consecuencias, muchos foros académicos coinciden en el hecho de que estos cambios ambientales definen hoy en día el Antropoceno, es decir una nueva época, en donde se denota que a nivel global los impactos de las actividades humanas han generado ya cambios irreversibles en los ecosistemas. Es bajo esa perspectiva que Avances científicos y tecnológicos de las ciencias ambientales en el contexto de manejo y tratamiento de la contaminación presenta la compilación de 23 trabajos en extenso abordando diferentes problemáticas ambientales de nuestros días. Las contribuciones que se presentan en este ebook se agrupan áreas temáticas como: Ambiente y valores, Contaminación ambiental, Gestión ambiental, Química ambiental, Recursos naturales, Tecnología y biotecnología, y Toxicología y salud ambiental que además de documentar distintos problemas ambientales, proponen soluciones para la adaptación y mitigación de estos cambios.

Todos los trabajos fueron presentados en el VI Congreso Nacional y I Congreso Internacional De Tecnología y Ciencias Ambientales realizado en el Instituto Tecnológico de Sonora, organizado por el Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, a través de sus Programas Educativos de Ingeniero en Ciencias Ambientales e Ingeniero Químico, de la Maestría en Ciencias en Ingeniería Química y de sus cuerpos académicos de Tratamiento de Aguas y Tecnologías Alternas, de Ciencias del Agua y de Biotecnología para el tratamiento y aprovechamiento de residuos. Este evento se llevó a cabo, en modalidad virtual-presencial, después de la pandemia de COVID-19 contando con un gran éxito gracias a la participación de la comunidad científica nacional e internacional, así como académicos y estudiantes de diversas universidades e institutos de investigación.

Dr. Enrico A. Yépez González
Coordinador del Comité Científico

ÍNDICE

Área temática: Ambiente y valores.....	1
<i>Capítulo I. Análisis de la situación ambiental de la barranca “La Martinica”</i>	<i>2</i>
<i>Capítulo II. Comunidades rurales y la importancia de la apropiación de la energía solar fotovoltaica para el desarrollo. Potrero de la Palmita, México</i>	<i>22</i>
Área temática: Contaminación ambiental.....	31
<i>Capítulo III. Calidad del Agua del Río Seco en la zona Gil y Sáenz de Comalcalco, Tabasco</i>	<i>32</i>
<i>Capítulo IV. Análisis de la capacidad de adsorción de fluoruro en suelo Vertisol del estado de Guanajuato y su uso potencial para remediación de aguas.....</i>	<i>42</i>
<i>Capítulo V. Modelado y simulación de la dispersión de Material particulado (PM_{2.5}) y Monóxido de Carbono (CO) producidas por la combustión de dispositivos de cocción empleando un Modelo de Dispersión de Pluma Gaussiana</i>	<i>51</i>
<i>Capítulo VI. Evaluación de contaminantes orgánicos en la laguna de Zumpango, Estado de México</i>	<i>67</i>
<i>Capítulo VII. Estudio en el tratamiento de aguas para remoción de plomo utilizando un zeolita chabazita natural pretratada con cloruro de sodio (NaCl).....</i>	<i>92</i>
<i>Capítulo VIII. Elaboración de carbón activado granular a base de Prosopis laevigata para la adsorción de anilina.</i>	<i>100</i>
Área temática: Gestión ambiental.....	109
<i>Capítulo IX. Incremento de la Disponibilidad Media Anual en el Acuífero Morelia – Queréndaro (1602) Mediante la Implementación de la Restauración Ambiental</i>	<i>109</i>
Área temática: Química Ambiental	124
<i>Capítulo X. Efecto antibacteriano de óxido de grafeno y nanopartículas de hierro en membranas poliméricas</i>	<i>125</i>
Área temática: Recursos naturales	132
<i>Capítulo XI. Diversidad malacológica en el sistema lagunar Lobos-Algodones-Guásimas del Litoral Yaqui, Sonora</i>	<i>133</i>

Área temática: Tecnología y biotecnología	152
<i>Capítulo XII. Biorremediación de suelos contaminados con aceite residual automotriz aplicando lombricomposta y lipasa de Ricinus communis L.</i>	<i>153</i>
<i>Capítulo XIII. Evaluación de un biorreactor aerobio escala piloto para la bioaumentación de la bacteria Pseudomona Sp.</i>	<i>162</i>
<i>Capítulo XIV. Evaluación de la máxima producción de metano a partir de la mezcla de aguas residuales de nixtamal (nejayote) y porcícola mediante codigestión anaerobia.....</i>	<i>172</i>
<i>Capítulo XV. Cultivo de Tradescantia zebrina mediante un sistema acuapónico utilizando Oreochromis niloticus</i>	<i>183</i>
<i>Capítulo XVI. Evaluación de un biocoagulante producido a partir del nopal camueso aplicado en el tratamiento de aguas residuales domésticas</i>	<i>194</i>
<i>Capítulo XVII. Tratamiento de aguas residuales provenientes de una empresa textil mediante sistemas biológicos</i>	<i>203</i>
<i>Capítulo XVIII. Biodegradación de cianuro: análisis del metabolismo de bacterias cianotróficas autóctonas</i>	<i>220</i>
<i>Capítulo XIX. Carbón activado encapsulado en quitosano para la eliminación de Azul de Metileno.....</i>	<i>231</i>
<i>Capítulo XX. Desempeño de techos verdes extensivos en edificios residenciales para la mejora de calidad del agua pluvial y la gestión de escorrentías urbanas.....</i>	<i>237</i>
<i>Capítulo XXI. Trayectoria operativa de un sistema para el tratamiento de aguas residuales mediante humedal artificial en una población de Los Altos de Jalisco, México.</i>	<i>253</i>
<i>Capítulo XXII. Evaluación in vitro del crecimiento micelial de Pleurotus ostreatus cultivadas en cinco sustratos vegetales.....</i>	<i>265</i>
Área temática: Toxicología y salud ambiental	273
<i>Capítulo XXIII. Análisis de las defunciones asociadas con la exposición a PM_{2.5} en la población adulta de la Zona Metropolitana del Valle de Toluca durante 2015-2017</i>	<i>274</i>

Área temática: *Ambiente y valores*

Capítulo I. Análisis de la situación ambiental de la barranca “La Martinica”

Marifer Ramírez Hernández^{1*}; María Fernanda Sosa Rendón¹; Patricia García Lobato¹

¹Facultad de Agrobiología, Universidad Autónoma de Tlaxcala. Benito Juárez No. 3 Col. Centro, C.P. 90250. Tlaxco, Tlaxcala, México.

*Autor de correspondencia: mariferamirez181202@gmail.com

Resumen

Las barrancas desempeñan un papel irremplazable y de importancia. Éstas funcionan como corredores naturales de biodiversidad, captan agua para recargar los acuíferos, retienen partículas contaminantes y fijan el dióxido de carbono. Sin embargo, se han utilizado como vertederos de desechos sólidos y líquidos, provocando la pérdida de su cubierta vegetal, cambio de uso de suelo, presencia de asentamientos humanos. En este trabajo se presenta un análisis de la situación ambiental de la barranca “La Martinica”, Tlaxco, Tlaxcala, realizado por estudiantes de la Lic. en Ciencias Ambientales durante el periodo enero a mayo de 2022. Para ello se estudiaron tres tramos de la barranca (tramos: centro, colonia Tepatlaxco y colonia San Juan) mediante visitas recurrentes al área de estudio, aplicación de encuestas a vecinos, así como implementación de talleres ambientales dirigidos a estudiantes, docentes y tutores de nivel básico de la zona.

Se identificó la presencia de cuatro especies mamíferos, de los cuales la mayoría fueron domésticas. Se estimó un índice de abundancia relativa (IAR) para las especies animales, la especie con el mayor IAR fue una de tipo doméstico (IAR= 394.2). En el caso de la flora se identificaron 14 especies vegetales, de las cuales 4 % corresponden con especies introducidas o domesticadas. Las especies silvestres se encuentran desplazadas debido a las actividades humanas que han favorecido la presencia de especies domésticas e introducidas sobre las nativas, a las que pueden desplazar o extinguir mediante la depredación, transmisión de enfermedades o la competencia.

En la caracterización del suelo, se obtuvo una textura que varía de franco arenoso a rocoso. También, se obtuvo una estructura de migajosa a rocosa, permeabilidad de muy lenta a muy rápida y un tamaño de partículas de muy finas a muy gruesas. A partir de la caracterización se pudo determinar que el suelo de la barranca puede ser propenso a deslaves y a la erosión por acción del viento y aire.

En el estudio de percepción, los resultados de la encuesta arrojaron un estado general de desconocimiento de la normatividad por parte de los vecinos, quienes evalúan el estado de la barranca como malo y muy malo. Las personas encuestadas de la zona centro percibieron como seguro vivir cerca de la barranca y no están de acuerdo en participar como voluntarios en programas de saneamiento, contrario a la opinión de las personas encuestadas en la zona del rastro y de la planta de tratamiento quienes externaron como muy inseguro vivir cerca de este cuerpo y estar de acuerdo en participar en programas de saneamiento. Además, las personas están muy de acuerdo en que la contaminación de la barranca representa un problema para la salud pública y el ambiente. Se implementaron dos talleres ambientales a estudiantes, docentes y padres de familia de preescolar y primaria con temáticas de agua,

suelo, aire, biodiversidad y legislación ambiental, en coordinación con las autoridades municipales. Estas actividades derivaron en una invitación a participar en acciones de rehabilitación y mantenimiento de la barranca, coordinadas por la dirección de ecología municipal, COEPRIST y CONAGUA.

Palabras clave: Biodiversidad, Abundancia Relativa, Caracterización, Percepción, Suelo, Talleres.

Environmental Situation Analysis of "La Martinica" ravine

Abstract

Ravines play an irreplaceable and important role in the environment, since they function as natural biodiversity corridors, capture water to recharge aquifers, retain polluting particles and capture carbon dioxide. However, they have been used as a site for solid and liquid waste, causing loss of plant cover, change in land use and for establishment of human settlements.

This paper presents an analysis of the environmental situation of "La Martinica" ravine, Tlaxco, Tlaxcala. The study was carried out by undergraduate Environmental Sciences students from January to May 2022. For this purpose, three sections of the ravine were studied (sections: center, Tepatlaxco neighborhood and San Juan neighborhood) through recurring visits to the study area, application of surveys to neighbors, implementation of environmental workshops aimed at students, teachers and basic level tutors in the area.

The presence of four species of animals from the group of mammals was identified, which the majority were domestic, relative abundance index (IAR) was calculated for the animal species, the species with the highest IAR was that of dogs (IAR = 394.2). In the case of flora, 14 plant species were identified, 4% of them belonged to introduced or domesticated species. These findings suggest that wild species are displaced due to human activities, favoring presence of domestic and introduced species over native species, which can be displaced or extinguished through predation, disease transmission or competition.

In the characterization of the soil, texture varies from sandy loam to rocky, observations were made to evaluate the structure, permeability and particle size, obtaining a crumbly structure. to rocky, very slow to very fast permeability with very fine to very coarse particle size. From the characterization it was possible to determine that the soil of the ravine may be prone to landslides and erosion by the action of wind and air.

The results of the survey showed a neighborhood lack of knowledge about regulations. Also, neighbors evaluated the ravine state as bad and very bad. For people surveyed in the central area, they consider as safe to live near the ravine and they do not agree to participate as volunteers in sanitation programs. By the contrary, people surveyed in the area of the slaughterhouse and the treatment plant considered as very unsafe to live near the ravine and agreed to participate in sanitation programs. In addition, people strongly agreed that contamination of the ravine represents an environmental and problem for public health problem.

Two environmental workshops were implemented with themes of water, soil, air, biodiversity and environmental legislation, in coordination with the municipal authorities, which led to an invitation to participate in rehabilitation and maintenance actions in a section of the

ravine, which was coordinated by the municipal ecology directorate, COEPRIST and CONAGUA.

Keywords: *Biodiversity, Relative Abundance Index, Soil Characterization, Perception Study, Environmental Workshops.*

Introducción

En el artículo 2° de la Ley de Aguas Nacionales (2020, artículo reformado DOF 29-04-2004) se define barranca como una hendidura pronunciada que se forma en el terreno por el flujo natural del agua. En el artículo 5° de la Ley Ambiental de Protección a la Tierra en el Distrito Federal (2021, Adición publicada en la GODF el 07 de abril de 2011) se identifica como una depresión geográfica que por sus condiciones topográficas y geológicas se presentan como hendidura y sirve de refugio a la vida silvestre. De acuerdo con la Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial de la Ciudad de México (PAOT, 2012), los sistemas de barrancas tienen mucha importancia en la hidrología y la ecología de un paisaje determinado. Éstas captan agua de lluvia, recargan los mantos acuíferos, y se consideran reservorios de flora y fauna silvestres.

A nivel nacional, se han llevado a cabo estudios para determinar las condiciones de perturbación que presentan las barrancas en algunos estados del país. En la ciudad de Puebla, se realizó una evaluación socioambiental y de diversidad de especies en las Barrancas “El Conde” y “Malinalli” mediante los índices estadísticos de Margalef y Pielou. Para la barranca de “Malinalli”, éstos índices arrojaron valores de 2.35 y 0.86 respectivamente, mientras que para la barranca “El Conde”, el estudio arrojó valores de 4.18 para el índice de Margalef y 0.78 para el índice de Pielou, lo que representa una diversidad específica media en ambas barrancas. Por otro lado, establecieron índices para evaluar el estado ecosistémico, en este rubro la barranca de “El Conde” presentó un estado ecosistémico pobre mientras que la barranca “Malinalli”, exhibe un nivel ecosistémico excelente (Gutiérrez & Silva, 2021).

En 2012, la PAOT llevó a cabo estudios técnicos que permitieron definir las zonas federales en cauces de barrancas incluyendo levantamiento topográfico, estudio hidrológico e hidráulico, así como estudios para decretar condiciones de perturbación ambiental. En Cuernavaca, Morelos, se estudió un sistema de barrancas encontrando que las perturbaciones ocurren principalmente por la invasión y construcción de viviendas, así como por la contaminación de residuos sólidos y líquidos. De esta manera, establecieron un Plan para el Manejo Integral del Sistema de Barrancas, donde propusieron acciones estratégicas de manejo medioambiental que contribuyeron en el proceso para remediar estos problemas. En dicho documento se enfatizó la importancia de la colaboración, coordinación y compromiso por las autoridades, sociedad civil y habitantes (Jaramillo-Monroy *et al.*, 2018).

Para el caso del estado de Tlaxcala, no se encontraron estudios previos sobre el tema de barrancas en el ámbito ambiental, a excepción de un estudio realizado por Minor & Morón (2016), sobre las especies de coleópteros lamelicornios (un tipo de insectos) establecidas en la barranca de Huehuetitla. Un análisis de parsimonia de endemismos mostró la relación con

otras faunas regionales, agrupando a esta barranca junto con las faunas de La Michilía, Durango y Villa de Allende, Estado de México.

El objetivo de este trabajo fue establecer un análisis de la situación ambiental de la barranca “La Martinica” derivado de asentamientos habitacionales y mercantiles. Para ello se realizó la identificación de flora, fauna, caracterización del suelo, conocimiento de la percepción de los habitantes aledaños al área de estudio, organización de talleres de temas ambientales dirigidos a estudiantes de nivel básico, padres de familia y docentes. La información derivada de este estudio puede contribuir a la activación de programas de planes de manejo y conservación de barrancas, además de servir como referente para próximas investigaciones en la zona.

Material y métodos

Tlaxco es un municipio ubicado al norte del estado de Tlaxcala con coordenadas 19°36'52"N y 98°07'10"W. Colinda al norte con el estado de Puebla, al sur y al oriente con otros municipios del Estado, y al poniente con el estado de Hidalgo y el municipio de Benito Juárez (INAFED, 2022).

El clima de la zona es templado-subhúmedo, con lluvias de junio a septiembre y los meses más calurosos son de marzo a mayo. La precipitación máxima registrada es de 122.5 mm y la mínima de 7.6 mm, con una temperatura promedio máxima anual registrada de 22.9°C y la mínima de 5.3°C. La dirección de los vientos en general es de norte a sur (INAFED, 2022). Los recursos hídricos están integrados por el río Zahuapan, cuyo recorrido de noreste a suroeste es de 14 km (en el municipio). Este cuerpo de agua se alimenta de otros cuatro de caudal permanente y que se ubican en Teopa, Los Alamos, La Herradura y Payuca, así como de las presas Lázaro Cárdenas y El Muerto. Además, numerosas barranquillas conducen aguas temporales al río o a la presa, una de ellas es la barranca “La Martinica” (Figura. 2) que comienza en el cerro Huintépetl (19°39'30.42"N 98°7'26.74" W) ubicado en este municipio, y lo atraviesa de noreste a suroeste hasta desembocar en la Presa de Atlangatepec (19°34'48.95"N 98°8'52.54" W).

La barranca “La Martinica” tiene una longitud de 11,300 m; de los cuales, 726 m fueron incluidos en este estudio y se dividieron en zonas para su análisis, a saber:

Zona Centro. Colonia centro, con calles 5 de mayo, Domingo Arenas, Prol. Xicohtécatl y Francisco I. Madero. Longitud 232 m. En donde solo se aplicó encuesta.

Zona Rastro. Colonia Tepatlaxco, calles Emiliano Zapata y el Vergel. Longitud 274 m. En donde se aplicaron métodos directos e indirectos para identificar flora, fauna, las condiciones del agua y vertimientos de aguas residuales y caracterización de suelo; así como se aplicó encuesta.

Zona Planta de Tratamiento. Colonia San Juan. Longitud 220 m. En donde se aplicó la encuesta.

En las tres zonas de estudio existen casas-habitación y comercios que posiblemente sean la causa de efectos nocivos a la barranca, ya que las acciones de perturbación de las personas allí asentadas no están controladas ni por autoridades ni por las propias personas.

Para el monitoreo de especies animales y vegetales, perfiles de suelo y contaminación del agua, se consideró la zona aledaña al rastro municipal, ubicada en la colonia Tepatlaxco, entre las calles Emiliano Zapata y el Vergel. El monitoreo de fauna se realizó por un método indirecto, mediante búsqueda exhaustiva de excretas, principalmente de mamíferos, en el suelo. Cuando se encontró una excreta, se midió el ancho, el largo y se registró su color. Con estos datos y la ayuda de guías de campo especializadas se realizó la identificación de las especies presentes. Además, se calculó la abundancia relativa, considerando el número de rastros de cada especie entre el total de ejemplares de todas las especies (Escamilla *et al.*, 2020). Para el monitoreo de la flora se hizo el recorrido de un transecto lineal donde de manera directa se observó y obtuvieron registros fotográficos de cada especie de herbácea, arbustiva y arbórea. Posteriormente, con la ayuda de guías y de la plataforma NaturaLista se identificó el nombre científico de cada una de éstas.

Para la caracterización del suelo se realizaron dos recorridos dentro de la barranca; el primero para definir el perfil de suelo y el segundo para tomar muestras de cada horizonte y hacer observaciones in situ, estas observaciones consistieron en la evaluación de la estructura, la permeabilidad, el tamaño de partículas, los horizontes del perfil y su profundidad y en gabinete con las muestras se identificó su textura a través del método al tacto, el color en seco y húmedo usando el Sistema de Notación Munsell.

Para identificar la percepción de los pobladores aledaños a la barranca con relación a las problemáticas que enfrentan por vivir cerca de ésta, se elaboró una encuesta de 18 preguntas o ítems divididas en tres secciones: datos generales, percepción, concientización y saneamiento. De los 18 ítems, dos fueron abiertos y 16 de opción múltiple. La encuesta se aplicó en casas habitación y comercios colindantes a la barranca. Para ello, se identificaron tres sitios de interés: 1) zona centro, considerando las calles Domingo Arenas, 5 de Mayo, Calle Prol. Xicohténcatl y Francisco I. Madero, 2) zona aledaña al rastro, ubicada en la colonia Tepatlaxco en las calles Emiliano Zapata y el Vergel, 3) zona cercana a la planta de tratamiento de aguas residuales, ubicada en la colonia San Juan. Para el análisis descriptivo de la información se utilizó el software de licencia libre R (versión 2021.09.2+382).

Se realizaron talleres de educación ambiental no formal, enfocados a las celebraciones ambientales, dirigidos a niños de preescolar y primaria, a sus docentes y tutores, en coordinación con las autoridades municipales. En ellos se abordó la importancia de los recursos naturales, el cuidado del ambiente y la problemática de la barranca. También se participó en acciones de rehabilitación y mantenimiento en un tramo de ésta, donde el objetivo fue “Una cultura sanitaria de las barrancas”; en conjunción con el Director de Ecología del municipio, COEPRIST y CONAGUA, así como estudiantes y docentes de la Licenciatura en Ciencias Ambientales por la semana nacional de protección de riesgos sanitarios.

Resultados y discusión

El área de estudio en la que se realizaron los recorridos y análisis fue en la zona del rastro municipal que está ubicada en la colonia Tepatlaxco. En esta se llevó a cabo cuatro visitas en las cuales se trabajó por 2 horas aproximadamente en cada recorrido.

Identificación de Fauna y Flora

En el caso de la fauna se realizó un recorrido aproximado de 105 m en la ribera de la barranca, donde se identificaron cuatro especies de mamíferos por medio de excretas. De las especies encontradas, un 25% corresponden a especies silvestres y un 75% a especies domésticas. Con relación a la frecuencia de los rastros, más del 90% pertenecen a perros domésticos. A partir del cálculo del índice de abundancia relativa (IAR; excretas/kilómetro lineal) para cada especie se obtuvo un IAR de 394.2 para perros domésticos, 19.2 para coyotes, 9.6 para vacas y 9.6 para gatos domésticos.

En el caso de la flora, se recorrió una distancia de 274 m en la ribera de la barranca, donde se registró fotográficamente a las principales especies vegetales dentro y al margen de la barranca. Posteriormente, con ayuda de guías y la plataforma NaturaLista, se realizó la identificación de cada una de las plantas. Se encontraron 13 especies vegetales, de las cuales, de acuerdo con su origen, nueve corresponden a especies nativas y cuatro a introducidas. Del 100% de las especies registradas 76% son especies silvestres y 24% domesticadas (Tabla 1).

Caracterización del suelo

Para caracterizar el suelo se realizaron dos recorridos dentro de la barranca a una distancia de 274 m, el primero para identificar y definir un perfil de suelo (Figura 3) y el segundo para extraer muestras, de las que se obtuvo una textura que va de franco arenosa a rocosa, una estructura de migajosa a rocosa, una permeabilidad de muy lenta a muy rápida y un tamaño de partícula muy fina a muy gruesa (Tabla 2).

Estudio de percepción

a) Datos generales

Para conocer la percepción de los vecinos colindantes a la barranca, se aplicaron un total de 46 encuestas a personas. El rango de edad de los encuestados varió entre los 19 y 76 años, con una media de 40.6, de los cuales el 43.7% son hombres (diez de la zona centro, ocho en la zona del rastro y dos de la planta de tratamiento) y el 56.3% mujeres (13 de la zona centro, siete del rastro y seis de la planta de tratamiento). Del total de encuestados, el 36.9% (17 de 46), corresponden a negocios, todos ubicados en la zona centro y el 63.1% a casas habitación (seis en la zona centro, 15 en la zona del rastro y 8 en la planta de tratamiento), con una media de 3 integrantes. Se identificó que todos los encuestados tienen un promedio de 18.4 años de habitar cerca de la barranca, con un tiempo mínimo de 5 meses y un máximo de 57 años. Del total de las personas encuestadas, el 28% correspondió a amas de casa (siete de la zona centro, cinco del rastro y una de la planta de tratamiento), 21% son comerciantes (cinco del centro,

cuatro del rastro y uno de la planta de tratamiento), 13% empleados (cuatro en el centro, y uno en el rastro y la planta de tratamiento respectivamente); el nivel de estudios reportado va desde primaria (17.3%) hasta maestría (2.1%).

b) Contaminación y estado de la barranca

De las 46 personas encuestadas, el 91.5% (42) no tienen claro el concepto de contaminación, sin embargo, manifiestan las causas de esta. En general los encuestados identifican que la generación de residuos sólidos es el principal causante de contaminación en la barranca, debido a la mala disposición de estos, y el agente menos contaminante es la invasión de perros y gatos. El 97.8% de los encuestados (45), externa depositar sus residuos en el camión de la basura y el 2.2% (una persona) declaró quemar sus residuos generados. La fauna nociva más recurrente en las tres zonas de estudio son las moscas (65%) y ratas (80%), los vecinos de la zona centro y la planta de tratamiento externa, además, el excesivo tránsito de perros callejeros (41%).

De lo anterior, el 80.4% de los encuestados (37 personas) evalúan el estado de la barranca de malo a muy malo, mientras que el 19.6% restante, califica el estado de muy bueno a regular. En las tres zonas de estudio se observó que el 85% de los habitantes (39) aledaños a la barranca, no identifican alguna ventaja por vivir cerca de ella, incluso, el 40% de los encuestados de la zona del rastro municipal, el 33% de los encuestados de la planta de tratamiento y el 26% de la zona centro, resaltan la sensación de inseguridad que sienten de vivir cerca de este cuerpo “debido a los olores que despiden y porque el servicio de recolección de la basura no es eficiente” además de que en la zona de la planta de tratamiento “llegan todos los residuos que se desechan a lo largo de la barranca” (comentario personal de alguno encuestados, 11 de mayo de 2022). Dentro de los riesgos percibidos se encuentra el mal olor, los deslaves seguidos de inundaciones y enfermedades además de la presencia de fauna nociva. La fauna nociva más recurrente en las tres zonas de estudio son las moscas (65%) y ratas (80%), además, los vecinos de la zona centro y la planta de tratamiento externa, el tránsito excesivo de perros callejeros (41%). En contraparte, el 15 % restante de los encuestados (cinco de zona centro, uno del rastro y uno de la zona planta de tratamiento), externa como ventaja el paisajismo natural, la cercanía al centro de la comunidad, así como el silencio de la zona.

c) Concientización y saneamiento

El 54.3% de la población encuestada (25 personas de 46) está muy de acuerdo en que la contaminación de la barranca presenta un problema para la salud pública y el ambiente mientras que un 30.4% (14 personas) está de acuerdo y el 15.2% restante está parcialmente de acuerdo. Todos los encuestados externaron que dentro de las acciones que debería implementar el ayuntamiento para el saneamiento de la barranca, es la limpieza, vigilancia, aplicación de normatividad, campañas de conscientización e instalación de botes de basura (en ese orden de importancia). Se encontró que el 54.3% (25 personas) de los encuestados considera que la disposición correcta de residuos sólidos es la acción a implementar para mantener la sanidad de la barranca, el 41.3% (19 personas) opina que se deben conectar las

descargas a la red de drenaje y el 4.34% (2 personas) opina que la acción a implementar es la vigilancia.

El 30.4% (7 de 23) y el 13.3% (2 de 13) de los habitantes encuestados de la zona centro y la zona rastro respectivamente, no están de acuerdo en participar como voluntarios en programas de saneamiento, en caso de que estos sean implementados, sin embargo, todos los vecinos aledaños a la planta de tratamiento (ocho personas), están dispuestos a participar en este tipo de actividades.

El 28% de la población que se encuestó (13 personas), tiene conocimiento que verter aguas residuales en cuerpos de agua es motivo de sanción según lo establecido en las leyes, mientras que 72% no tiene conocimiento sobre normativas ambientales referentes al tema. En cuanto a lo que las personas saben del el valor ambiental, público y privado de la barranca se encontró que en la zona centro el 65.2% sí sabe del valor de está, mientras que en la zona del rastro es lo contrario, más del 50% de las personas no sabe del valor de esta y es normal, en cierto punto, ya que en esta zona el uso que se le da a la barranca es para tiradero de residuos sólidos y líquidos, mientras que en la zona de la planta de tratamiento, también más del 50% de las personas sí saben del valor de la barranca. En las tres zonas de estudio se encontró que el 54% de la población si es consciente de que la Dirección de Ecología Municipal, así como la Dirección de Seguridad Pública son responsables de hacer cumplir la reglamentación relacionada con el bienestar ambiental y el 46% no sabía. Para las tres zonas de estudio, el 86% de las personas (38 del total de entrevistados) tienen el conocimiento de que los ciudadanos tenemos la obligación de participar en la mejora del medio ambiente natural, sin embargo, no todos muestran esta disposición para poder mantener y conservar la misma, mientras que el 14% (8) no tienen conocimiento. El 69.5% (16 de 23) y el 86% (13 de 15) de la zona centro y rastro respectivamente manifiestan desconocer del tema y no haber recibido información por parte del municipio, por el contrario, en la zona de la planta de tratamiento de agua el 75% (6 de 8) si han recibido información y tienen conocimiento de que se debe contar con un permiso para la descarga de aguas residuales en caso de no estar conectado a la red municipal.

Talleres ambientales como estrategia de concientización y sensibilización

Se llevaron a cabo dos talleres ambientales considerando las temáticas de agua, suelo, aire, biodiversidad y legislación ambiental, con las diferentes actividades y talleres se pudo observar el interés y entusiasmo, de los estudiantes, docentes y tutores de nivel básico, por querer hacer un cambio.

En la ejecución de los talleres ambientales, se identificó que las personas tienen presente la situación actual de la barranca, así como conocimientos generales y/o básicos de la importancia de los recursos naturales y servicios ambientales. Para evaluar la efectividad de las actividades de concientización realizadas, se utilizaron rúbricas cuyos resultados arrojan que tales acciones sirvieron como una herramienta de sensibilización de las situaciones que ocurren en la comunidad, además de causar un impacto positivo para la mejora del ambiente

en la sociedad, cabe señalar que estas actividades despertaron el interés de los tutores y docentes y sugirieron llevar este tipo de eventos a las instituciones educativas (Figura 4). La fauna silvestre funciona como indicador de la condición de un ecosistema dado que contribuyen al mantenimiento de los servicios ecológicos, así como la salud del mismo. Ésta regula los procesos naturales de la cadena alimentaria, la estructura de los paisajes y el ciclo de los nutrientes (FAO,2022). En este sentido, los mamíferos desempeñan un papel importante en el funcionamiento de los ecosistemas dado que son reguladores de poblaciones tanto vegetales como animales (Castro, 2015). En el Estado de Tlaxcala se encuentran registradas 71 especies de mamíferos silvestres, de los cuales 18 especies son endémicas de México. Ocho de estas especies se encuentran bajo alguna categoría de protección por la NOM-059 y siete por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). El total de especies reconocidas para Tlaxcala representa el 14.3 % de las especies de mamíferos terrestres de México y el 9.1 % de la diversidad de mamíferos endémicos del país (Lara *et al.*, 2015). El municipio de Tlaxco carece de inventarios de su mastofauna, por lo que este estudio aporta la identificación de una especie de mamífero silvestre y tres especies de mamíferos domésticos en la cabecera del municipio, lo que representa un 2.8 % de los mamíferos del estado. Los asentamientos humanos irregulares son la fuente principal de la presencia de especies domésticas (perros y gatos) en la zona, lo que ha provocado un impacto negativo en la riqueza y abundancia de especies silvestres. Los perros pueden afectar a la fauna silvestre de manera directa al matarlas o herirlas, o de manera indirecta al competir con ellas por la comida (competencia por presas), o transmitiendo enfermedades como la rabia (Zapata-Ríos *et al.*, 2018).

En el caso de la flora, son escasos los estudios en materia de identificación de ésta en barrancas del estado. De las especies identificadas, el 76% fueron silvestres, lo que representa el 0.030% de las especies silvestres nacionales, lo que nos permite ver que las especies introducidas no han desplazado de manera significativa la flora nativa. Las especies introducidas tienen efectos devastadores para la flora nativa, ya que provoca la disminución e incluso la extinción de estas y afectan negativamente los ecosistemas (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2020). Las actividades antropogénicas son la causa principal de la existencia de especies introducidas, en este caso del durazno (*Prunus pérsica*) y del mastuerzo (*Tropaeolum majus*) que compiten por luz y espacio.

Los asentamientos humanos a la orilla de la barranca generan grandes impactos en la misma afectando su función ecológica, como es la captación de agua y la recarga de los acuíferos, ya que al construir se compacta el suelo afectando su permeabilidad, provocando posibles riesgos para quienes ahí habitan, tal y como lo expone la Secretaría de Medio Ambiente (2012), “el crecimiento urbano reduce la permeabilidad del suelo en las zonas de recarga de agua subterránea y aumenta el riesgo de inundaciones”.

La presencia de dichas construcciones genera la disminución de la cobertura vegetal lo que aumenta la cantidad de agua que escurre sobre los espacios libres y de la velocidad con la que ésta escurre, y, por lo tanto, se suscitan procesos acelerados de erosión del suelo, lo cual, se ve reflejada en la inestabilidad de la barranca (PAOT, 2006). Además, el que el suelo tenga

horizontes arenosos y un horizonte arcilloso con una infiltración horizontal puede provocar inundaciones, deslaves e incluso erosión hídrica, la cual de acuerdo con Alvarado *et al.* (2007) en un estudio que realizaron para evaluar la erosión hídrica del suelo en un contexto ambiental, en el estado de Tlaxcala, el municipio de Tlaxco tiene una velocidad de erosión hídrica de clase alta provocada por suelos arenosos y precipitaciones altas.

El tipo de infiltración que se tiene en la barranca conforme a las características del suelo es de forma vertical en los primeros horizontes arenosos y posteriormente de forma horizontal por su textura arcillosa, lo que lo hace susceptible a contaminación por el flujo de lixiviados lo que provocaría también contaminación en los acuíferos, ya que como lo menciona la FAO & PNUMA (2022), “los suelos contaminados se convierten a su vez en una fuente de contaminación para las aguas subterráneas, a través de la lixiviación de contaminantes, y para el agua dulce y el medio marino, ya que los contaminantes pueden ser transportados a través de la erosión eólica e hídrica”. Aunado a la presencia de construcciones en la ribera de esta depresión también se contabilizaron fuentes de descargas residuales con vertimiento directo a la misma, lo que contribuye a la pérdida de su función ecológica, tal y como lo menciona la PAOT (2006), “Las descargas en conjunción con los residuos sólidos han repercutido en la degradación ambiental de la barranca, en detrimento de los servicios ambientales que ofrece, así como en la contaminación de los estratos superficiales del suelo y en la contaminación del manto acuífero debido a la migración de lixiviados”.

Debido a que la barranca “La Martinica” atraviesa la cabecera municipal de Tlaxco, los tres tramos analizados en este estudio presentaron un uso inadecuado de esta principalmente con perturbaciones por actividades antropogénicas y la presencia de fauna nociva. En los tramos de la Colonia Centro y la Colonia Tepatlaxco, el 100% de las casas habitación y comercios aledaños a la barranca, han evitado tener vista hacia esta. En el tramo de la colonia Tepatlaxco, se contabilizaron cuatro descargas residuales en 20 metros lineales de recorrido. Finalmente, de las personas encuestadas en los tres transectos de estudio, el 52.1% se sienten de muy inseguras a inseguras de tener su vivienda junto a la barranca. El 80.4% de los encuestados evaluó el estado de la barranca de malo a muy malo. Esto coincide con la Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México (SMA, 2012), que reportó: las casas aledañas a las barrancas urbanas evitan tener vista hacia estas perturbaciones invisibilizando que son utilizadas como vertederos de todo tipo de residuos y emiten mal olor por lo que su estado actual representa un foco de infección y de enfermedades de todo tipo, por otra parte, en Gutiérrez *et al.* (2020) se establece que la incapacidad del gobierno para proteger las barrancas, ha propiciado que en la percepción de la gente se vean como tierras de nadie y que por lo tanto se hace un uso inadecuado.

El 12% de las personas encuestadas destacan como ventajas de vivir cerca de una barranca el no tener contacto con vecinos y el paisajismo natural, esto último se puede traducir como un servicio ecosistémico. Gracias a las características biofísicas y escénicas, las barrancas son promotoras de diversos servicios ecosistémicos como: permitir la captación de agua para la recarga de mantos acuíferos, promover el balance hídrico, coadyuvar a la retención de partículas contaminantes, fijación de dióxido de carbono, regulación del clima (Gutiérrez *et*

al., 2020; SMA, 2012). Funcionan como corredores naturales de biodiversidad y funcionan como zonas de amortiguamiento ante los impactos generados por la humanidad en estas. Además, este sistema se considera importante para la sustentabilidad (PAOT, 2006).

En contraparte, el 88 % de las personas encuestadas, manifestó que vivir cerca de la barranca representa desventajas y riesgos como deslaves, presencia de fauna nociva, desprendimiento de mal olor además de ser un problema social y ambiental. Tres personas encuestadas, externaron estar conscientes de verter sus aguas residuales hacia la barranca, sin embargo, también comentaron que conectarse a la red de drenaje, implica afectaciones en su vivienda, ya que, debido a la ineficiente instalación de la red de drenaje en época de lluvia, el agua del alcantarillado sale de sus coladeras. Situaciones similares son referidas para Morelos, donde las personas que residen en la periferia de las barrancas afirman que no constituye ninguna ventaja vivir en áreas aledañas a éstas, además, precisan la existencia de drenajes y tiraderos a cielo abierto lo que constituye focos de infección, alteración del paisaje y proliferación de fauna nociva (Jaramillo-Monroy *et al.*, 2018). En Puebla, vecinos aledaños a estas zonas, manifiestan que vivir cerca de una barranca no representa ventaja ni bienestar por las condiciones de contaminación en que se encuentra (Gutiérrez, 2020). En la Ciudad de México, se externa como riesgo, la presencia no regulada de asentamientos humanos, depósito de residuos sólidos (de la construcción y domiciliarios), descargas de aguas residuales, así como desprendimiento de mal olor (SMA, 2012), situación que altera su condición natural, ante las deficiencias que presenta la red de drenaje sanitario y/o la inexistencia de drenaje pluvial (PAOT, 2006).

Más del 90% de las personas no tienen conocimiento sobre qué es la contaminación, lo que se atribuye a la ausencia de un programa de educación ambiental municipal. En tal programa se debería contemplar actividades que permitan un mejor conocimiento de los procesos ecológicos esenciales para la conservación de los recursos naturales y la generación de servicios ambientales, tales como modelos de la dinámica hidrológica de la zona, la dinámica del paisaje o el efecto ecológico de la alteración antropogénica (CONANP, 2006).

El 80.4% (37 de 46) de las personas encuestadas no tiene conocimientos en cuanto a normatividad ambiental, y de cierto modo esto es normal derivado a la poca atención y difusión que se les ha dado a los problemas socioambientales en el municipio. Todo esto reafirma lo expuesto por Visión Solidaria A. C. (2007) en su diagnóstico socioambiental de la barranca de Guadalupe, cada año que pasa el deterioro socioambiental de las barrancas se agudiza, no hay un real interés y preocupación de los gobiernos ni de la población en general, no figura como una prioridad en la agenda ambiental, ni para su atención, ni mucho menos en términos presupuestales.

El 63% (29 de 46) de los encuestados manifiesta que el ayuntamiento debería llevar a cabo acciones de limpieza y vigilancia, y el 80.4% de las personas están dispuestas a colaborar y participar como voluntarios en programas de saneamiento todo esto para mejorar su calidad de vida. Coincidiendo con Muñoz (2007), que reportó a través del Instituto Nacional de Ecología, que las personas muestran disposición e interés en la regeneración de barrancas, ya que al rehabilitarlas incrementa el valor de la vivienda por el beneficio que tienen en paisaje,

salud y en general en los aspectos recreativos, al limpiar y mejorar las barrancas se aumenta el valor de la propiedad y parte de este valor va a dar a los propietarios de los predios.

En la zona de estudio no se han hecho actividades de sensibilización ambiental y conocimiento de los problemas ambientales, Martínez (2010) menciona que la educación ambiental puede y debe ser un factor estratégico que incida en el mejoramiento de cualquier área natural. Como parte de este trabajo se implementaron talleres de educación ambiental no formal, enfocados a las celebraciones ambientales, dirigidos a niños de preescolar y primaria, a sus docentes y tutores, coordinando actividades con las autoridades municipales, abordando la importancia de los recursos naturales, el cuidado del ambiente y la problemática de la barranca. Gutiérrez *et al.* (2020) menciona que, se debe contribuir a hacer visibles a las barrancas como parte del espacio urbano con todos los servicios que proporcionan y con todas las potencialidades que prometen si se les maneja de manera adecuada. Deveaux y López (2021) refiere que, como humanos, podemos actuar sobre el mundo para mejorarlo: enseñar a los niños que debe existir una buena relación con la naturaleza, en este caso la barranca, y que ellos pueden ser partícipes del cambio que se genere en esta.

De los talleres impartidos se observó que los asistentes a los talleres sí manifestaron conocimientos generales de los recursos naturales, pero desconocen la existencia de barrancas en la zona, así como su importancia ecológica. Una educación ambiental orientada hacia la acción debe involucrar a las personas en el tratamiento de problemas reales y concretos, sin conformarse con la mera discusión de posibles soluciones. Se trata de prepararse para la acción ambiental, de adquirir capacidades generales, habilidades y rutinas concretas puesto que las personas no sólo deben saber valorar, sino estar preparadas y capacitadas para la acción ambiental (Tilbury, 1995, citado en García, 2003).

Conclusiones

En el estudio realizado, se concluye que la función ecológica de la barranca se encuentra disminuida y presenta una pobre diversidad faunística y florística de carácter silvestre. Sin embargo, se requieren estudios más precisos sobre la biodiversidad local.

En la caracterización del suelo se encontró que los primeros horizontes son de textura arenosa lo que lo hace propenso a deslaves, además el 40% de la población encuestada identifica esto como uno de los principales riesgos de vivir cerca de la barranca pues el suelo es un recurso natural vital para el ecosistema y es el recurso al que menos atención se le presta. Es importante implementar trabajos de educación ambiental para reforzar la participación ciudadana en los temas de uso y manejo sostenible de las barrancas, para fortalecer en las personas la conciencia de las causas y los riesgos que representa la contaminación de estas en su calidad de vida, ya que se encontró que las personas que habitan en la zona centro son menos conscientes de la contaminación en la barranca al ser los menos afectados porque en su mayoría son negocios y los habitantes de la zona de la planta de tratamiento están más conscientes y sensibilizados acerca de estos efectos, pues son ellos quienes padecen las consecuencias del mal uso y manejo de ella. El crecimiento poblacional y los

establecimientos irregulares de casas habitación y negocios incumplen leyes y normas, además se verificó el desconocimiento ciudadano en cuanto a la normatividad y la falta de vigilancia por parte de las autoridades, pues la contaminación encontrada no solo provoca daños ambientales en la zona sino también representa un riesgo para la población que habita en la ribera de la barranca. Se recomienda que el municipio elabore el ordenamiento ecológico y el programa de educación ambiental.

Agradecimientos

Las autoras de este trabajo expresan su agradecimiento a los docentes de la Lic. en Ciencias Ambientales de la UATx., Dra. Silvia Herrera Cortés por su asesoría en el diseño, aplicación y análisis de las encuestas, a la Dra. Minerva Flores Morales por la implementación de los métodos para el registro de la flora y fauna local, a la M.Ed. Andrea Vera Reyes por su apoyo en el análisis de suelo, al L.F.T. José Antonio Ortiz Zamora por la gestión de los talleres ambientales. Así como a los estudiantes Brenda Adaline Espejel Vazquez, Daniel Huerta Sosa, Ana Ximena López Noya, José Manuel Molina Lazcano, Daniela Soria Sánchez y Miztli Tairi Benítez Suarez por su apoyo en las actividades documentales y en campo.

Tablas

Tabla 1. Especies vegetales en la barranca "La Martinica".

ESPECIES	INTRODUCIDA O NATIVA	SILVESTRE O DOMÉSTICA
Maguey pulquero (<i>Agave salmiana</i>)	N	S
Tepozán de cerro (<i>Buddleia parviflora</i>)	N	S
Nopal de tuna amarilla (<i>Opuntia ficus-indica</i>)	N	D
Jarilla amarilla (<i>Barkleyanthus salicifolius</i>)	N	S
Capulín (<i>Prunus serotina</i>)	N	S
Zacatón (<i>Muhlenbergia macroura</i>)	N	S
Azomite (<i>Argemone ochroleuca</i>)	N	S
Retama (<i>Senna multiglandulosa</i>)	N	S
Maguey (<i>Agave sp</i>)	N	S
Sauce llorón (<i>Salix babylonica</i>)	I	S
Durazno (<i>Prunus persica</i>)	I	D
Mastuerzo (<i>Tropaeolum majus</i>)	I	D
Trueno (<i>Ligustrum lucidum</i>)	I	S

*Se reportan los nombres de las especies registradas en la zona del rastro, se indica si se trata de especies nativas (N) o introducidas (I) y si son silvestres (S) o domésticas (D).

Tabla 2. Concentrado del perfil del suelo.

Horizontes	Textura	Estructura	Color (seco)	Color (húmedo)	Permeabilidad	Tamaño de partículas
Primer horizonte	Franco arenoso	Migajosa	10 YR 4/3	5 YR 3/2	Moderadamente rápida	Medio
Segundo horizonte	Franco arenoso	Migajosa	10 YR 5/3	10 YR 3/2	Moderadamente rápida	Medio
Tercer horizonte	Arcilloso	Laminar	2.5 YR 5/2	10 YR 3/2	Permeabilidad lenta	Muy finas
Cuarto horizonte	Arcillo arenoso	Migajosa Columnar	10 YR 3/3	2.5 Y 5/2	Permeabilidad muy lenta	Finas
Quinto horizonte rocoso	Rocoso	Rocosa	10 YR 3/3	2.5 Y 5/2	Muy rápida	Grueso-Muy grueso

*Caracterización del suelo.

Figuras

Localización del municipio de Tlaxco

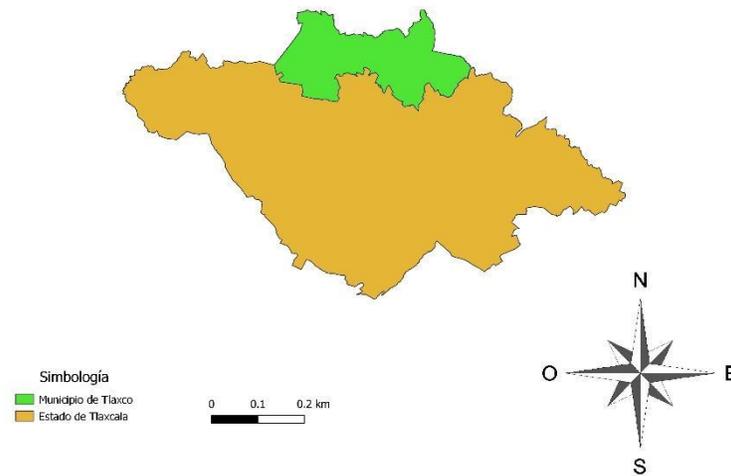


Figura 1. Mapa del estado de Tlaxcala. Localización del municipio de Tlaxco. QGIS.

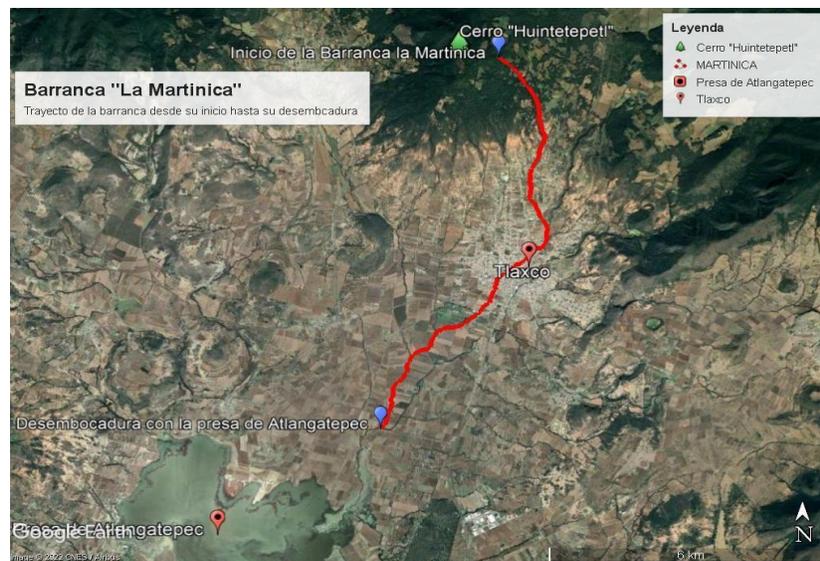


Figura 2. Barranca "La Martinica". Trayecto de la barranca "La Martinica" desde el inicio hasta la desembocadura.

Fuente: Google Earth



Figura 3. Horizontes del perfil de suelo.



Figura 4. Talleres ambientales. Realización de talleres por el Día Mundial del Agua y el Día Mundial de la Tierra.

Referencias

- Allaire, Joseph J. (2011). RStudio (Versión 2021.09.2+382). Windows. Nueva Zelanda: GNU.
- Alvarado Cardona, M., Colmeneri Robles, J. A., & Valderrábano Almegua, M. d. (2007). La erosión hídrica del suelo en un contexto ambiental, en el estado de Tlaxcala, México. *Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal*, 317-326.
- Castro H. M. (2015). Riqueza y abundancia de mamíferos de talla mediana ante la presencia humana y animales domésticos en el Parque Nacional La Malinche, Tlaxcala. (Tesis de Licenciatura no publicada). Universidad Autónoma de Tlaxcala.
- CONANP. (2006). Componente fomento a la investigación y generación de conocimiento. En CONANP, Programa de Conservación y Manejo Parque Nacional Barranca del Cupatitzio (pág. 82-83). México: CONANP-SEMARNAT.
- Deveaux Durán S; López Valenzuela, C. L (2021). Proyecto 1, 2, 3 por la Barranca. Nos quitamos la capa y la pusimos de mantel. *Sinéctica*, núm. 57, e1262, 2021. Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Occidente, Departamento de Educación y Valores. Disponible en: <https://www.redalyc.org/journal/998/99869779014/html/>
- FAO. (26 de agosto de 2022). Manejo de vida silvestre. Obtenido de Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura: <https://www.fao.org/sustainable-forest-management/toolbox/modules-alternative/wildlife-management/basic-knowledge/es/>
- FAO y PNUMA. 2022. Evaluación mundial de la contaminación del suelo – Resumen para los formuladores de políticas. Roma, FAO. <https://doi.org/10.4060/cb4827es>
- García, J. E. (2003). Los problemas de la educación ambiental: ¿es posible una educación ambiental integradora? Obtenido de Centro Nacional de Educación Ambiental: https://www.miteco.gob.es/en/ceneam/articulos-de-opinion/2003_10garcia_tcm38-163639.pdf . Fecha de consulta: 15 de agosto de 2022.
- Gutiérrez, P. V. (2020). Evaluación socio-ambiental de dos barrancas de la ciudad de Puebla. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Tesis doctoral. Recuperado de: <https://static1.squarespace.com/static/55564587e4b0d1d3fb1eda6b/t/60bfd16fd015781989b4bdf5/1623183731925/11+-Tesis+Guti%C3%A9rrez+Pacheco+V%C3%ADctor.pdf>. Fecha de consulta: 27 de julio de 2022.
- Gutiérrez, P. V., Silvia, G. S.E. (2021). Degradación Ambiental antrópica de las barrancas el Conde y Malinalli, de la Ciudad de Puebla, México. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 37, 187-199. <https://doi.org/10.20937/RICA.53779> Fecha de consulta: 7 de mayo de 2022
- Gutiérrez, P. V., Silva, G. S. E., Chaves, B. E., Zayas, P. M. T., Castelán, V. R. (2020). Las barrancas de la ciudad de Puebla, México: Un recurso desaprovechado en una urbe con déficit de áreas verdes. *Interciencia*, 45(2), 110-116.

- INAFED. (2022). Tlaxco. Obtenido de Enciclopedia de los Municipios y Delegaciones: <http://www.inafed.gob.mx/work/enciclopedia/EMM29tlaxcala/municipios/29034a.html>. Fecha de consulta 2 de abril de 2022.
- Jaramillo-Monrry, F., González-Zurita, J. Flores-Armillas, V. (2018). Plan para el Manejo Integral del Sistema de Barrancas del Norponiente de Morelos. El Colegio de Morelos, Fundación Biósfera del Anáhuac, A.C. y Reconcilia A.C. Cuernavaca, Morelos, México.
- Ley Ambiental de Protección a la Tierra en el Distrito Federal. (13 de enero de 2000). Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial de la CDMX. Obtenido de la Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial de la CDMX. https://paot.org.mx/centro/leyes/df/pdf/2021/LEY_AMB_PROT_TIERRA_23_04_2021.pdf. Fecha de consulta: 11 de marzo de 2022.
- Ley de Aguas Nacionales. (01 de diciembre de 1992). Cámara de diputados del H. Congreso de la Unión. Obtenido de la Cámara de Diputados. https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/16_060120.pdf. Fecha de consulta: 11 de marzo de 2022.
- Lara Rodríguez, C., Serrano Meneses, M. A., Rodríguez Martínez, L., & Vázquez Pérez J. (2015). Contribución al conocimiento de la Biodiversidad en Tlaxcala. Universidad Autónoma de Tlaxcala.
- Pablo Minor y Miguel Ángel Morón, (2016). Coleópteros lamelicornios (Coleoptera: Scarabaeoidea) de la barranca de Huehuetitla, Tlaxcala, México. Instituto de Ecología, A.C. Red de Biodiversidad y Sistemática. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0065-17372016000300310 Fecha de consulta: 8 de mayo de 2022
- Martínez Castillo, Róger (2010). La importancia de la educación ambiental ante la problemática actual. Revista Electrónica Educare, XIV(1),97-111.[fecha de Consulta 3 de Octubre de 2022]. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=194114419010>
- Muñoz Piña, C. (2007). Financiamiento para la regeneración ambiental de barrancas a través del impuesto predial. El caso de la Ciudad de México. INE, 46-50.
- PAOT (Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial de la CDMX). (2012). Programa de Conservación y Manejo Sustentable de las Barrancas del Distrito Federal. Consultado en: Programa de Conversión y Manejo Sustentable de las Barrancas del DF Antecedentes. Fecha de consulta: 12 marzo de 2022
- PAOT (Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del D. F.) (2006). Afectación de las barrancas del Distrito Federal. Subprocuraduría de Ordenamiento Territorial. Recuperado de: <https://paot.org.mx/centro/paot/barrancas06.pdf>. Fecha de consulta: 22 de julio de 2022
- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica. (2020). Especies Exóticas Invasoras. Obtenido de www.cbd.int/invasive: <https://www.cbd.int/undb/media/factsheets/undb-factsheet-ias-es.pdf>

- SMA (Secretaría del Medio Ambiente). (2012). Barrancas urbanas del superponiente del Distrito Federal, Áreas de valor ambiental. Libros Blancos. Gobierno del Distrito Federal. Recuperado de: <https://martha.org.mx/una-politica-con-causa/wp-content/uploads/2013/09/05-Barrancas-Urbanas.pdf>. Fecha de consulta: 25 de julio de 2022.
- Visión Solidaria Asociación Civil. (2007). Diagnóstico socioambiental de la barranca de Guadalupe: 2007. INE, 26-30.
- Zapata-Ríos G, Branch LC. (2018). ¿Cómo afectan los perros a la fauna? *Environmental science journal for teens* , 1-2.

Capítulo II. Comunidades rurales y la importancia de la apropiación de la energía solar fotovoltaica para el desarrollo. Potrero de la Palmita, México

Jaime Alejandro Guevara Valdez^{1*}; Verónica Cruz Morales²; María Elena Serrano Flores¹,
Oscar Goiz Amaro¹

¹Centro Interdisciplinario de Investigaciones y Estudios sobre Medio Ambiente y Desarrollo del Instituto Politécnico Nacional, ²Sección de Estudios de Posgrado e Investigación de la Escuela Superior de Comercio y Administración del Instituto Politécnico Nacional.

*Autor de correspondencia: jalejandro3000@gmail.com

Resumen

La energía es un recurso que se considera esencial para el desarrollo social y económico. Acercar energía eléctrica a comunidades rurales puede llegar a ser una tarea económicamente no viable por la dificultad de acceder a ellas, por lo accidentado del territorio, o por la lejanía de estas hacia puntos de distribución de energía. En este contexto, la energía solar fotovoltaica, ha encontrado oportunidades de electrificación rural por sus características y prestaciones. Sin embargo, entre el desarrollo socioeconómico de las comunidades y la explotación del recurso solar fotovoltaico se interpone la interacción sociotécnica que involucra consecuencias culturales y psicológicas, pero con la necesidad de considerar beneficios y costos, tanto ambientales y económicos como sociales. Además, intervenciones de desarrollo socioeconómico rural con enfoques top-down han demostrado no ser eficientes en el Sur Global. En este sentido, teorías de desarrollo centradas en la perspectiva del actor social con enfoque bottom-up han surgido como alternativas, e involucran la capacidad y habilidad de los habitantes. Así, este trabajo pretende introducir mediante una primera aproximación una alternativa de desarrollo desde la perspectiva centrada en el actor social considerando además que la aceptación de esta energía abarca factores contextuales como la percepción social de la electricidad. En este sentido, comunidades mexicanas rurales y algunas indígenas como Potrero de la Palmita en Nayarit se beneficiaron en 2015 de un proyecto conjunto entre el Banco Mundial, el Fondo para el Medio Ambiente Mundial y el Gobierno Mexicano, para dotarlas de energía, promoviendo tanto el acceso a energía moderna para uso doméstico, para procesos productivos y actividades económicas como para las emisiones de carbono evitadas (CO₂e). Una investigación exploratoria encontró, entre otros resultados, que los habitantes de Potrero de la Palmita no han aprovechado los beneficios energéticos del sistema solar fotovoltaico, excepto por la iluminación. Además, los datos ratifican que los habitantes no comprenden la energía solar como un recurso energético. Se requiere, por tanto, que las comunidades, como la de estudio, tengan un trato distinto al tradicional permitiendo que estas se involucren en los proyectos sociales con energía desde el principio manifestando sus necesidades reales, apropiándose de la energía solar para alcanzar un desarrollo socioeconómico y digno.

Palabras clave: desarrollo socioeconómico, electrificación rural, interacción sociotécnica, intervenciones de desarrollo, percepción social de la electricidad, necesidades reales

Rural communities and the importance of solar photovoltaic energy appropriation for development. Potrero de la Palmita, Mexico

Abstract

Energy is a resource that is considered essential for social and economic development. Bringing electricity to rural communities can become an economically non-viable task due to the difficulty of access, the ruggedness of the territory, or because of the power distribution distance points to the communities. In this context, photovoltaic solar energy has found rural electrification opportunities due to its characteristics and benefits. However, between communities' socioeconomic development and photovoltaic solar resource exploitation, there is a sociotechnical interaction that involves cultural and psychological consequences, also is necessary considered benefits and costs, both environmental and economic as well as social. In addition, rural socioeconomic development interventions top-down approaches have proven not to be efficient in the Global South. In this sense, development theories centered on the social actor perspective bottom-up approach have emerged as alternatives and involve the capacity and ability of the inhabitants. Thus, this work intends to introduce, through a first approximation, a development alternative centered from the social actor perspective, also considering that the acceptance of this energy encompasses contextual factors such as the social perception of electricity. In this sense, rural Mexican communities, and some indigenous ones such as Potrero de la Palmita in Nayarit benefited in 2015 from a joint project between the World Bank, the Global Environment Facility, and the Mexican Government, to provide them with energy, promoting both the access to modern energy for domestic use, for production processes and economic activities as well as for avoided carbon emissions (CO₂e). An exploratory investigation found, among other results, that Potrero de la Palmita inhabitants have not taken advantage of the energy benefits of the photovoltaic solar system, except for lighting. In addition, the data confirms that the inhabitants do not understand solar energy as an energy resource. Therefore, it is required that the communities, such as the one under study, have a different treatment from the traditional one, allowing them to get involved in social projects with renewable energy from the beginning, expressing their real needs, appropriating solar energy to achieve a decent socioeconomic development.

Keywords: *socioeconomic development, rural electrification, sociotechnical interaction, development interventions, social perception of electricity, real needs.*

Introducción

La presente investigación aborda en una primera aproximación el tema de la electrificación rural con energía solar fotovoltaica y su relación tanto con el desarrollo rural y la sustentabilidad como con el desarrollo desde las necesidades del actor social.

A nivel mundial se considera a la energía como un recurso esencial para el desarrollo social y económico (Yadav *et al.*, 2019). Así, la electrificación rural pretende acercar energía a las comunidades rurales mediante tendido eléctrico, en el caso en que las condiciones para realizar la extensión de la red eléctrica hacia las comunidades presentan dificultad para acceder a ellas por lo accidentado del territorio, o por la lejanía de estas hacia puntos de distribución de energía, estas comunidades y regiones se energizan mediante sistemas

aislados o descentralizados actualmente con energías renovables o en su defecto con sistemas electrógenos diésel. Esta dificultad para acercar electricidad por tendido eléctrico caracteriza a las comunidades como no aptas para electrificación por no ser proyectos viables desde la perspectiva costo-beneficio (Mesquita *et al.*, 2014).

En este sentido, la energía solar fotovoltaica se ha difundido en su implementación en comunidades rurales debido a sus características y prestaciones, ya que genera energía utilizando el recurso renovable de la radiación solar el cual impacta en un dispositivo semiconductor que estimula el movimiento de electrones generando electricidad mediante el efecto fotovoltaico (Pearce, 2002), además de ser una tecnología relativamente práctica, también evita emisiones contaminantes al ambiente en la generación de energía. Por otro lado, el desarrollo rural sostenible, busca el cambio social y el crecimiento económico rural, de manera progresiva cuidando toda la gama de recursos disponibles y procurando el ambiente y el cuidado de los ecosistemas (de la O Barroso González, 2010).

En este contexto, se debe considerar que el rezago energético, es decir, la falta de tener acceso a energía moderna limita la posibilidad al mejoramiento de condiciones de vida e imposibilita desarrollar proyectos productivos ya que la energía eléctrica es un recurso esencial para las actividades económicas y para procesos productivos que impulsan el desarrollo (Mendieta Vicuña & Pizarro, 2015; Sallé Alonso, 2015). Además, organismos internacionales consideran a la energía fotovoltaica como una alternativa sustentable que repercute positivamente en el desarrollo de las comunidades rurales (ONU, 2019), coadyuvando al logro de los Objetivos del Desarrollo Sostenible, i.e. erradicar el hambre y la pobreza, elevar niveles de salud y bienestar, o permitir el acceso a agua limpia. También se debe destacar que, pese a los intentos de intervenciones internacionales en comunidades rurales, particularmente del sur global, no se han generado procesos de desarrollo reales en estas regiones (Rojas, 2012).

Por otro lado, la energía solar fotovoltaica, ha encontrado oportunidades de electrificación rural por sus características y prestaciones: bombeo de agua para riego o abrevaderos; iluminación, alumbrado público, servicio doméstico; para pequeña empresa, talleres, oficios; en invernaderos, corrales, granjas, riego por goteo, por mencionar algunas.

Sin embargo, entre el desarrollo socioeconómico de las comunidades y la explotación del recurso solar fotovoltaico se interpone la interacción sociotécnica que involucra consecuencias culturales y psicológicas, así como la necesidad de considerar beneficios y costos ambientales, económicos y sociales (Hudlet-Vázquez & Hodgkins, 2021). Como ya se mencionó, las intervenciones de desarrollo socioeconómico rural con enfoques de arriba hacia abajo han demostrado no ser eficientes particularmente en el Sur Global, lo cual por un lado genera beneficios a un pequeño sector industrial, económico, financiero y político, pero por el otro lado, provoca discontinuidades sociales en las comunidades intervenidas, afectando la cultura, la economía familiar y la convivencia comunitaria.

En este sentido, teorías de desarrollo centradas en las necesidades reales del actor social con enfoque de abajo hacia arriba han surgido como alternativas, las cuales involucran las capacidades y habilidades de los habitantes, pretenden involucrar a los actores sociales en los

proyectos desde el inicio, impulsan a que los actores sociales sean los propios generadores de su propio desarrollo (Long, 2001; Sabatier, 2010).

Así, esta investigación, pretende introducir mediante una primera aproximación una alternativa de desarrollo desde la perspectiva centrada en las necesidades reales del actor social considerando además que la aceptación de la energía fotovoltaica abarca factores contextuales como la percepción social de la electricidad (Akter & Bagchi, 2021).

Material y métodos

Para realizar esta primera aproximación se estudió la comunidad de Potrero de la Palmita en el estado de Nayarit ubicada prácticamente en las faldas de la Sierra Nayarita. La comunidad se encuentra al suroeste del municipio El Nayar localizado éste al oriente del estado de Nayarit, siendo prácticamente todo el territorio del municipio parte de la Sierra Madre Occidental. El municipio de El Nayar colinda con otros municipios del estado en dirección al mar pacífico y al sur, no obstante, colinda con tres estados distintos: al norte con el estado de Durango, al noreste con el estado de Zacatecas y al este con el estado de Jalisco. La comunidad de Potrero de la Palmita está integrada en su mayoría por indígenas de la etnia Wixárika, en castellano se conocen o nombran Huichol(es). De acuerdo con SEDESOL, (2010) el municipio y la comunidad están catalogados en la escala de marginación y vulnerabilidad como “muy alto”. En la comunidad tienen instalado un sistema minired solar aislado desde 2015 (World Bank, 2016).

En cuanto a la investigación, esta es mixta, transversal realizada en el mes de abril de 2021. Es una investigación exploratoria y de diagnóstico con la finalidad de conocer la comunidad en sus dimensiones socioeconómicas y culturales, para recoger información de primera mano sobre el uso de la energía, e identificar la infraestructura minired solar fotovoltaica y sus características. En la investigación se utilizaron los métodos de observación exploratoria (Giroux & Tremblay, 2009) y entrevistas abiertas (Sierra, 1998) a líderes y representantes de la Asamblea, así como a pobladores.

La Asamblea es la máxima representación social y política en la comunidad que atiende asuntos particularmente de las dimensiones social, política, institucional y económica que involucra a todos los habitantes o en casos particulares a parte de la población de la comunidad. Sin embargo, tienen otra representación igualmente importante, pero está atiende dimensiones religiosas, de creencias y culturales dirigidas por los jefes mayores, ancianos y jefes religiosos maestros.

Resultados y discusión

De acuerdo con las pláticas de las autoridades de la comunidad, hay alrededor de 700 habitantes que viven en 200 viviendas, en su mayoría hechas de adobe. En la comunidad hay un sistema aislado minired solar que alimenta a 130 viviendas, es decir 65% de las viviendas en la comunidad cuentan con servicio doméstico de electricidad. Este servicio se contrata con Comisión Federal de Electricidad, empresa paraestatal que tiene el permiso y la

concesión del gobierno federal para administrar y ofrecer el servicio de electricidad a nivel nacional.

El sistema solar fotovoltaico se conforma por:

- Sistema de 312 baterías en un arreglo que permite una autonomía de 48 horas, de acuerdo con el reporte del proyecto (World Bank, 2016), asimismo, las baterías de acuerdo con su modelo tienen una especificación de 17 años de vida útil.
- Equipo de acondicionamiento de energía mediante inversores y controladores de carga, así como transformador principal para subir la energía a tendido eléctrico trifásico.
- Sistema SCADA (*Supervisory Control and Data Acquisition*). Equipo que permite la supervisión, monitoreo y control a distancia, sin embargo, todo el sistema es autónomo, es decir, genera, gestiona y administra la oferta y almacenamiento de energía de manera automática y por sí sola. El sistema SCADA es un equipo y tecnología de última generación.
- Los paneles solares son 572 piezas policristalinos de 250 W montados en 26 estructuras de 22 paneles cada uno que suponen una capacidad instalada de 143 kW.

El proyecto de electrificación rural mediante el sistema solar fotovoltaico fue realizado por el gobierno mexicano mediante la Secretaría de Energía, la Comisión Federal de Electricidad, Nacional Financiera y la Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas (ahora Instituto Nacional de los Pueblos Indígenas) en conjunto con organismos internacionales mediante el Banco Mundial y el Fondo para el Medio Ambiente Mundial. El proyecto suponía y destacaba que: “La nueva infraestructura de generación de energía eléctrica tendría fines productivos”, además de servicios domésticos (World Bank, 2016). Sin embargo, esta afirmación no se pudo constatar en la comunidad de estudio, es decir, la comunidad no presenta rasgos de desarrollo socioeconómico que sean sustentados en el uso o explotación de energía eléctrica del sistema solar fotovoltaico.

En cuanto al sistema solar fotovoltaico, como ya se mencionó, se electrifican 130 viviendas de un total de 200, de las viviendas electrificadas menos de 39%, es decir, menos de 50 viviendas electrificadas, además de iluminación usan electrodomésticos como refrigerador, ventilador, radio o televisor.

Respecto al uso que se le da a la energía eléctrica en la comunidad, la realidad muestra que el uso que se hace de la electricidad es para iluminación, no ha habido procesos de desarrollo socioeconómicos que exploten la electricidad, esto de cierta manera contrasta con la intención del proyecto de detonar procesos productivos y actividades económicas que se pretendían en 2015 cuando se instaló el sistema solar en la comunidad.

Referente a los servicios eléctricos del sistema solar y la minired eléctrica, los pobladores con energía en sus viviendas exclaman que la electricidad es cara si se conectan electrodomésticos, en este sentido, el uso solamente de iluminación en las viviendas electrificadas genera un costo por vivienda de \$50.00 pesos bimestral. Las viviendas, que representan menos de 50 que usan uno o varios electrodomésticos pagan cuotas bimestrales entre \$80.00 y \$300.00 pesos.

Por lo que concierne a la aceptación de la energía fotovoltaica, las viviendas electrificadas aceptan que para iluminación la energía proveniente del sistema solar está muy bien, además, desarrollaron habilidades para usar redes sociales mediante datos que obtienen de un sistema denominado internet rural el cual se logra con la compra de fichas de acceso a datos por tiempo. Sin embargo, los pobladores no aceptan esta energía para explotarla en actividades o procesos productivos y económicos, según ellos por muchas fallas debido al tiempo/clima y sistemas (hidro)meteorológicos de lluvias y fuertes vientos.

En consideración a la percepción de la energía solar en la comunidad, los habitantes son conscientes que la electricidad es una herramienta para impulsar un desarrollo socioeconómico. Por otro lado, el sistema solar fotovoltaico tiene un diseño que responde a una infraestructura similar a un servicio proveniente de un tendido eléctrico tradicional. Sin embargo, se aferran a energía desde tendido eléctrico y que solo así lograrán un desarrollo en la comunidad.

Parte de la anuencia a la energía solar fotovoltaica radica en las fallas que presenta este por cortes en épocas de lluvia y de grandes vientos, ya que en el pasado presentaron malas experiencias con sistemas fotovoltaicos individuales o kits solares. Estos mini sistemas solares suelen constar de un panel solar de entre 35W y 50W, un controlador de carga conectados a una batería (antaoño de tipo acumulador de automóvil, actualmente de litio) para alimentar entre uno a cuatro focos, en ocasiones se acompaña de un inversor de corriente para alimentar algún equipo eléctrico o electrónico, como un radio o un pequeño motor eléctrico. Como se mencionó, las fallas de estos sistemas ya sea por condiciones meteorológicas adversas, mala manipulación del sistema, fallas propias de los equipos o por la necesidad de cambiar o reparar dispositivos del sistema como baterías o fusibles, obligaban a los pobladores a realizar gastos que no podían sufragar y terminaban abandonando o desechando los sistemas fotovoltaicos, además de la falta de conocimiento para reparar el sistema o cambiar repuestos o refacciones o la batería.

En este sentido, la comunidad muestra cierta resistencia a explotar la energía solar fotovoltaica minired y se aferran a la idea generalizada que solamente con energía proveniente de tendido eléctrico nacional podrán explotarla para promover su desarrollo social y económico. Además, en el desarrollo del proyecto solar, de acuerdo con las pláticas con los líderes y pobladores, no se realizaron procesos de consultas previas. De acuerdo con los pobladores, en algún momento realizaron pláticas con representantes locales y estatales solicitando extensión de tendido eléctrico para obtener energía y tiempo después llegaron con un proyecto de generación de energía mediante el sol. Así, con breves pláticas entre líderes de la comunidad y promoventes del proyecto, a los pocos días se estaba preparando el terreno y se estaba instalando el sistema solar minired en la comunidad.

En las pláticas con los pobladores, la mayoría de ellos nunca se enteraron del proyecto hasta que éste empezó a instalarse en la comunidad. Estos procesos producen discontinuidades sociales, además produjo problemas económicos en algunas familias que contrataron el servicio y compraron electrodomésticos que arrojó consecuencias de no poder pagar la factura del servicio. La falta de involucramiento de los pobladores en este proyecto provocó

que algunos pobladores se endeudaran con la empresa prestadora del servicio y que abandonaran los electrodomésticos para reestructurar sus deudas.

Es así como en este contexto, surge la alternativa de desarrollo desde la perspectiva centrada en las necesidades reales del actor social, sin embargo, como se mencionó, además se requiere que los pobladores se apropien socialmente de la energía especialmente de las energías renovables y en particular, como en el caso de esta investigación de la energía solar fotovoltaica.

Conclusiones

Es necesario que los habitantes de las comunidades rurales se involucren en los proyectos de energía solar (o de energías renovables) de manera profunda.

Con la finalidad de superar barreras sociales y culturales es preciso que los pobladores participen para exponer su perspectiva y que esto permita conducir a un cambio escalable.

En cuanto a las teorías de desarrollo particularmente aquellas que se enfocan en lo local, rural y en las comunidades, se requiere un cambio en el paradigma de la postura tradicionalista del enfoque de arriba hacia abajo, es decir, de las intervenciones de instituciones supranacionales o desde organismos internacionales que se enfocan en las necesidades “de energía” en vez de las necesidades “reales de desarrollo”.

Las teorías alternativas de desarrollo que atienden las necesidades reales se enfocan en que los proyectos deben ser desde adentro, no previamente formulados en el sector privado y público. Además, estas perspectivas alternas conllevan a esclarecer la dinámica local, anteponiendo las necesidades reales del actor desde su vida diaria.

En cuanto a la dimensión de la tecnología, como herramienta facilitadora de esfuerzos o procesos, se debe tener presente que esta genera un cambio. Es decir, los artefactos técnicos no provocan cambios predefinidos, sino que se perciben y utilizan de manera diferente según los contextos. Además, se debe contemplar, cuando se introduce una tecnología, i.e. energía renovable solar fotovoltaica se hace necesario considerar y tener presente la necesidad de la apropiación social de la energía (Tamayo *et al.*, 2018) para disminuir discontinuidades y perturbaciones sociales.

Agradecimientos

Para la realización de este trabajo, es necesario expresar un especial agradecimiento a la Dra. María Elena Serrano Flores quien ha proporcionado los conceptos sociales del desarrollo rural que han permitido comprender esa dimensión de las ciencias sociales, particularmente de temas significativos como: desarrollo desde las necesidades del actor, desarrollo local y la aportación sobre la apropiación social. Un agradecimiento importante se debe expresar hacia los líderes y habitantes de la comunidad de Potrero de la Palmita por haber permitido realizar esta importante investigación en su comunidad, así como agradecer su hospitalidad y la amistad que surgió con algunos de ellos, y que dejaron de manifiesto una apertura para posteriores investigaciones. Merece un agradecimiento especial la Dirección General y la

Subdirección Administrativa del Centro Interdisciplinario de Investigaciones y Estudios sobre Medio Ambiente y Desarrollo (CIEMAD – IPN) por el apoyo económico recibido por conceptos de traslado y estancia en la comunidad de estudio. Por último, agradecer a los colaboradores de esta investigación por el entusiasmo y apoyo para la realización de este.

Referencias

- Akter, S., & Bagchi, K. (2021). Is off-grid residential solar power inclusive? Solar power adoption, energy poverty, and social inequality in India. *Energy Research & Social Science*, 82, 102314. <https://doi.org/10.1016/J.ERSS.2021.102314>
- de la O Barroso González, M. (2010). La teoría del Desarrollo Local. In M. de La O González Barroso & D. Flores Ruiz (Eds.), *Teoría y estrategias de Desarrollo Local* (pp. 41–76). Universidad Internacional de Andalucía. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/libro?codigo=437693>
- Giroux, S., & Tremblay, G. (2009). La observación. Más allá de las apariencias. In *Metodología de las ciencias humanas* (pp. 179–194). Fondo Económico y de Cultura.
- Hudlet Vázquez, K., & Hodgkins, C. (2021). *(In)justicia energética en América Latina*. Business & Human Rights Resource Center. <https://www.business-humanrights.org/es/%C3%BAltimas-noticias/injusticia-energ%C3%A9tica-en-am%C3%A9rica-latina-incluye-comentarios-de-las-empresas/>
- Long, N. (2001). *Development sociology: actor perspectives* (Taylor & Francis Group, Ed.; First published 2001). Routledge.
- Mendieta Vicuña, D., & Pizarro, J. E. (2015). Electricidad, desarrollo rural y buen vivir. *III Simposio Internacional Historia de La Electrificación. Estrategias y Cambios En El Territorio y La Sociedad.*, 1–16. <http://www.ub.edu/geocrit/iii-mexico/mendietaescribano.pdf>
- Mesquita, J. M., Lafay, J. M. S., & Setti, D. (2014). Sustainability dimensions of rural electrification programs with photovoltaic systems. *Renewable Energy and Power Quality Journal*, 1(12), 437–442. <https://doi.org/10.24084/repqj12.359>
- ONU. (2019). *Objetivos del Desarrollo Sostenible*. <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-dedesarrollo-sostenible/>
- Pearce, J. (2002). Photovoltaics-a path to sustainable futures. *Futures*, 34(7), 663–674. [https://doi.org/10.1016/S00163287\(02\)000083i](https://doi.org/10.1016/S00163287(02)000083i)
- Rojas, D. M. (2012). La intervención internacional: los desafíos de la conceptualización. *Colombia Internacional*, 76(julio a diciembre), 81–109. <http://www.scielo.org.co/pdf/rci/n76/n76a04.pdf>
- Sabatier, Paul. A. (2010). Se necesitan mejores teorías. In Paul. A. Sabatier (Ed.), *Teorías del proceso de las políticas públicas* (pp. 5–18). Westview Press.
- Sallé Alonso, C. (2015). El acceso universal a la electricidad y su papel en la lucha contra la pobreza - Dialnet. In Instituto Español de Estudios Estratégicos, Comité Español del Consejo Mundial de la Energía, & Club Español de la Energía (Eds.), *Energía y*

- Geoestrategia 2015* (marzo 2015, pp. 93–168). Ministerio de Defensa. Secretaría General Técnica. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5067934>
- SEDESOL. (2010). *Catálogo de localidades. Potrero de la Palmita*. <http://www.microrregiones.gob.mx/catloc/indiMarginacLoc.aspx?refnac=180090717>
- Sierra, F. (1998). Función y sentido de la entrevista cualitativa en investigación social. In J. Galindo Cáceres (Ed.), *Técnicas de Investigación en sociedad, cultura y comunicación* (pp. 277–338).
- Tamayo, R., Reynaldo, J., & Rodríguez Córdova, R. (2018). Necesidad de la apropiación social de la tecnología eólica en Cuba. *Revista Universidad y Sociedad*, 10(5), 113–120. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2218-36202018000500113&lng=es&tlng=es.
- World Bank. (2016). *Implementation completion and results report (IBRD-7501, TF-091733) for an Integrated Energy Services Project*. <https://documents1.worldbank.org/curated/en/195401473187206344/pdf/ICR-Main-Documents-P088996-2016-08-31-23-38-09012016.pdf>
- Yadav, P., Davies, P. J., & Sarkodie, S. A. (2019). The prospects of decentralised solar energy home systems in rural communities: User experience, determinants, and impact of free solar power on the energy poverty cycle. *Energy Strategy Reviews*, 26, 100424. <https://doi.org/10.1016/J.ESR.2019.100424>

Área temática: Contaminación ambiental

Capítulo III. Calidad del Agua del Río Seco en la zona Gil y Sáenz de Comalcalco, Tabasco

Azucena del Rosario Fraire Vázquez^{1*}; Rudy Solís Silván¹; Manuel Antonio Pérez Vázquez²; Amalia Xiuthlalzin Ruíz Moreno¹

¹Instituto Tecnológico Superior de Comalcalco, Carretera vecinal Comalcalco-Paraíso Km 2, Ra. Occidente 3ra sección, Comalcalco, Tabasco, México. C.P 86651. ²Instituto de Planeación y Desarrollo Urbano del Municipio de Centro, Paseo Tabasco 1401, Col. Tabasco 2000, Centro, Tabasco, México. C.P 86035.

*Autor de correspondencia: azucena.fraire@comalcalco.tecnm.mx

Resumen

La calidad del agua puede definirse como el conjunto de características físicas, químicas y biológicas que permiten que esta pueda ser adecuada para determinadas actividades. La calidad del agua en la naturaleza puede afectar la condición de los ecosistemas y esta situación a su vez puede perjudicar el equilibrio natural de los mismos, es por ello que en la presente investigación se realizó la evaluación de la calidad del agua en la zona denominada Gil y Sáenz del Río Seco, en el municipio de Comalcalco, Tabasco, México, para ello se empleó el uso del Índice de Calidad del agua NSF-1970, así como los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89. Los resultados muestran que el Índice de Calidad del Agua (ICA) de la zona de muestreo se ubica dentro de la clasificación de mala calidad y de acuerdo con los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua se identificaron parámetros como Fósforo y Nitrógeno con valores elevados, los cuales pueden ser perjudiciales para la vida acuática y ponen en riesgo la salud del ecosistema. Se concluye que es importante realizar este tipo de evaluaciones para establecer estrategias para la adecuada gestión de los recursos hídricos y detectar de manera temprana los cambios en la calidad del recurso.

Palabras clave: *Calidad del agua, Análisis del agua, Contaminación del agua, Química del agua, Ecosistema acuático*

Water Quality of the Río Seco in the Gil y Sáenz area of Comalcalco, Tabasco

Abstract

Water quality can be defined as a physical, chemical and biological characteristics that allow it to be suitable for some activities. Water Quality in nature affects the ecosystem conditions and this situation can be dangerous for natural balance. In this research was evaluated Rio seco water quality located in Gil y Sáenz Comalcalco, Tabasco. Water Quality Index NSF-1970 and Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89 were used. Results show Water Quality Index (WQI) on the sample area is bad water quality and according to Criterios Ecológicos de Calidad del Agua some parameters like a Phosphorus and Nitrogen showed high rates dangerous for a life aquatic risking the health of the ecosystems. In conclusion it is important to do this evaluation for implement strategies for management of water resources and detect changes in the quality of resource.

Keywords: *Water quality, Water analysis, Water pollution, Water chemistry, aquatic ecosystems*

Introducción

El agua es un recurso natural fundamental para el desarrollo de múltiples actividades socioeconómicas (ONU, 2019) y aunque puede considerarse el elemento más abundante en la tierra, solo el 2.53% del total, es agua dulce, misma que se encuentra severamente amenazada debido al aumento de los vertidos de aguas residuales sin tratamiento o tratadas de forma inadecuada lo que favorece el deterioro de su calidad (UNESCO, 2017). A nivel mundial, el desafío más frecuente al que se enfrenta la calidad del agua es la carga de nutrientes la cual puede tener una relación directa con la cantidad de organismos y microorganismos que causan daño a la salud humana y de los ecosistemas (UNESCO, 2020). El índice de calidad del agua (ICA) es un componente importante del manejo global integrado de los recursos hídricos que permite monitorear los cambios del recurso a través del tiempo (Lekshmiprasad *et al.*, 2017), el monitoreo es una práctica recomendada por la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la Oficina de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) orientada a controlar la calidad final del agua (Montoya *et al.*, 2009), la determinación de la calidad de un cuerpo de agua por lo general implica el análisis de múltiples indicadores, los cuales los cuales permiten identificar de manera estadística las condiciones en las que se encuentra el recurso (Calvo-Brenes, 2018). El ICA es una herramienta empleada para la evaluación de los recursos hídricos, el cual está dado por un valor único, un rango o una descripción verbal e incluso de color, resultado del análisis de las mediciones (Fernández *et al.*, 2008). El ICA-NSF es el índice más empleado en la valoración de la calidad de las aguas superficiales para consumo humano a nivel mundial y puede ser utilizado para medir los cambios en la calidad del agua en tramos particulares de los ríos a través del tiempo (SNET, 2020).

En el municipio de Comalcalco, Tabasco el “Río Seco” es uno de los cauces de agua más importantes porque atraviesa la cabecera municipal, pero debido al incremento poblacional, el desarrollo urbano y la necesidad de contar con espacios para vivienda, los habitantes comenzaron a construir en las cercanías del mismo, esta situación propició que con el paso del tiempo se redujera el caudal del río, de manera paulatina también aumentó la disposición de residuos sólidos y la descarga irregular de aguas residuales sin tratamiento previo proveniente de los hogares; como consecuencia la calidad del agua presento un importante detrimento, el cual puede percibirse de manera visual. Desafortunadamente en la actualidad en el municipio no se cuenta con un registro que permita determinar de manera cuantitativa la calidad del agua de tan importante cause. Es por ello que en la presente investigación se planteó la posibilidad de identificar el índice de calidad del agua a través de la evaluación de las condiciones fisicoquímicas y microbiológicas que actualmente se presenta el Río Seco en la zona de muestreo denominada “Gil y Saénz” de Comalcalco, Tabasco, esta evaluación se realizó de acuerdo a la metodología que indica el ICA NSF 1970, con esta información se pretende sentar las bases que permitan establecer estrategias para la adecuada gestión de los recursos hídricos, detectando de manera temprana los cambios en la calidad del recurso.

Material y métodos

Área de estudio

El área de estudio se ubicó en la zona urbana del municipio de Comalcalco, Tabasco, en la zona denominada Gil y Sáenz del Río Seco como se muestra en la figura 1, el geoposicionamiento de los puntos de muestreo se realizó con un dispositivo móvil, empleando la aplicación GPS Waypoints y el diseño cartográfico se realizó con el programa ArcGIS® versión 10.8.

Plan de muestreo

Se estableció una red de muestreo de tres puntos separados a distancias de 10 m aproximadamente, donde se recolectaron 3 muestras simples con sus respectivas réplicas para la realización de los análisis microbiológicos y tres muestras compuestas para la determinación de los parámetros físicos y químicos, los parámetros evaluados mediante potencimetría y electrometría se realizaron con un analizador multiparamétrico marca HANNA modelo HI 9829, los parámetros evaluados mediante fotometría y nefelometría se realizaron con un colorímetro marca HACH, modelo DR 900, los métodos de ensayo de cada parámetro se muestran en la tabla 1.

Cálculo del Índice de Calidad del Agua NSF-1970

Con base en la revisión de la literatura se seleccionó el índice NSF 1970 de Estados Unidos modificado por (Brown *et al.*, 1970) ya que es uno de los más empleados en América, este ICA se calculó a través de la fórmula productoria (ecuación 1) y de la fórmula sumatoria (ecuación 2) como se muestra en la tabla 2. Para el análisis de los resultados se empleó la escala de clasificación del ICA-NSF postulada por (Brown *et al.*, 1970).

Resultados y discusión

Parámetros físicos y químicos

En la evaluación de los parámetros físicos se identificó que el pH presentó un valor promedio de 6.67, en el Criterio Ecológico de Calidad del Agua CE-CCA-001/89 no se menciona un límite o rango determinado, pero establece que para mantener la salud del ecosistema no podrán haber variaciones mayores a 0.2 unidades de pH, por otra parte al contrastar el resultado con la NOM-001- Semarnat-2021, es posible identificar que el valor se encuentra dentro de los Límites Máximos Permisibles (NMP) y que fluctúa en rangos de 6 a 9.

La temperatura promedio fue de 24.81, Mora (2011) afirma que la temperatura puede ser considerada la variable de mayor importancia en la biósfera debido a que afecta el movimiento de las partículas, la dinámica de los fluidos, las constantes de saturación de los gases disueltos en agua, el metabolismo de los organismos y otros factores directa o indirectamente relacionados con la vida.

La concentración promedio de nitratos fue de 5.83 mg/mL por lo que de acuerdo a los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89 se encuentran ligeramente fuera de los LMP, ya que para este parámetro se establece que el valor no deberá sobre pasar 5.00 mg/L, Solís *et al.* (2011) refiere que el mayor impacto que los nitratos producen en un cuerpo de agua dulce está relacionado con la eutrofización ya que los niveles elevados de este parámetro pueden generar la sobrepoblación de algas, plantas y plancton quienes consumen el oxígeno presente.

El promedio de fosfatos encontrado fue de 1.84 mg/mL, en los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89 se establece que los fosfatos totales, medidos como fósforo, no deberán exceder de 0.05 mg/mL, por lo que en esta zona la concentración de fosfatos se encuentra fuera del rango que permite la protección a la vida acuática en cuerpos de agua dulce. Cusi (2021) afirma que cuando el fósforo se presenta en exceso en el agua suele tener impactos adversos sobre la calidad del agua, lo que puede provocar la eutrofización y la proliferación de cianobacterias.

El Oxígeno Disuelto promedio fue 55.5666 mg/L, en los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89 se establece que el límite mínimo para garantizar la protección a los ecosistemas acuáticos debe ser 5 mg/L, por lo que este valor se encuentra dentro del rango. El nivel de oxígeno disuelto es un indicador de que tan contaminada está el agua, a mayor cantidad de materia orgánica en el agua, los microorganismos necesitan más cantidad de oxígeno para degradarla. Un nivel de oxígeno disuelto más alto indica un agua de mejor calidad (Raffo & Ruiz, 2014).

Parámetros microbiológicos

Para el parámetro Coliformes fecales se encontró un valor promedio de 1641.38 NMP/ 100 mL, que de acuerdo con los criterios ecológicos de calidad del agua se encuentran fuera del rango permisible el cual no debe exceder 200 NMP/100 mL en agua dulce o marina, ya que valores por encima pueden favorecer de manera importante la actividad microbiana en el cuerpo de agua, situación que podría representar riesgos para la salud de la población aledaña así como para el ecosistema. Estudios realizados en la cuenca del Río Grande de Tárcoles en Costa Rica muestran que el agua posee elevadas concentraciones de CF (27,700 NMP/100 mL) que de acuerdo con la legislación vigente se clasifica como agua contaminada, misma que no es apta para su uso en ninguna categoría por contener altas concentraciones microorganismos patógenos (Pérez-Gómez *et al.*, 2021).

Índice de calidad del agua

Los resultados de los análisis muestran que, al realizar el cálculo a través de ambas fórmulas, se obtienen valores numéricos distintos, como se puede observar en la tabla 3.

Al emplear la fórmula sumatoria, el ICA totaliza un valor de 40.37 y al emplear la fórmula productoria el resultado del ICA es de 28.12, pese a la diferencia entre ambos valores se coincide que el rango se ubica dentro de la clasificación de mala calidad, de acuerdo con la

clasificación propuesta por Brown (1970), ya en este rango se encuentran comprendidas las aguas que presentan valores entre 26-50 como se observa en la tabla 4.

Es importante resaltar que se logró percibir que en las inmediaciones del sitio existen tuberías que descargan aguas residuales de manera constante sobre el cauce del río, estas provienen de las viviendas aledañas las cuales a pesar de situarse en el núcleo urbano de la ciudad no se encuentran conectadas a la red de drenaje público, es a esta situación a la que se le podría atribuir la elevada concentración de algunos de los parámetros monitoreados lo cual puede influir en el resultado obtenido.

Conclusiones

Tras los análisis efectuados se concluye que el agua del Río Seco en el punto de muestreo denominado “Gil y Sáenz” de acuerdo con los criterios del ICA-NSF-1970 presenta mala calidad. Al realizar el contraste de los parámetros físicos, químicos y biológicos con los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001-89 se identificó que también presenta condiciones que pueden ser perjudiciales para el ecosistema y las especies que en él se desarrollan, los que representan mayor riesgo son el nitrógeno y el fósforo los cuales pueden favorecer el crecimiento poco controlado de algas y plantas, mismas que impiden la incidencia de la luz solar y que a su vez consumen de manera excesiva el Oxígeno Disuelto favoreciendo la prevalencia de zonas anóxicas. Es por ello que se recomienda establecer un plan estratégico que permita la participación de las entidades gubernamentales, así como de la ciudadanía para la recuperación de este importante cauce de agua.

Agradecimientos

Los autores de este artículo agradecen al Tecnológico Nacional de México campus Comalcalco y al jefe de división de la carrera de Ingeniería Ambiental, Ing. Abimael Aguilar Oliva por las facilidades otorgadas para el uso de los equipos e instalaciones del laboratorio. Así mismo expresamos nuestro agradecimiento a los alumnos José María Gallegos Alamilla, Pedro Alberto Hernández, y Cinthya Esperanza Santo Flores por su entusiasta participación en el desarrollo de este proyecto.

Tablas

Tabla 1. Parámetros analizados, técnicas y métodos empleados

No.	Parámetro	Técnica	Método de ensayo	Peso NSF
1	pH	Potenciometría	NMX-AA-008-SCFI-2016	0.12
2	Oxígeno Disuelto	Electrometría	-----	0.17
3	Turbidez	Nefelometría	NMX-AA038-SCFI-2001	0.08
4	Temperatura	Termometría	-----	0.10
5	Nitratos	Fotometría	355 N, nitrato	0.10
6	Fósforo	Fotometría	490 P reactivo	0.10
7	Coliformes totales	Número más probable	NMX-AA-042-SCFI-2015	0.15
8	Solidos disueltos totales	Electrometría	-----	0.08
9	DBO ₅	Cálculo reajustado mediante fórmula	-----	0.10

Tabla 2. Fórmulas empleadas para calcular el ICA-NSF-1970

Índice	No. de Ecuación	Fórmula	Observaciones
ICA NSF 1970 Fórmula productoria	1	$ICA_m = \prod_{i=1}^9 (sub_i^{w_i})$	<p>ICA= Índice de calidad del agua.</p> <p>i= Suma total de parámetros =1</p> <p>Sub_i= Subíndice de cada parámetro.</p> <p>W_i= Peso de cada parámetro muestreado.</p>
ICA NSF 1970 Fórmula Sumatoria	2	$ICA_a = \sum_{i=1}^9 (sub_i * w_i)$	<p>ICA= Índice de calidad del agua</p> <p>i= Suma total de parámetros=1</p> <p>Sub_i= subíndice de cada parámetro.</p> <p>W_i= Peso de cada parámetro muestreado.</p>

Tabla 3. Valores obtenidos para cada parámetro monitoreado

Parámetros	Wi	Resultado promedio del monitoreo	Subíndice	Resultado ICA productorio	Resultado ICA sumatorio
Coliformes fecales	0.15	1641.3833 (NMP/100 mL)	21.00229	3.412872125	1.640092455
pH	0.12	6.6766	77.681	10.2927325	1.780191455
DBO	0.10	-	-	-	-
Nitratos	0.10	5.83333 (mg/L)	70.75015	7.959391875	1.614709233
Fosfatos	0.10	1.8466 (mg/L)	32.369	3.6415125	1.478732249
Temperatura	0.10	24.893333(°C)	43.3171	4.87317375	1.528002904
Turbidez	0.08	191.6 (FNU)	5	0.4625	1.160525601
Sólidos Disueltos Totales	0.08	656 (mg/L)	3	0.2775	1.106964558
Oxígeno disuelto	0.17	55.5666 (PPM)	51.79324	9.4522663	2.055203529
Total	1			40.37194905	28.12460125

Tabla 4. Clasificación del ICA propuesta por Brown (1970)

Clasificación	Rango	Color
Excelente	91-100	
Buena	71-90	
Regular	51-70	
Mala	26-50	
Muy mala	0-25	

Figuras

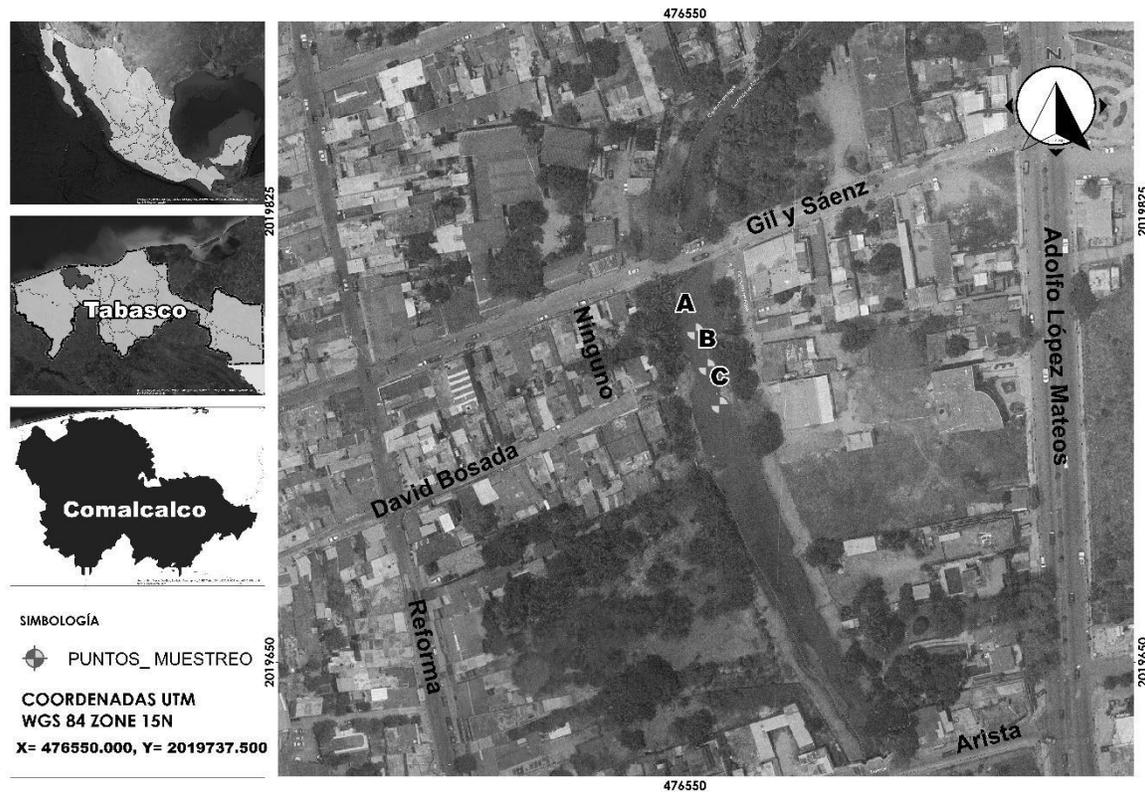


Figura 1. Macro y micro localización de la zona de muestreo.

Referencias

- Brown, R. (1970) “A water quality index: do we dare?”, *Water & Sewage Works*, A water quality index—crashing the psychological barrier. In *Indicators of environmental quality*.
- Calvo-Brenes, G., & Araya-Ulloa, A. (2018). Evaluación de dos índices de calidad del agua en varios sitios de la quebrada La Central, Pacayas de Alvarado, Costa Rica. *Revista Tecnología en Marcha*, 31(4), 73-83. <https://dx.doi.org/10.18845/tm.v31i4.3966>
- Cusi Condori, K., Vargas Zegarra, M.E., (2021). Revisión sistemática: Disminución de fosfatos en cuerpos de agua para reducir la eutrofización. Lima, Perú.
- Fernández, N., Solano, F. (2008). Índices comparativos de los Índices Calidad (ICA's) y de los Índices de Contaminación (ICO's) del Agua. Universidad de Pamplona. Pamplona, Colombia.
- Lekshmi Prasad, S. and Mophin, K. (2017). Water Quality Assessment of Ashtamudi Lake Using Nsfwqi. *International Journal of Emerging Technology and Advanced Engineering* Recuperado de: www.ijetae.com 7(1).
- Montoya, C., Loaiza, D., Cruz, C., Torres, P., Escobar, J. C., & Delgado, L. G. (2009). Propuesta metodológica para localización de estaciones de monitoreo de calidad de agua en redes de distribución utilizando sistemas de información geográfica. *Revista facultad de ingeniería Universidad de Antioquia*, (49), 129-140.
- Mora Orozco, C., Flores López, H.E., Durán Chávez, A., & Ruiz Corral, J.A. (2011). Cambio climático y el impacto en la concentración de oxígeno disuelto en el Lago de Chapala. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 2(spe2), 381-394.
- NOM-001-SEMARNAT-2021. Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación.
- ONU (2019). Los desafíos del agua. <https://www.un.org/es/global-issues/water>
- Pérez-Gómez, G., Alvarado- García, V., Rodríguez-Rodríguez, J.A., Herrera, F., Sánchez-Gutierrez, R. (2021). Physicochemical and microbiological quality of surface water in the Grande de Tárcoles River, Costa Rica: an ecological approach. *UNED Research Journal*, 13(1), e3148. <https://doi.org/10.22458/urj.v13i1.3148>.
- Raffo Lecca, E., & Ruiz Lizama, E. C. (2014). Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. *Industrial Data*, 17(1), 71. <https://doi.org/10.15381/idata.v17i1.12035>
- UNESCO (2017). Informe mundial sobre el desarrollo de los recursos hídricos de las Naciones Unidas 2017: Aguas residuales, el recurso desaprovechado.
- UNESCO (2020). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2020: Agua y Cambio Climático.
- Sedue (1989). CE-CCA-001/89. CE-CCA-001/89: Criterios Ecológicos de Calidad del Agua. *Diario Oficial de la Federación*. México, DF: Estados Unidos Mexicanos, Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología.

Capítulo IV. Análisis de la capacidad de adsorción de fluoruro en suelo Vertisol del estado de Guanajuato y su uso potencial para remediación de aguas

Karla Fernanda Solís Reyes¹; Gabriela Ana Zanor^{1,2*}; Adriana Saldaña Robles^{1,3}; Luis Felipe Ramírez Santoyo⁴; Noé Saldaña Robles^{1,3}

¹Posgrado en Biociencias, División de Ciencias de la Vida, Campus Irapuato-Salamanca, Universidad de Guanajuato, Carretera Irapuato Silao Km 9, Irapuato 36500, Guanajuato, México. ²Departamento de Ciencias Ambientales, División de Ciencias de la Vida, Campus Irapuato-Salamanca, Universidad de Guanajuato, Carretera Irapuato Silao Km 9, Irapuato 36500, Guanajuato, México. ³Departamento de Ingeniería Agrícola, División de Ciencias de la Vida, Campus Irapuato-Salamanca, Universidad de Guanajuato, Carretera Irapuato Silao Km 9, Irapuato 36500, Guanajuato, México. ⁴Departamento de Agronomía, División de Ciencias de la Vida, Campus Irapuato-Salamanca, Universidad de Guanajuato, Carretera Irapuato Silao Km 9, Irapuato 36500, Guanajuato, México.

*Autor de correspondencia: gzanor@ugto.mx

Resumen

Los problemas de salud en Guanajuato asociados al consumo de fluoruros (F^-) están relacionados con el consumo de agua con concentraciones que superan el límite de 1.5 mg/l recomendado por las normas nacionales. Por ello, es importante desarrollar estrategias que permitan la disminución de F^- en el agua. Las tecnologías de remediación del agua por adsorción han demostrado ser eficientes; sin embargo, su relación coste/eficacia depende del tipo de adsorbente. Los adsorbentes de origen natural ofrecen una relación coste/eficacia satisfactoria sin dañar el medio ambiente. Esta investigación tiene como objetivo analizar la capacidad de adsorción de F^- en un suelo tipo Vertisol del estado de Guanajuato y evaluar su potencial uso para la remediación de aguas. Se tomó una muestra de suelo y se analizaron sus propiedades generales. Posteriormente, se realizó un estudio de isoterma de adsorción para cuantificar el F^- adsorbido a pH 4 y 6. Finalmente, se adaptaron los modelos de isoterma a los resultados experimentales. Los resultados revelaron que las isotermas de adsorción de F^- se ajustaban al modelo de Langmuir, en el que la adsorción de F^- aumentaba al incrementar la concentración. Además, la adsorción fue más efectiva bajo pH 6 con la máxima capacidad de adsorción de 251.14 mg/kg. Estos resultados muestran que el suelo Vertisol permite una alta capacidad de adsorción de F^- , por lo que su uso como material adsorbente es viable.

Palabras clave: Contaminación del agua, Isoterma, Geomaterial adsorbente, Bajo costo

Analysis of fluoride adsorption capacity in Vertisol soil of the state of Guanajuato and its potential use for water remediation

Abstract

The health problems in Guanajuato associated with the consumption of fluorides (F^-) are related to the consumption of water with concentrations that exceed the limit of 1.5 mg/l recommended by national standards. Therefore, it is important to develop strategies that allow the removal of F^- in water. Water remediation technologies by adsorption have proven

to be efficient; however, their ratio cost/effectiveness depend on the type of adsorbent. Adsorbents of natural origin offers a satisfactory ratio cost/efficiency without harming the environment. This research aims to analyze the adsorption capacity of F- on Vertisol type soil from the state of Guanajuato and to evaluate its potential use for water remediation. A soil sample was collected, and its general properties were analyzed. Subsequently, an adsorption isotherm study was performed to quantify the adsorbed F- at pH 4 and 6. Finally, the isotherm models were adapted to the experimental results. The results revealed that the F- adsorption isotherms fit the Langmuir model, in which the adsorption of F- increased as the concentration increases. Moreover, the adsorption was more effective under pH 6 with the maximum adsorption capacity of 251.14 mg/kg. These results show that the Vertisol soil allows a high adsorption capacity of F-, so its use as an adsorbent material is viable.

Keywords: *Water contamination, Isothermal, Geomaterial adsorbent, Low cost.*

Introducción

El consumo de agua contaminada con elevadas concentraciones de Fluoruro (F-) es un problema grave que afecta alrededor de 5 millones de personas en México (Rosales *et al.*, 2018). En particular, Morales-Arredondo *et al.* (2018) han demostrado que la población de Guanajuato se encuentra expuesta a problemas a la salud asociados al consumo de F-, debido a que la principal fuente de agua proviene de mantos acuíferos con concentraciones de F- que superan el límite establecido por la normatividad nacional (1.5 mg/l, Norma Oficial Mexicana, 1996) y que se asocian principalmente a causas naturales, como, la geología local y manifestaciones geotermales.

Wambu *et al.* (2016) señalaron que la implementación del suelo como material adsorbente natural destaca por ser un método eficaz y de simple uso en la remoción de F- del agua, además de ser un método amigable con el medio ambiente y adaptable a economías emergentes. Para analizar la capacidad de adsorción del elemento estudiado en solución acuosa sobre el material adsorbente bajo diferentes condiciones de pH y concentraciones del contaminante se utilizan técnicas como las isothermas de adsorción (Plazinski & Plazinska, 2012).

La presente investigación tiene como objetivo analizar la capacidad de adsorción del F- en solución acuosa utilizando suelos tipo Vertisol y evaluar su uso potencial para la remediación de aguas contaminadas con F-. Se colectó un suelo tipo Vertisol en el estado de Guanajuato y se analizaron sus parámetros geodáficicos. Posteriormente, se realizó un estudio de isothermas de adsorción bajo la influencia de diferentes condiciones fisicoquímicas.

Material y métodos

Muestreo y análisis del suelo

En este estudio se colectó una muestra de suelo superficial (0-20 cm) y sin impacto antropogénico en el estado de Guanajuato (Figura 1). La muestra de suelo se secó a

temperatura ambiente, se molió y tamizó a través de un tamiz de 2 mm. Las propiedades físicas y químicas del suelo como conductividad eléctrica (CE), textura, contenido de materia orgánica (MO), carbono orgánico (CO), carbonatos y pH, se determinaron siguiendo los protocolos de la Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000.

Experimento de adsorción

Se realizaron experimentos de adsorción por lotes a pH de 4 y 6 a concentración de F^- en solución en rango de 0-10 ppm (con intervalos de 1 ppm) para realizar el experimento. Las soluciones de F^- se prepararon a partir de la dilución de fluoruro de sodio (NaF) en agua destilada. Se colocaron 40 mL de las soluciones en un tubo tipo falcón y se utilizó una relación adsorbente-solución 1:20. La suspensión se agitó a 120 rpm y temperatura constante de 25 °C en un agitador orbital (modelo IKA KS4000) hasta alcanzar condiciones de equilibrio en el que el pH no cambió. El pH deseado (4 y 6) de la mezcla al inicio y durante el experimento fue constantemente verificado y se ajustó mediante la adición de 0.1 M de HNO_3 o $NaOH$, según el caso. En condiciones de equilibrio, la suspensión se centrifugó a 4000 rpm durante 15 min y se filtró a través de una membrana de celulosa de 0.45 μm . El contenido de F^- en la solución filtrada se midió con un electrodo de ion combinado para F^- (Modelo Oriontm 9609BNWP). Antes de la medición se utilizó una solución amortiguadora de fuerza iónica total (TISAB, por sus siglas en inglés) II, para ajustar el pH y evitar la interferencia con Si (IV), Fe (III) y Al (III). La cantidad de F^- adsorbido (q_e) se calculó mediante la Ec. 1.

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{M} \quad (1)$$

En donde C_0 es la concentración inicial de F^- en la solución (mg/l); C_e es la concentración de F^- en la solución en equilibrio (mg/l); M es la masa del suelo (kg); y V es el volumen de la solución (l).

Modelos de Isotermas

En condiciones de equilibrio, se utilizaron los modelos de isotermas de Langmuir y Freundlich para describir los datos experimentales utilizando las Ec. 2 y 3 de los modelos, respectivamente.

$$q_e = q_m \frac{K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (2)$$

$$= +C_e^{\frac{1}{n}} \quad (3)$$

En donde q_m es la capacidad máxima de adsorción; K_L es la constante de Langmuir y se relaciona con la energía de adsorción; K_f es el factor de capacidad de Freundlich; n es el parámetro de intensidad de Freundlich y refleja la favorabilidad de la adsorción. El programa Mathematica se utilizó para extrapolar los datos y ajustar los modelos de isotermas a los datos experimentales de adsorción.

Resultados y discusión

Caracterización del suelo

Las propiedades principales del suelo se presentan en la Tabla 1. El suelo presentó una CE menor a 1.0 dS/m, lo que indica que el suelo no presenta salinidad. De acuerdo con el contenido granulométrico, la clase textural resultó arcillosa, esto es un factor importante para la capacidad de adsorción de F-, ya que, el F- se enlaza en los minerales arcillosos al desplazar el hidróxido (OH-) de la superficie de la arcilla (Liu *et al.*, 2014). El contenido de MO resultó con un valor de 6.29 % (clase media). Finalmente, el pH resultó de 7.87, por lo tanto, el suelo se clasificó como medianamente alcalino.

Estudio de adsorción

Las isotermas de adsorción de F- a pH 4 y 6 se muestran en la Figura 2 y 3 respectivamente y los parámetros calculados de cada modelo se presentan en la Tabla 2. De acuerdo con el R2, el modelo de Langmuir describió mejor los datos experimentales, sugiriendo que la capacidad de adsorción de F- del suelo incrementa con el aumento de la concentración de F- en solución y que la adsorción se limita a una monocapa (Langmuir, 1916). Bajo el rango utilizado, los resultados muestran que el pH de 6 presenta la mayor q_m (251.144 mg/kg), sin embargo, el valor de K_L a pH 4 fue superior, lo que indica una mayor energía de adsorción. Esto puede deberse a que en valores de pH bajo se produce una atracción electrostática entre los iones F- y las superficies coloidales del suelo con carga predominantemente positiva. Algunos estudios como los presentados por Bjorvatn *et al.* (2003) y Gomoro *et al.* (2012), reportaron un q_m de 100 y 2.47 mg/kg respectivamente, en suelos lateríticos provenientes de Etiopía, en comparación, el suelo Vertisol estudiado en este trabajo tiene mayor afinidad por el F-, por lo cual la capacidad de adsorción fue mayor, lo cual puede atribuirse al efecto de la textura, pero una identificación mineralógica podría permitir una discusión más detallada de los posibles mecanismos de adsorción.

Conclusiones

El suelo Vertisol rico en arcilla y con contenido moderado de MO presenta una alta capacidad de adsorción a pH 6, por lo cual puede utilizarse para eliminar el exceso de F- del agua

potable. Los resultados son útiles para desarrollar tecnologías de bajo costo en la remoción del F⁻ en el agua y que puedan ser adaptadas a zonas rurales remotas, ofreciendo una estrategia sustentable para resolver una demanda específica de la sociedad. Se recomienda probar más suelos con el fin de identificar el mejor material para adsorber F⁻.

Tablas

Tabla 1. Propiedades principales del suelo estudiado

Parámetro fisicoquímico	Resultados
CE (dS/m)	0.52
Arena (%)	26.65
Arcilla (%)	56.73
Limo (%)	16.61
MO (%)	6.29
CO (%)	4.84
Carbonatos (%)	2.50
pH	7.87

Tabla 2. Parámetros precedidos de Freundlich y Langmuir mediante el ajuste de los datos experimentales de adsorción en condiciones de pH 4 y 6

		pH	
		4	6
Modelo de Langmuir	q_m (mg/kg)	244.198	251.149
	K_L (l/mg)	3.1152	0.67121
	R^2	0.98	0.99
Modelo de Freundlich	n	0.64	0.6303
	K_f (l/mg)	96.3073	95.3073
	R^2	0.98	0.98

Figuras

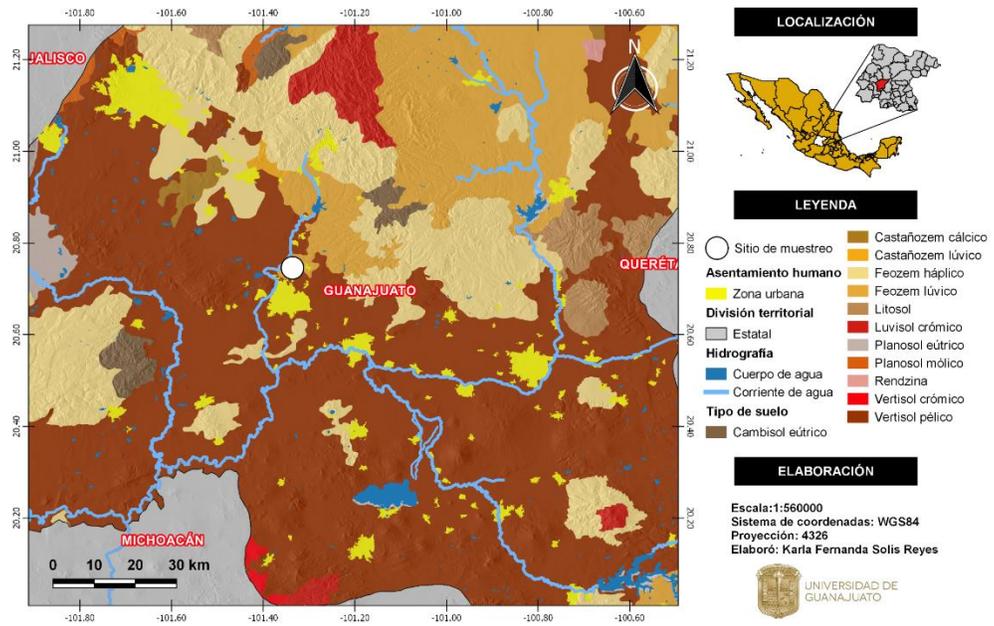


Figura 1. Caracterización edafológica del área de estudio. Se muestra el sitio de muestreo.
 Fuente: INEGI (2005). Elaboración propia

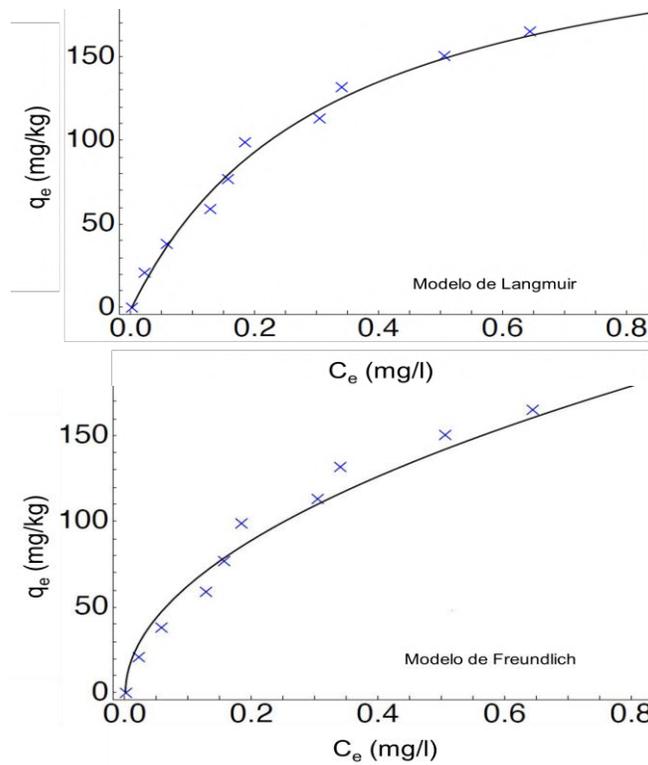


Figura 2. Ajuste de los datos experimentales de la adsorción de F- en suelo Vertisol a los modelos de Langmuir y Freundlich bajo condiciones de pH 4

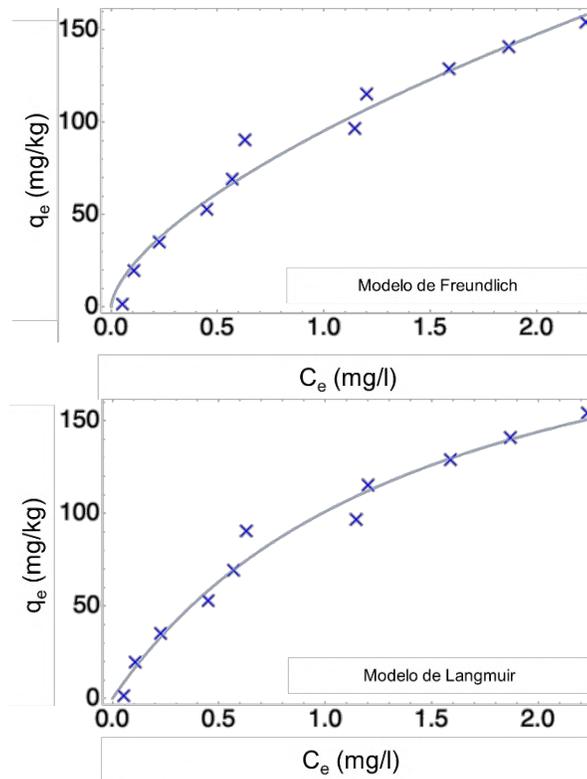


Figura 3. Ajuste de los datos experimentales de la adsorción de F⁻ en suelo Vertisol a los modelos de Langmuir y Freundlich bajo condiciones de pH 6

Referencias

- Bjorvatn, K., Reimann, C., Ostvold, S. H., Tekle-Haimanot, R., Melaku, Z., & Siewers, U. (2003). A health problem in the Ethiopian Rift Valley 1. Assessment of lateritic soils as defluoridating agents. *Oral Health & Preventive Dentistry*, 1(2), 141–148.
- Gomoro, K., Zewge, F., Hundhammer, B., & Megersa, N. (2012). Fluoride removal by adsorption on thermally treated lateritic soils. *Bulletin of the Chemical Society of Ethiopia*, 26(3), 361–372. <https://doi.org/10.4314/bcse.v26i3.5>
- Langmuir, I. (1916). The constitution and fundamental properties of solids and liquids. Part I. Solids. *Journal of the American Chemical Society*, 38(11), 2221–2295. <https://doi.org/10.1021/ja02268a002>
- Liu, X., Wang, B., & Zheng, B. (2014). Geochemical process of fluorine in soil. *Chinese Journal of Geochemistry*, 33(3), 277–279. <https://doi.org/10.1007/s11631-014-0688-9>
- Morales-Arredondo, J. I., Armienta, M. A., & Rodríguez, R. (2018). Estimación de la exposición a elevados contenidos de fluoruro en agua potable en distintas comunidades de Guanajuato, México. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 09(3), 156–179. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2018-03-07>
- Norma Oficial Mexicana. (1996, enero 18). NOM-127-SSA1-1994 Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. *Diario Oficial de La Federación*.
- Norma Oficial Mexicana. (2002, diciembre 31). NOM-021-SEMARNAT-2000 Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestro y análisis. *Diario Oficial de La Federación*. <https://www.dof.gob.mx/>
- Plazinski, W., & Plazinska, A. (2012). Equilibrium and Kinetic Modeling of Adsorption at Solid/Solution Interfaces. En A. Bhatnagar (Ed.), *Application of Adsorbents for Water Pollution Control* (pp. 31–80). Bentham science publishers. <https://doi.org/10.2174/97816080526911120101>
- Rosales, M., Coreño, O., & Nava, J. L. (2018). Removal of hydrated silica, fluoride and arsenic from groundwater by electrocoagulation using a continuous reactor with a twelve-cell stack. *Chemosphere*, 211, 149–155. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.07.113>
- Wambu, E. W., Ambusso, W. O., Onindo, C., & Muthakia, G. K. (2016). Review of fluoride removal from water by adsorption using soil adsorbents – an evaluation of the status. *Journal of Water Reuse and Desalination*, 6(1), 1–29. <https://doi.org/10.2166/wrd.2015.073>

Capítulo V. Modelado y simulación de la dispersión de Material particulado (PM_{2.5}) y Monóxido de Carbono (CO) producidas por la combustión de dispositivos de cocción empleando un Modelo de Dispersión de Pluma Gaussiana

María de Lourdes Cinco Izquierdo¹; Marco Antonio Martínez Cinco^{2*}; José Leopoldo Mendoza Lagunas²; Laura Nelly Rodríguez Cantú³

¹Programa de Doctorado en Ciencias de la Ingeniería Química. División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Avenida Francisco J. Múgica S/N, 58030, Morelia, Michoacán, México. ²División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Avenida Francisco J. Múgica S/N, 58030, Morelia, Michoacán, México. ³Facultad de Enfermería de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Calzada Ventura Puente 122, Chapultepec Norte, 58260, Morelia, Michoacán, México

*Autor de correspondencia: marco.martinez@umich.mx

Resumen

El aire está principalmente formado por oxígeno y nitrógeno, así como en menor proporción de otros componentes llamados traza. Estas sustancias (monóxido de carbono, ozono, dióxido de sulfuro, óxidos de nitrógeno y material particulado 10 y 2.5µm) son importantes para predecir la calidad del aire, porque su concentración en la atmósfera puede dictaminar el grado de contaminación aérea. Los modelos de calidad del aire están basados en técnicas matemáticas que se usan para predecir los efectos de los fenómenos físicos y químicos que afectan el equilibrio atmosférico. El objetivo de la presente investigación fue modelar y simular la dispersión de contaminantes producidos por diferentes equipos de combustión usados para cocinar, en la comunidad de Jesús del Monte, Michoacán, México; localizada a 2180 metros sobre el nivel del mar; cercana a la sierra Otzumatlán. La temperatura del sitio en promedio es 4°C menor a la de la ciudad más cercana (Morelia, Michoacán), tiene una pobre actividad económica y la leña es usada principalmente como combustible para diferentes actividades. Para predecir la dispersión de contaminantes, se tomaron los datos técnicos de todas las fuentes de exposición; la información meteorológica se obtuvo de estaciones especializadas localizadas en la ciudad de Morelia, Michoacán y la información geográfica fue proporcionada por la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). La población de Jesús del Monte es de 490 habitantes, de los cuales 30.2% utilizan leña y 69.8% gas LP; en un área total de 527367m². Las estufas tipo U y tres piedras mostraron las eficiencias más bajas, generando las concentraciones más altas de PM_{2.5} y CO así como una mayor distancia para la dispersión de contaminantes. Las estufas de gas LP mostraron las menores concentraciones de contaminantes, así mismo su alcance fue inferior en términos de concentración vs distancia. El modelo de pluma Gaussiano para la simulación de contaminantes puede eficientemente predecir cómo la pluma de contaminación se dispersa y cuáles fuentes de contaminantes son más difíciles de dispersar.

Palabras clave: Simulación de pluma Gaussiana, dispositivos de cocción, material particulado, monóxido de carbono

Modeling and simulation of particulate matter (PM_{2.5}) and carbon monoxide (CO) produced by cooking devices combustion, using a Gaussian plume model

Abstract

Air is mainly conformed by oxygen and nitrogen, and there are in less presence components called trace. Those substances are important to predict air quality (carbon monoxide, ozone, sulfur dioxide, nitrogen oxides and particulate matter: (PM₁₀ and PM_{2.5}), because of its concentration can produce air contamination. Air quality models are based on mathematical techniques, in order to predict chemical and physical phenomena that affect atmospheric equilibrium. The aim of this research was to modeling and simulating pollutants dispersion produced by different combustion devices used to cooking at Jesus del Monte community in Michoacán, México. Jesús del Monte town is located at 2180 meters above level sea, near of mountain range Otzumatlán. Average community temperature is 4°C less than nearest city (Morelia, Michoacán), its economic growth is low, and firewood is mainly used as a fuel for different activities. In order to predict pollutants dispersion, technical data were taken for all emission sources. Meteorological data were obtained from a specialized station located in Morelia, Michoacán and geographical information was provided for National Autonomous University of Mexico (UNAM by its Spanish name). In Jesús del Monte there're 490, 30.2% use firewood and 69.8 gas PL; in an area of 527367m². Stoves type U and three stones showed the lowest efficiency, generating the highest concentration of PM_{2.5} and CO and a mayor distance to obtain concentration acceptable values. PL stoves showed lowest concentrations and a higher pollutants dispersion in terms of concentration vs distance. Gaussian plume model for air pollution simulation can efficiently predict how contamination plume disperses, and which pollutants source is harder to dispel.

Keywords: *Gaussian plume simulation, cooking devices, particulate matter, carbon monoxide*

Introducción

El aire seco está conformado en un 99.03% por oxígeno (O₂) y nitrógeno (N₂). El 0.97% restante se conforma de otros gases, siendo el argón (Ar) el más abundante (0.934%). A pesar de la proporción relativamente pequeña que ocupan en composición las sustancias consideradas traza, cobran especial importancia dado que su concentración puede derivar en contaminación atmosférica (Wallace y Hobbs, 2006). Los principales componentes traza estudiados son: monóxido de carbono (CO), ozono (O₃), dióxido de azufre (SO₂), óxidos de nitrógeno (NO_x) y material particulado de 10 y 2.5µm (PM₁₀ y PM_{2.5}) (Jiménez, 2004).

Los modelos de calidad del aire utilizan técnicas matemáticas y numéricas para simular los procesos físicos y químicos que afectan a los contaminantes del aire a medida que se dispersan y reaccionan en la atmósfera (Medina *et al.*, 2019). Estos modelos, basados en entradas de datos meteorológicos e información de fuentes, como las tasas de emisión y la altura de la chimenea, están diseñados para caracterizar los contaminantes primarios que se emiten directamente a la atmósfera, y en algunos casos, los contaminantes secundarios que se forman como resultado de reacciones químicas complejas dentro de la atmósfera (EPA,

2016; Barton *et al.*, 2006). Los modelos predictivos de la calidad del aire cobran especial importancia para las agencias que monitorean la contaminación del aire, para evitar problemas ambientales e impactos negativos en las poblaciones expuestas (Khaniabadi *et al.*, 2017). La importancia en la modelación de la dispersión de contaminantes radica en aportar claridad respecto a la exposición a contaminantes aéreos que pudiesen tener tanto los habitantes de la comunidad donde se encuentran las fuentes puntuales, como de los de poblaciones aledañas al origen de la pluma (García-Ruiz *et al.*, 2018). El uso de dispositivos tanto de cocción como de calefacción en áreas rurales durante la temporada invernal supone una carga adicional de contaminantes aéreos que pueden afectar tanto a las comunidades donde se emiten como a localidades aledañas a la fuente (Solís & López, 2010; Romero & Reyes 2009). En el presente trabajo tuvo como objetivo modelar y simular la dispersión de contaminantes producto del proceso de combustión en distintos tipos de estufas usadas para satisfacer tareas de cocción en la comunidad de Jesús del Monte, Michoacán; con el fin de conocer la posible afectación en el aire de la zona por el uso de dispositivos de cocción durante las distintas épocas del año.

Material y métodos

El presente estudio se realizó en la comunidad de Jesús del Monte, localizada en las coordenadas 19°39'02.44" – 101°09'07.23". Se encuentra al pie de la Sierra Oztumatlán o Mil Cumbres, a 2180 metros sobre el nivel del mar (m.s.n.m). Su temperatura en promedio está en promedio 4°C por debajo del promedio de la ciudad (17.8°C), lo anterior debido al viento que corre de sur a norte se humedece y enfría en los bosques de encino, abetos y cedros colindantes. La comunidad por tener un crecimiento económico lento; siendo la leña un recurso importante por su uso como combustible.

Se recopilaron parámetros técnicos (tasas de emisión) de las fuentes de emisión; estufas eficientes de leña (Patsari, Onil, Mera-Mera y Ecoestufa) y dispositivos de baja eficiencia de combustión (fogón de 3 piedras, fogón tipo "U" y estufa de gas LP). Se tomaron datos meteorológicos provenientes de la estación meteorológica situada en la ciudad de Morelia, Michoacán; estos datos fueron producto del monitoreo de 24 horas del periodo comprendido de 2003 a 2018. Con los datos geográficos proporcionados por la Universidad Nacional Autónoma de México campus Morelia se determinó la topografía del terreno y se realizó un estudio de vientos de la zona. Finalmente considerando a 147 dispositivos de leña tanto eficientes como ineficientes y 343 estufas de gas, se modelaron distintos escenarios considerando a los dispositivos como fuentes de área y fuentes puntuales, para cuantificar las concentraciones de CO y PM_{2.5}; empleando un Modelo de Dispersión de Pluma Gaussiano. Los dispositivos de cocción se consideraron como fuentes puntuales unificadas, las tasas de emisión individuales fueron multiplicadas por el número total de hogares que emplean el dispositivo, se consideró una clase de estabilidad B de acuerdo a la velocidad del viento y la condición diurna de insolación de la comunidad, se realizaron cálculos de concentraciones a lo largo de la línea central de la pluma y a la distancia horizontal del eje central de la pluma variando la velocidad del viento, así como la clase de estabilidad atmosférica.

Resultados y discusión

La comunidad de estudio cuenta con 490 hogares, de los cuales 30.2% emplean leña y 69.8% estufas de gas LP para cocción de alimentos. Se calculó un área total de 527367.1m². Así mismo la zona presentó una variación de 100 m.s.n.m., lo que evidencia la ausencia de montes, llanuras o fluctuaciones de terreno que pudiesen afectar a la dispersión de contaminantes aéreos.

De acuerdo a los escenarios simulados, para el escenario donde los dispositivos de cocción se consideraron como fuentes de área unificadas, donde se multiplicaron las tasas de emisión individuales por el número de casas que emplean el dispositivo de cocción y dividido entre el área de la zona. se observa que todas las estufas tipo plancha y la estufa de gas LP cumplen con los lineamientos de la OMS (35 µg/m³ y 7 mg/m³ para PM_{2.5} y CO respectivamente) para ambos contaminantes criterio, en relación al fogón “tres piedras”, este incumple durante los cuatro trimestres del año con los lineamientos para PM_{2.5}, no así para el CO y finalmente en relación al fogón tipo “U” se observa que durante los dos primeros trimestres del año cumple con los lineamientos de PM_{2.5} establecidos por la OMS. No obstante, debido al decaimiento de velocidad en los dos trimestres posteriores se da un incremento en su concentración lo que implica que deje de cumplir con los lineamientos para este contaminante (Figura 1). En lo que concierne al CO, se cumplió con lo establecido por la OMS; indicando que las variables que afectan a la dispersión de contaminantes son la velocidad del viento y la clase de estabilidad atmosférica presente (Figura 2). En el escenario donde los dispositivos son considerados como fuentes puntuales, las tasas de emisión se multiplicaron por el número de hogares que emplean el dispositivo en cuestión, considerándose una estabilidad atmosférica B promedio en los 4 trimestres. En la figura 3 se observa que el promedio de emisión máxima de PM_{2.5} para las 4 estufas (Patsari, Ecoestufa, Mera-Mera y Onil) en los 4 trimestres fue a los 20m de distancia del foco emisor, mostrando una disminución en la concentración conforme aumenta la distancia; hasta llegar a <35µg/m³ después de los 200 m del foco emisor, cumpliendo con las recomendaciones de la OMS. Para el caso de las estufas fogón tipo “U” la concentración máxima (PM_{2.5} 80714.5µg/m³) se alcanzó a los 5 metros del foco emisor, logrando cumplir con los límites de la OMS hasta los 430 m (Figura 4). El fogón “tres piedras” mostró un comportamiento similar, teniendo su máximo de concentración emitida (PM_{2.5} 897684.6µg/m³) a los 2m del foco, disminuyendo a 35µg/m³ a los 479m (Figura 5). En lo que respecta a las estufas de gas, el máximo de concentración (PM_{2.5} 992.23 µg/m³) se dio a los 6m de la fuente emisora, llegando a límites permisibles a los 45 m de distancia (Figura 6). Por último, el comportamiento de las emisiones de CO fue consistente con las de PM_{2.5}, ya que para las 4 estufas el promedio concentración máxima emitida fue de 28.03mg/m³ a los 20m, disminuyendo a límites aceptables (7 mg/m³) a los 64 m (figura 7). Respecto a los fogones “tipo U” y “tres piedras” los promedios de concentración máxima de los 4 trimestres fueron 1,249.08 y 16487.13 mgCO/m³ a una distancia de 20 y 2m respectivamente, lográndose una dispersión aceptable (7 mg/m³) a una distancia de 107m para el fogón “tipo U” y 131m para el fogón “tres piedras” (figura 8). Respecto al

comportamiento de emisión de CO de la estufa de gas, el promedio máximo (173.13mg/m^3) de concentración se alcanzó a los 6m de distancia del foco emisor, disminuyendo a $<7\text{ mg/m}^3$ a los 43m (figura 9). Dada la singularidad topográfica, climática y atmosférica de la región estudiada, resulta complejo equiparar nuestros resultados con otros estudios. Sin embargo, diversos estudios alrededor del mundo validan el uso del modelo de dispersión de pluma gaussina para predecir la diseminación de contaminantes aéreos emitidos por fuentes puntuales (Kaserkar *et al.*, 2006; Sriram *et al.*, 2006; Leelosy *et al.*, 2014). Así mismo nuestros resultados son consistentes con estudios realizados en China, India y Guatemala, dónde a pesar de presentar concentraciones de $\text{PM}_{2.5}$ y CO totalmente diferentes a las aquí mostradas; se encontró que, aquellos aparatos de combustión que usan gas LP presentan una menor emisión de contaminantes comparados con aquellos que usan otras fuentes. Así mismo se demuestra que la dispersión de materiales contaminantes emitidos al aire por los equipos que no usan gas LP tiende a ser más lenta y su alcance es mayor en términos de distancia (Li *et al.*, 2016; Shen *et al.*, 2020; Naeher *et al.*, 2000).

Conclusiones

Los resultados analizados mediante el modelo Gaussiano, demuestran la eficiencia en la dispersión de contaminantes ($\text{PM}_{2.5}$ y CO), así mismo la dificultad de dispersión de la pluma con las emisiones de los fogones “tipo U” y “tres piedras”. El modelo Gaussiano es uno de los más utilizados en la evaluación de la dispersión atmosférica; sin embargo, incluye diversas simplificaciones que se establecen para su desarrollo. Al observar la formulación del Modelo de Pluma Gaussiano, se nota que a mayor velocidad del viento y o mayor estabilidad atmosférica, el modelo predecirá menor concentración de contaminantes a nivel del suelo. Cualquier simulación matemática de algún fenómeno tan complejo como lo es la dispersión atmosférica permite obtener resultados aproximados, más no reflejar en su totalidad, al fenómeno. Por tanto, estos resultados pueden ser considerados como instrumentos preliminares para planificar y adoptar medidas correctoras, ya que a través de ellos se pueden identificar las zonas con mayor y menor incidencia de contaminación atmosférica.

Figuras

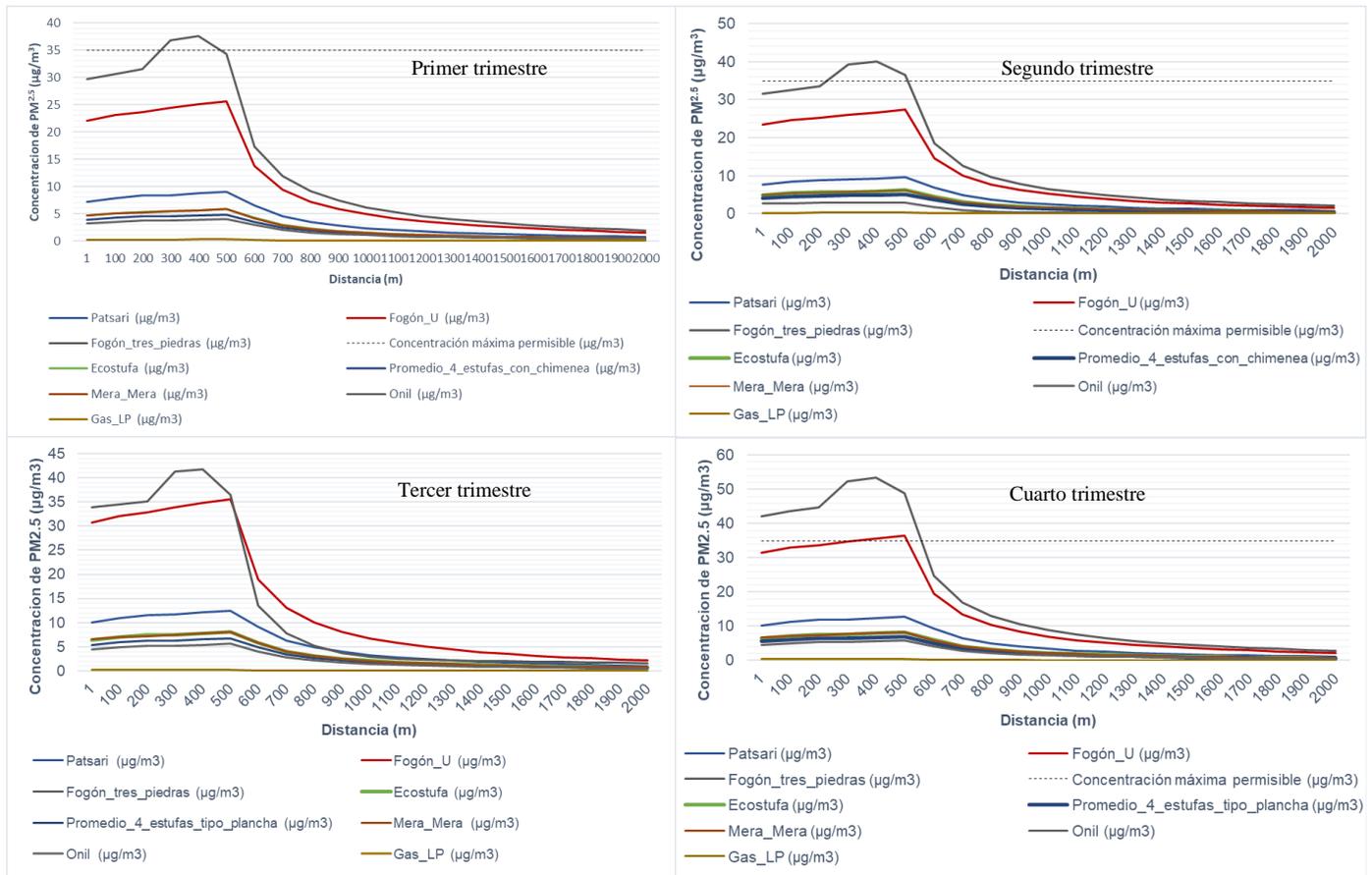


Figura 1. Concentración PM_{2.5} vs distancia en todas las fuentes emisoras para los 4 trimestres del año.

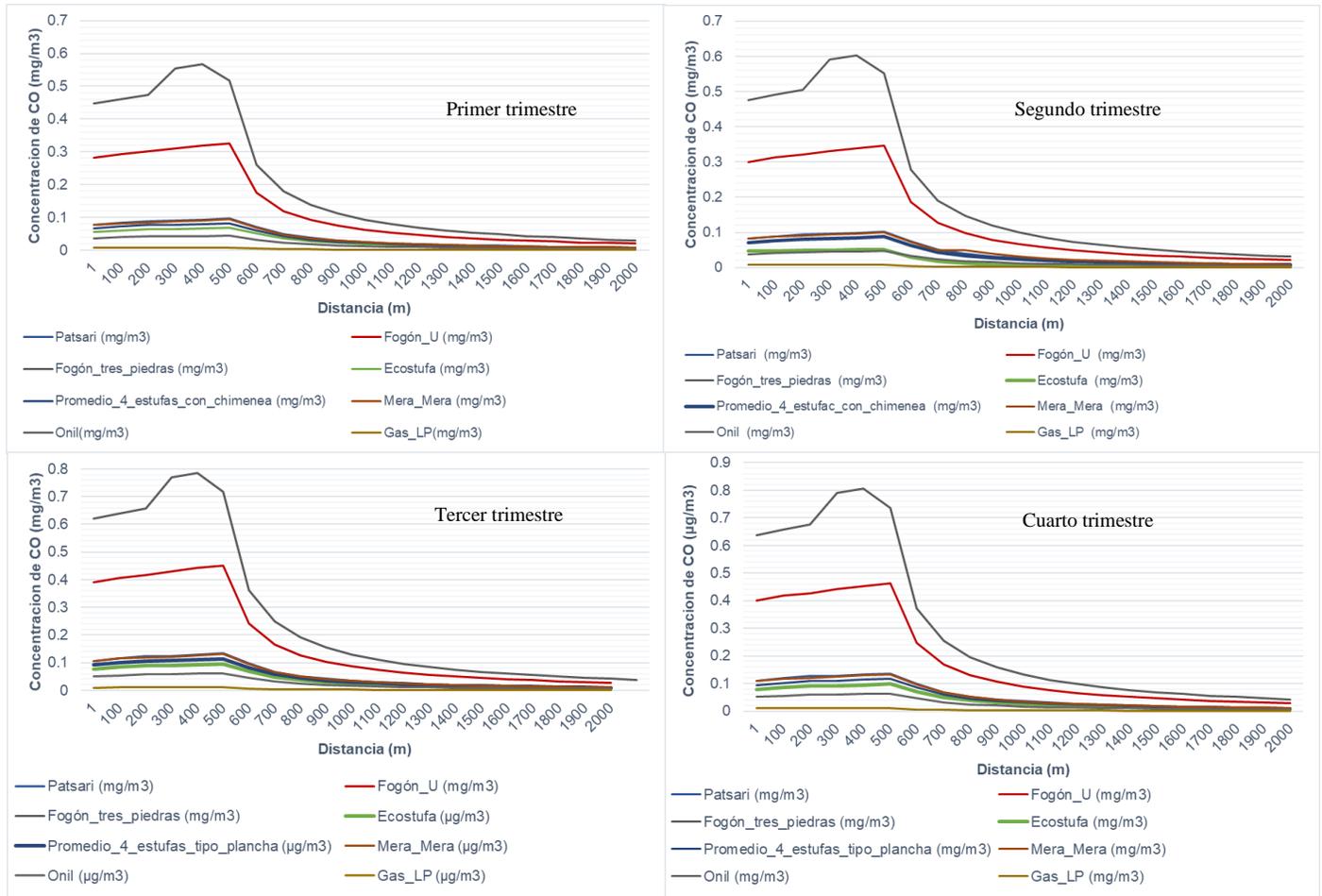


Figura 2. Concentración CO vs distancia en todas las fuentes emisoras para los 4 trimestres del año.

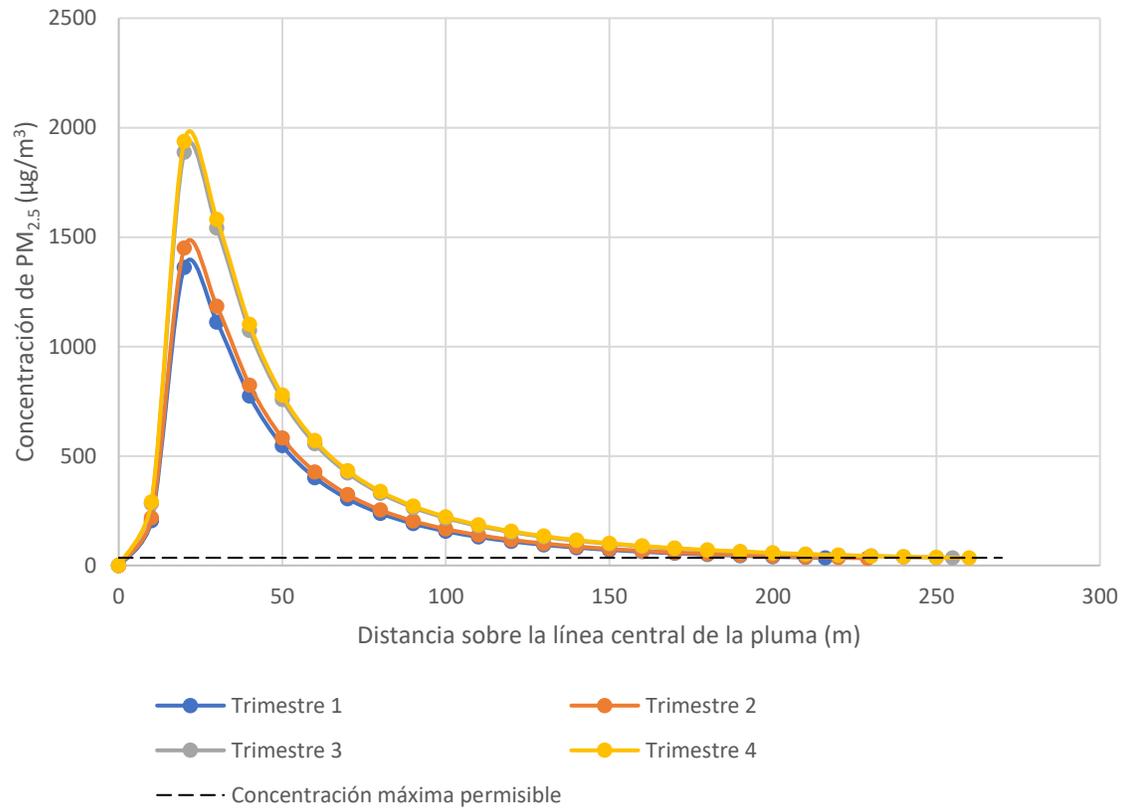


Figura 3. Concentraciones de PM_{2.5} sobre la línea central de la pluma durante los cuatro trimestres del año producidas por el promedio de 4 estufas (Patsari, Ecoestufa, Mera-Mera y Onil).

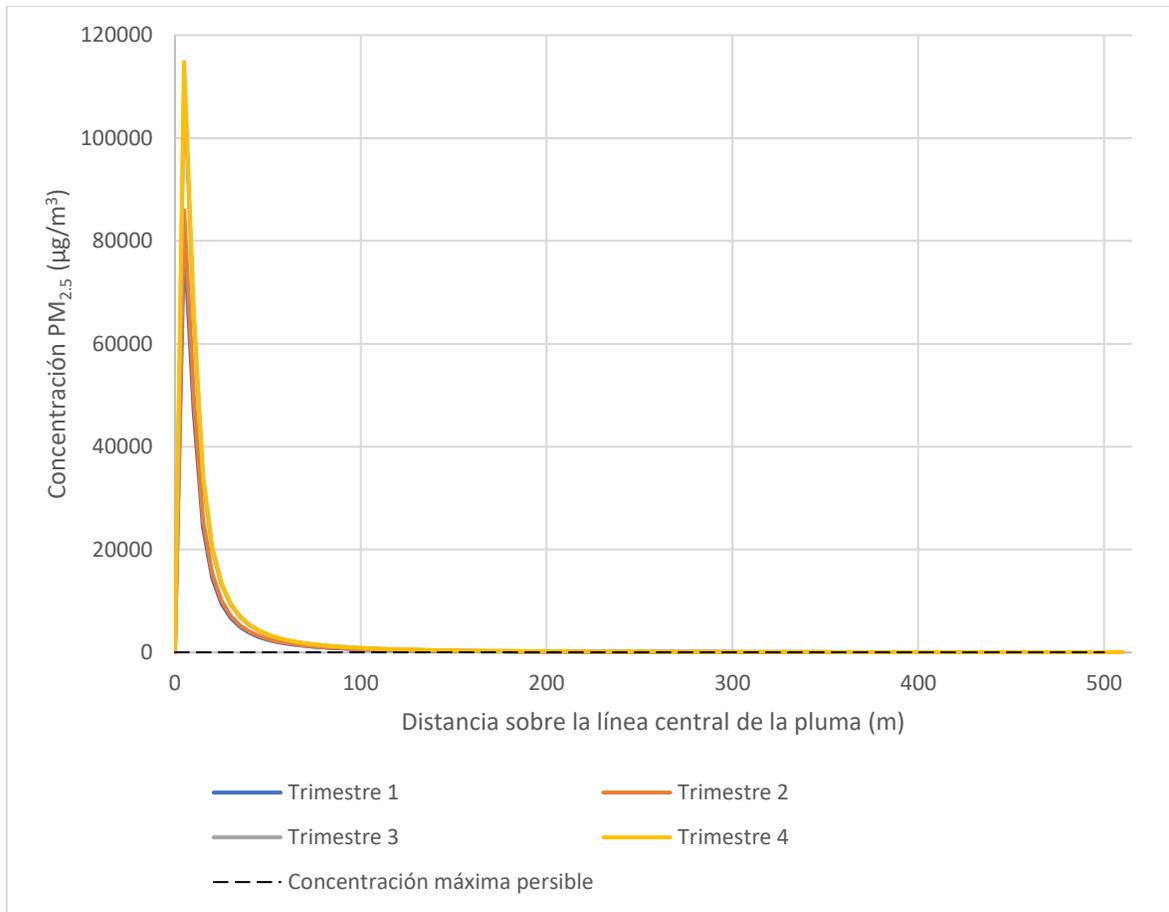


Figura 4. Concentraciones de PM_{2.5} sobre la línea central de la pluma durante los cuatro trimestres del año producidas por el fogón tipo U.

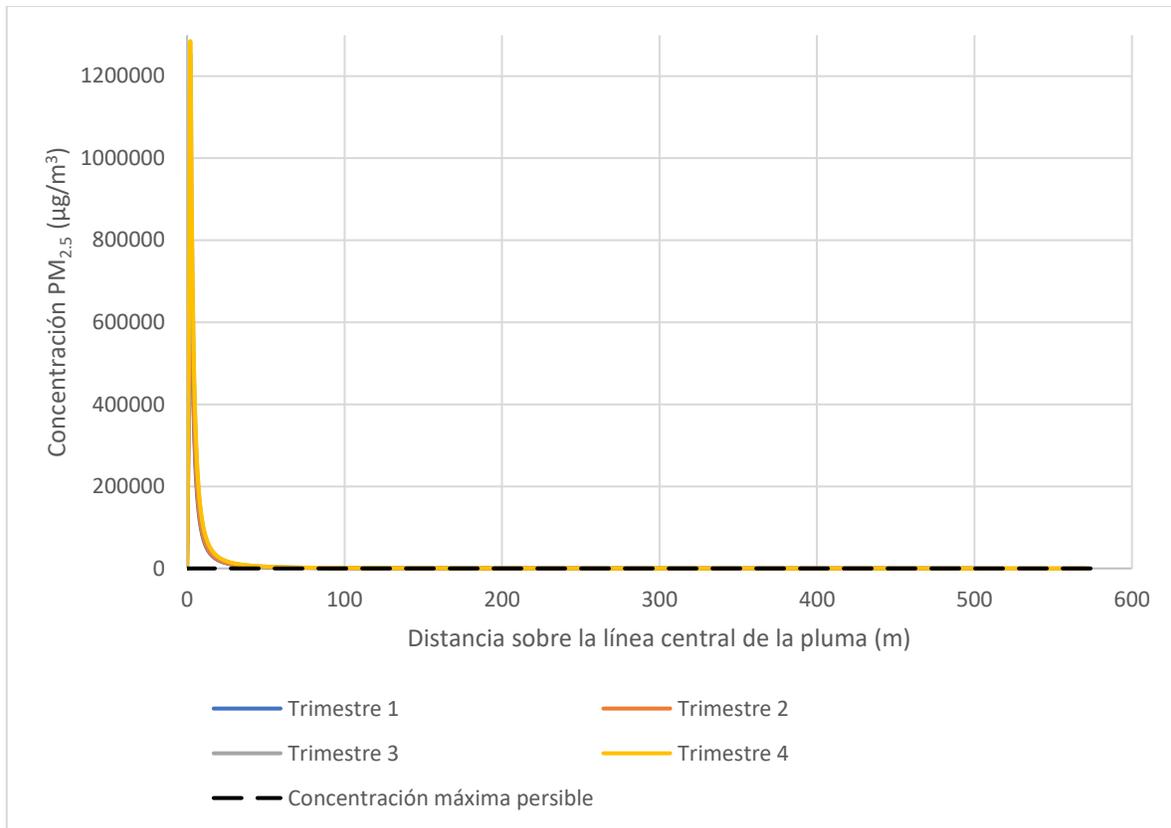


Figura 5. Concentraciones de PM_{2.5} sobre la línea central de la pluma durante los cuatro trimestres del año producidas por el Fogón tres piedras.

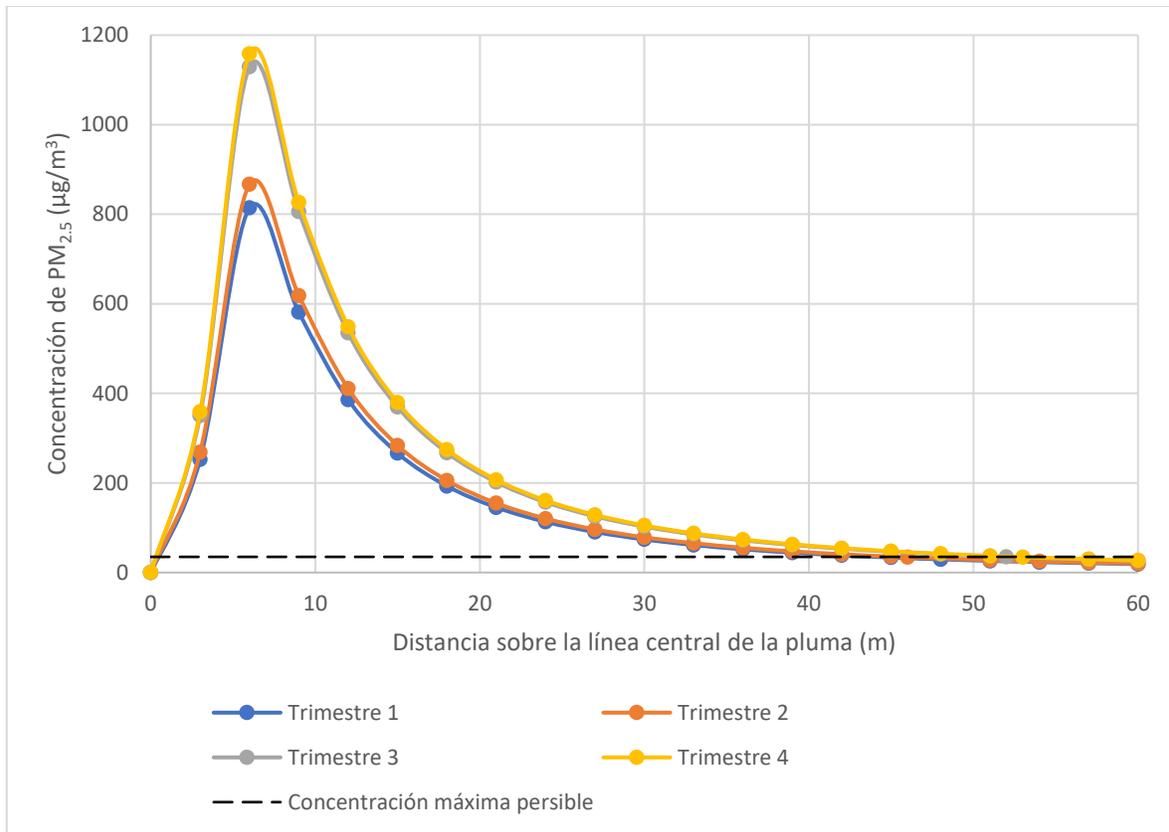


Figura 6. Concentraciones de PM_{2.5} sobre la línea central de la pluma durante los cuatro trimestres del año producidas por la estufa de gas LP.

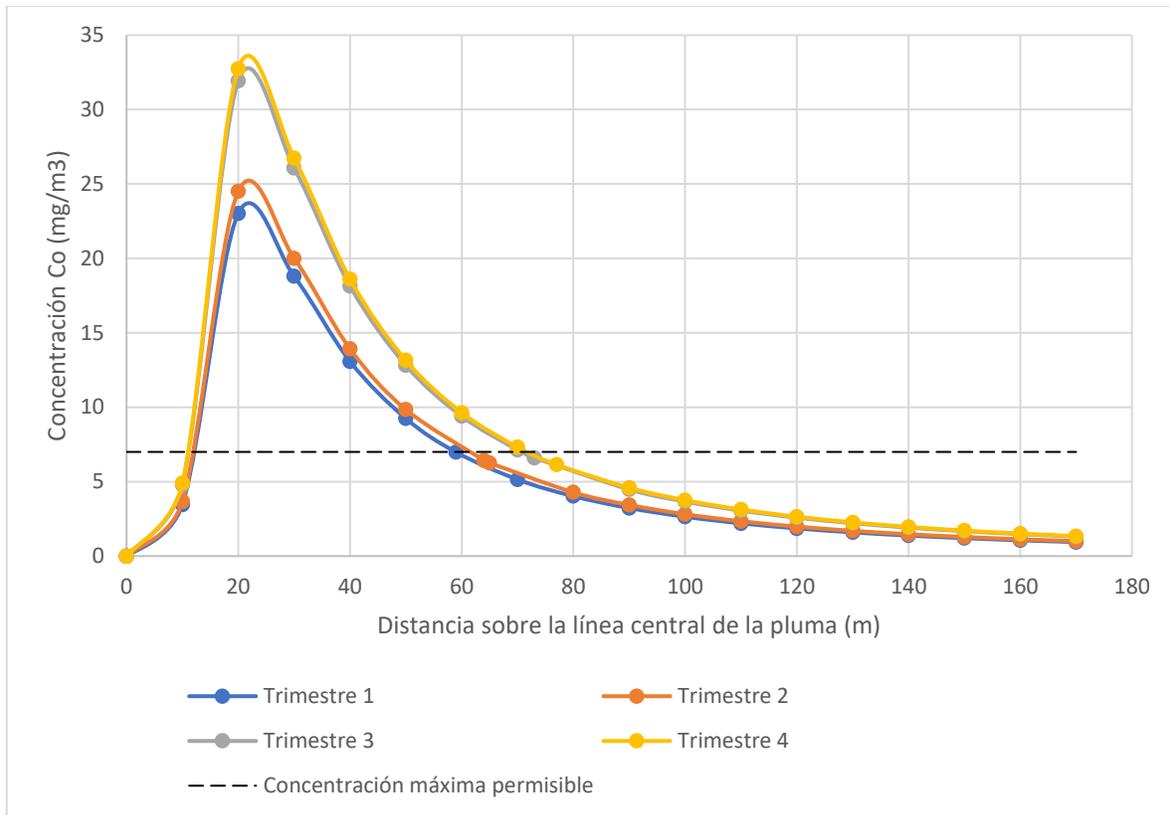


Figura 7. Concentraciones de CO sobre la línea central de la pluma durante los cuatro trimestres del año producidas por el promedio de 4 estufas (Patsari, Ecoestufa, Mera-Mera y Onil).

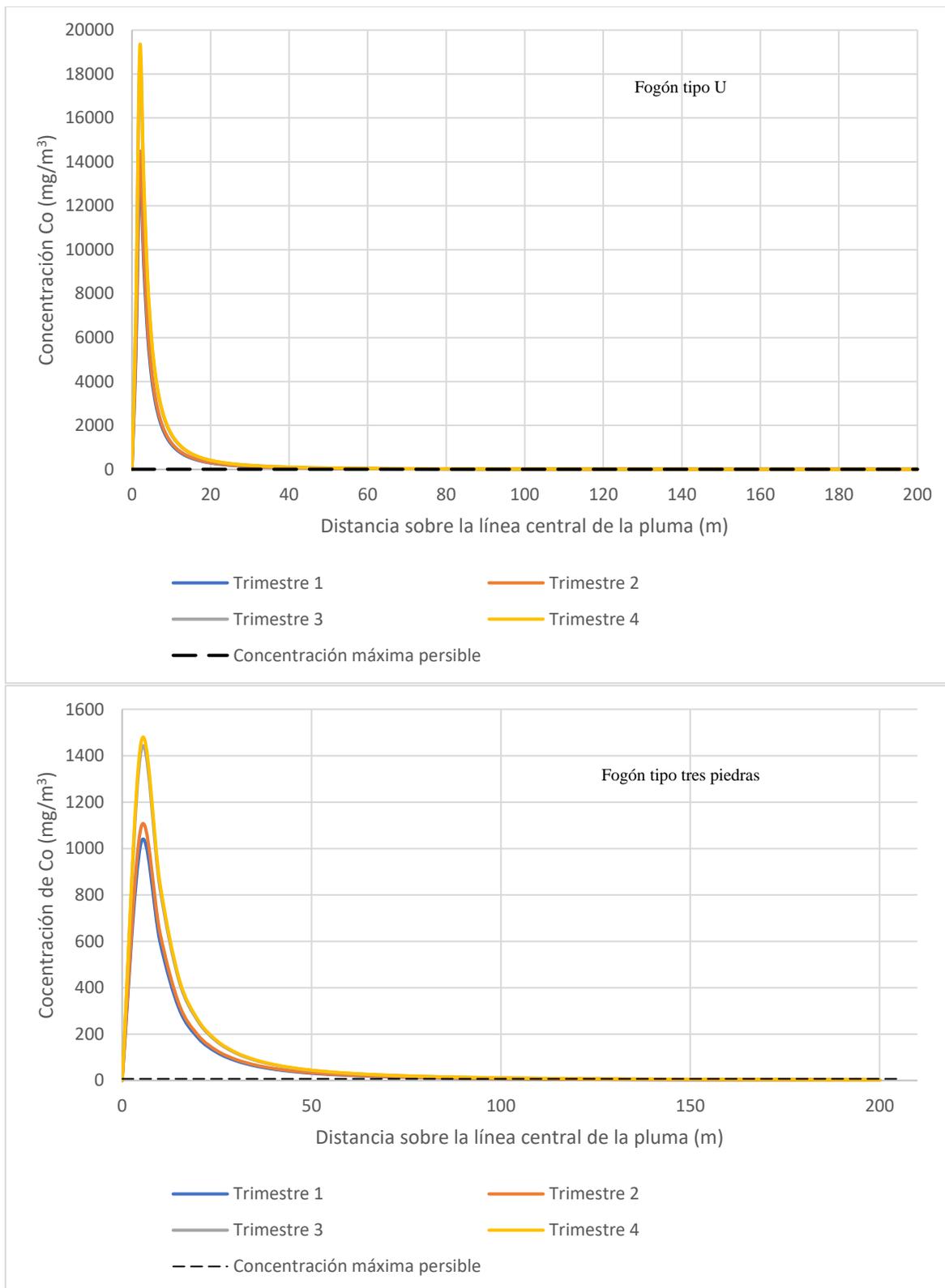


Figura 8. Concentraciones de CO sobre la línea central de la pluma durante los cuatro trimestres del año producidas por los fogones “tipo U” y “tipo tres piedras”.

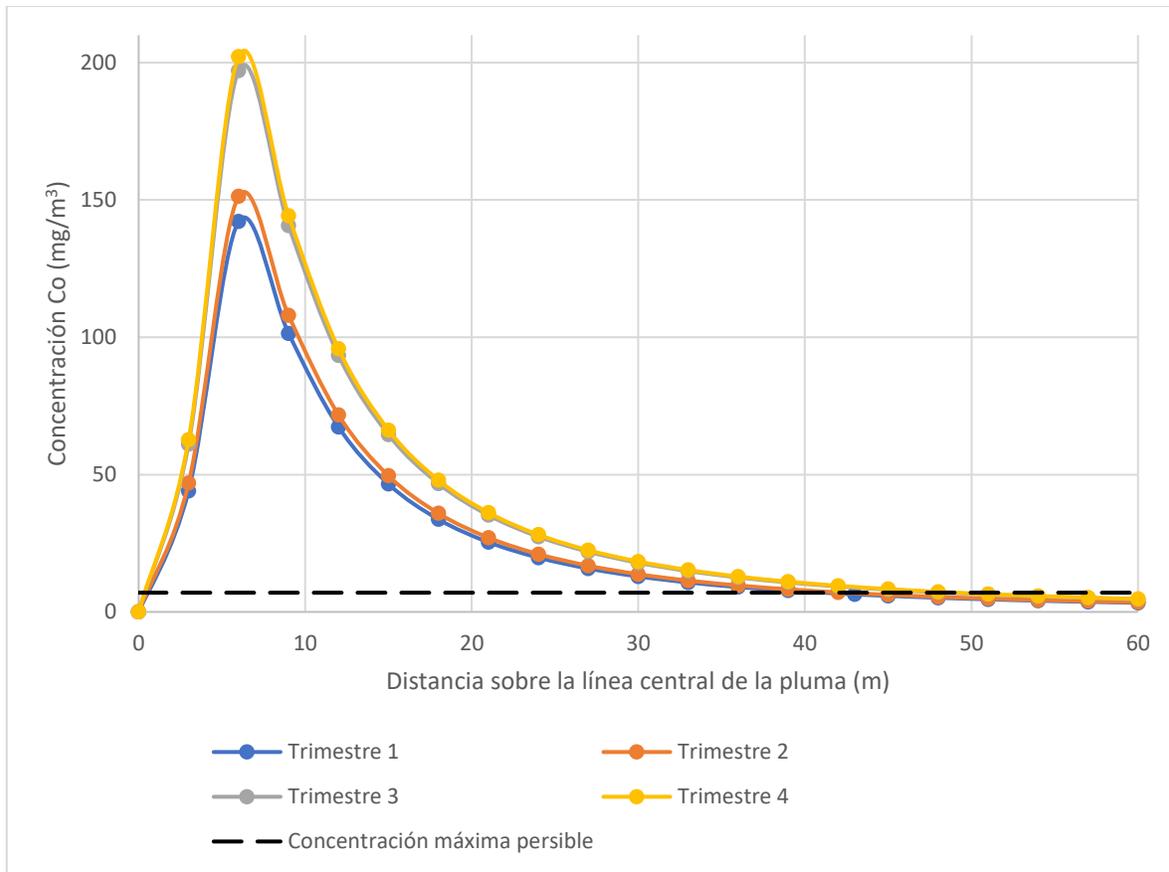


Figura 9. Concentraciones de CO sobre la línea central de la pluma durante los cuatro trimestres del año producidas por la estufa de gas LP.

Referencias

- Barton, C., Buttler, L., Zarzecki, C., Flaherty, J., & Kaiser, M. (2006). Characterizing Perfluorooctanoate in Ambient Air near the Fence Line of a Manufacturing Facility: Comparing Modeled and Monitored Values. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 56, 48-55.
- EPA. (27 de septiembre de 2016). United States Environmental Protection Agency. Recuperado el noviembre de 2020, de <https://www.epa.gov/cram/air-quality-models>.
- García-Ruiz, V., Edwards, R., Ghasemian, M., Berrueta, V., Princevac, M., Vázquez, J. C., Johnson, M., Masera O. R. (2018). Fugitive emissions and health implications of plancha-type stoves. *Environmental Science & Technology*. DOI: 10.1021./acs.est.8b01704.
- Kesarkar, A., Dalvi, M., Kaginalkar, A., Ojha, A. (2006). Coupling of the weather research and forecasting model with AERMOD for pollutant dispersion modeling. A case study for PM10 dispersion over Pune, India. *Atmospheric Environment*. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2006.10.042.
- Khaniabadi, Y., Daryanoosh, S., Hopke, P., Ferrante, M., De Marco, A., Conti, G., Mohammadi, M. (2017). Acute myocardial infarction and COPD attributed to ambient SO2 in Iran. *Environmental research*, 156, 683-687.
- Jiménez, R. (2004). Development and Application of UV-Visible and Mid-IR Differential Absorption Spectroscopy Techniques for Pollutant Trace Gas Monitoring. Tesis Doctoral. Lausana: EPFL.
- Leelosy, A., Molnár, F., Izsák, F., Havasi, A., Lagzi, I., Mészáros, R. (2014). Dispersion modeling of air pollutants in the atmosphere: a review. *Open Geosciences*. DOI: 10.2478/s13533-012-0188-6.
- Li, Q., Li, X., Jiang, J., Duan, L., Ge, S., Zhang, Q., Deng, J., Wang, S., Hao, J. (2016). Semi-coke briquettes: towards reducing emissions of primary PM2.5, particulate carbon monoxide from household coal combustion in China. *Scientific Reports*. DOI: 10.1038/srep19306.
- Medina, P., Berrueta, V., Cinco, L., Ruiz-García, V., Edwards, R., Olaya, B., Masera, O. (2019). Understanding Household Energy Transitions: From Evaluating Single Cookstoves to “Clean Stacking” Alternatives. *Atmosphere*, 10, no 11, p. 693.
- Naeher, L. P., Leaderer, B.P., Smith K. R. (2000). Particulate matter and carbon monoxide in highland Guatemala: indoor and outdoor levels from traditional and improved wood stoves and gas stoves. *Indoor Air*, 2000; 10: 200–205.
- Romero, E., & Reyes, L. (2009). Influencia de emisiones naturales y antropogénicas en el material aerotransportado del Valle de Toluca. *Contacto nuclear*, 12-17.
- Shen, G., Du, W., Luo, Z., Li, Y., Cai, G., Lu, C., Qui, Y., Chen, Y., Cheng, H., Tao S. (2020). Fugitive emissions of CO and PM2.5 from indoor biomass burning in chimney stoves based on a newly developed carbon balance approach. *Environmental Science and Technology letters*. DOI: 10.1021.acs.estlett.0c00095.

- Solís, L., & López, J. (2003). Principios básicos de contaminación ambiental. Toluca: Universidad Autónoma del Estado de México.
- Sriram, G., Mohan, N.K., Gopaldasamy, V. (2006). Sensitivity study of Gaussian dispersion models. *Journal of Scientific & Industrial Research*; 65: 321–324.
- Wallace, J., & Hobbs, P. (2006). *Atmospheric Science. An Introductory Survey*. Elsevier.

Capítulo VI. Evaluación de contaminantes orgánicos en la laguna de Zumpango, Estado de México

Raúl Arcos Ramos^{1*}; Kevin Raúl Arcos Hernández¹; Germán Calva Vázquez¹; Eliseo Cantellanos de Rosas¹

¹Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM. Universidad Nacional Autónoma de México, Laboratorio de Contaminación Acuática.

*Autor de correspondencia: biolar13@gmail.com

Resumen

La presencia de contaminantes orgánicos en lagos, lagunas y sistemas lóticos contribuye con la aceleración de su eutrofización, asimismo la contaminación por estos compuestos, al disminuir la transparencia y la oxigenación acelera de forma parcial o total la desaparición de especies de los diferentes sistemas acuáticos.

El presente estudio se realizó en la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza de la UNAM con la finalidad de evaluar la concentración de contaminantes de origen orgánico (grasas, aceites y detergentes).

La Laguna de Zumpango enfrenta problemas de contaminación causados, principalmente, por los trabajos de desagüe de la ciudad y del Estado de México. Su conservación es vital dado que es el único cuerpo acuático más importante del Estado de México ya que sirve como un vaso regulador de descargas de aguas tratadas y residuales. Tiene un gran valor como zona de migración de aves y para el desarrollo de especies acuáticas, sin mencionar que está dentro de la clasificación de ANP, declarada así en el año 2003.

En relación con el estudio, los objetivos primordiales del estudio, consistieron en evaluar la concentración de grasas, aceites y detergentes y establecer una potencial relación con los parámetros físicos y químicos del agua, para ello, se realizaron muestreos mensuales, de mayo a diciembre a del año 2019, seleccionando 5 puntos de monitoreo caracterizadas por el impacto de las actividades antropogénicas, se muestreo a nivel superficial para grasas, aceites y detergentes y a dos diferentes niveles de la columna de aguas (superficie y fondo), para los demás parámetros. El estudio se realizó llevando a cabo actividades en campo, las cuales consistieron en realizar la determinación de los siguientes parámetros físicos y químicos: Temperatura, Oxígeno disuelto, pH y Conductividad Eléctrica con el apoyo del Multiparámetro marca HANNA Modelo: HI83200, en laboratorio se realizaron las determinaciones de: Grasas, Aceites, Detergentes CO₂, DBO₅, DQO Alcalinidad., así como los Sólidos disueltos, suspendidos, sedimentables y totales. Finalmente, en el trabajo de escritorio se compararon los datos obtenidos, realizando pruebas univariadas y multivariadas utilizando el paquete estadístico Statgraphic Centurión XVI.2

En relación con los resultados: La mayoría de los parámetros analizados no rebasan los límites máximos permisibles por la NOM: profundidad, temperatura, conductividad eléctrica, sólidos disueltos, detergentes, potencial eléctrico, oxígeno disuelto y sólidos suspendidos.

Los parámetros que rebasaron los límites máximos permitidos fueron: transparencia, potencial eléctrico, DBO₅, DQO y grasas y aceites, lo cual nos establece una elevada concentración de materia orgánica e inorgánica en degradación dentro de la laguna en la mayoría de los meses del monitoreo.

Se concluye y recomienda continuar con las evaluaciones físicas químicas y biológicas de este cuerpo receptor, ya que al recibir tanto aguas tratadas como aguas de escurrimiento su proceso de eutrofización se ha acelerado rápidamente.

Palabras Clave: *Laguna, Contaminantes, Orgánicos, Grasas, Detergentes*

Evaluation of organic pollutants in the Zumpango lagoon, Mexico State.

Abstract

The presence of organic pollutants in lakes, lagoons and lotic systems contributes to the acceleration of their eutrophication, as well as contamination by these compounds, by reducing transparency and oxygenation, partially or totally accelerating the disappearance of species from the different aquatic systems.

The present study was carried out at the Facultad de Estudios Superiores Zaragoza of the UNAM in order to evaluate the concentration of contaminants of organic origin (fats, oils and detergents).

The Laguna de Zumpango faces contamination problems caused, mainly, by the drainage Works of the City and the State of México. Its conservation is vital given that it is the only most important water body in the State of Mexico since it serves as a regulating vessel for treated and residual water discharges. It has great value as a bird migration zone and for the development of aquatic species, not to mention that it is classified as ANP, declared as such in 2003.

In relation to the study, the main objectives of the study consisted of evaluating the concentration of fats, oils and detergents and establishing a potential relationship with the physical and chemical parameters of the water, for this, monthly samplings were carried out, from May to December at of the year 2019, selecting 5 monitoring points characterized by the impact of anthropogenic activities, sampling at the surface level for fats, oils and detergents and at two different levels of the water column (surface and bottom), for the other parameters. The study was carried out carrying out activities in the field, which consisted of determining the following physical and chemical parameters: Temperature, dissolved Oxygen, pH and Electrical Conductivity with the support of the HANNA Model: HI83200 Multiparameter, in the laboratory determinations of: Fats, Oils, Detergents CO₂, DBO₅, COD Alkalinity, as well as dissolved, suspended, sedimentable and total solids. Finally, in the desk work, the data obtained were compared, performing univariate and multivariate tests using the statistical package Statgraphic Centurión XV1.2.

Regarding the results: Most of the parameters analyzed do not exceed the maximum limits allowed by the NOM: depth, temperature, electrical conductivity, dissolved solids, detergents, electrical potential, dissolved oxygen, and suspended solids.

The parameters that exceeded the maximum limits allowed were: transparency, electrical potential, BOD 5, COD and fats and oils, which establishes a high concentration of organic and inorganic matter in degradation within the lagoon in most of the months of monitoring. It is concluded and recommended to continue with the physical, chemical, and biological evaluations of this receiving body, since by receiving both treated water and runoff water, its eutrophication process has accelerated rapidly.

Keywords: *Lagoon, Pollutants, Organic, Fats, Detergents*

Introducción

Los compuestos orgánicos existentes en el medio acuático se pueden clasificar en dos grandes grupos atendiendo a su biodegradabilidad, es decir, a la posibilidad de ser utilizados por microorganismos como fuente de alimentación y para su medida se utilizan los parámetros denominados DQO (Demanda Química de Oxígeno) y DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno), principalmente (Sánchez, 2007).

Algunos de los contaminantes que más problemas causan en el tratamiento de aguas residuales, son las grasas y aceites, la presencia de grasas y aceites en los efluentes industriales no sólo provocan problemas en el tratamiento de éstas, sino que también dan lugar a la contaminación del suelo y los cuerpos de agua donde éstas son descargadas. Las grasas y aceites que son altamente estables, inmiscibles con el agua, proceden de desperdicios alimentarios en su mayoría, a excepción de los aceites minerales que proceden de otras actividades. Al ser inmiscibles con el agua, van a permanecer en la superficie dando lugar a la aparición de natas y espumas (Vidales *et al.*, 2010).

En la determinación de aceites y grasas no se mide una cantidad absoluta de una sustancia específica. Más bien, se determina cuantitativamente grupos de sustancias con características físicas similares sobre la base de su solubilidad común en triclorotrifluoroetano (APHA, 1992).

En el estudio de calidad de agua, también se toma en cuenta sustancias como los detergentes, estos se encuentran dentro del grupo de sustancias llamadas tensoactivos, los cuales entran en las aguas limpias y residuales principalmente por descarga de residuos acuosos del lavado doméstico e industrial de ropa y otras operaciones de limpieza. Los agentes tensoactivos son grandes moléculas orgánicas, ligeramente solubles en agua, que causan espumas en las plantas de tratamiento, así como en las aguas a las que se vierten efluentes residuales. Los agentes tensoactivos tienden a acumularse en la interfase aire-agua. Durante la aireación del agua residual, estos compuestos se acumulan sobre la superficie de las burbujas de aire causando por ello una espuma muy estable (Tebbutt, 1995).

La laguna de Zumpango formaba parte de un sistema lacustre integrado por cinco grandes lagos Texcoco, Xaltocan, Zumpango, Xochimilco y Chalco (figura 1) cuya formación obedece a la era Cenozoica superior calculado en 1.8 millones años, inicialmente era una cuenca exorreica con salida hacia el pacífico, pero debido a procesos geológicos volcánicos se convierte en una cuenca arreica en la que en época de lluvias se formaba un sólo lago con más de 2,000 Km² desde entonces hasta ahora la cuenca ha sufrido una desecación importante resultado de la constante urbanización del valle de México (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, 2012).

La laguna de Zumpango funcionó como receptor y centro estacionario de las aguas que inundaban la Ciudad de México así que durante mucho tiempo funcionó como un vaso regulador de agua al que muchos de los pobladores acudían para irrigar sus terrenos agrícolas. En 1976 se da inicio al proyecto de los Insurgentes el cual consistía en transferir el agua residual a la zona Noreste utilizando la laguna como centro receptor y estacionario.

En 1978 derivado de las obras hidráulicas la laguna es desecada, para el año de 1982 se elevó la altura del borde de la laguna en un promedio de 7.5 metros a lo largo de su periferia aumentando su superficie y volumen originales. En el año 1987 la laguna es llenada con una mezcla de agua de lluvia y aguas residuales, para 1989 se continúa con la elevación de los bordos concluyendo en 1991, la introducción de agua residual trajo consecuencias provocando la proliferación del lirio acuático por lo que en 1997 fue desecada. Actualmente la laguna funciona como un vaso regulador y de almacenamiento de los excedentes provenientes del río Cuautitlán y del emisor poniente mediante el canal de Santo Tomas (figura 2).

Los Trabajos y publicaciones realizados en la laguna son pocos por lo que muchos de los datos sobre el sistema no se encuentran actualizados.

Dado que esta laguna recibe aporte de grandes cantidades de agua residual puede afectar las especies animales y vegetales que en ella habitan, por el aporte de grandes cantidades de contaminantes.

El poder evaluar los contaminantes orgánicos como las grasas, aceites y detergentes, así como factores físico-químicos, nos permitirá establecer el nivel de contaminación causada por una influencia antropogénica y cómo se distribuye este tipo de contaminación en diferentes puntos de la laguna de Zumpango.

El presente estudio se realizó en la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza de la UNAM con la finalidad de evaluar la concentración de contaminantes de origen orgánico (grasas, aceites y detergentes).

los objetivos primordiales del estudio, consistieron en evaluar la concentración de grasas, aceites y detergentes y establecer una potencial relación con los parámetros físicos y químicos del agua, para ello, se realizaron muestreos mensuales, de mayo a diciembre a del año 2019, seleccionando 5 puntos de monitoreo caracterizadas por el impacto de las actividades antropogénicas, se muestreo a nivel superficial para grasas, aceites y detergentes y a dos diferentes niveles de la columna de aguas (superficie y fondo), para los demás parámetros. El estudio se realizó llevando a cabo actividades en campo, las cuales consistieron en realizar la determinación de los siguientes parámetros físicos y químicos: Temperatura, Oxígeno disuelto, pH y Conductividad Eléctrica con el apoyo del Multiparámetro marca HANNA Modelo: HI83200, en laboratorio se realizaron las determinaciones de: Grasas, Aceites, Detergentes CO₂, DBO₅, DQO Alcalinidad., así como los Sólidos disueltos, suspendidos, sedimentables y totales. Finalmente, en el trabajo de escritorio se compararon los datos obtenidos, realizando pruebas univariadas y multivariadas utilizando el paquete estadístico Statgraphic Centurión XV1.2

Material y métodos

Se realizaron muestreos en el área de estudio de manera mensual durante 08 meses de mayo a diciembre de 2019.

Se seleccionaron cinco puntos de muestreo, se consideraron para la determinación de las grasas aceites y detergentes sólo el nivel superficial de la Laguna de tres Zumpango de Ocampo Estado de México, los cuales se establecieron considerando el elevado impacto de actividades antropogénicas, se tomaron utilizando recipientes de un litro, color ámbar para detergentes y de policarbonato para grasas y aceites (Tabla 1, Figura 3 y Tabla 3).

La transparencia se determinó con la ayuda de un disco de Secchi, el cual también lo utilizamos para determinar la profundidad de los diferentes puntos de monitoreo

La toma de muestras de agua se realizó con ayuda de una lancha con motor fuera de borda y un receptor GPS marca Garmin modelo Plus IV con datum WGS84.

Para los parámetros físicos y químicos, se tomaron muestras en superficie de forma manual y en fondo con la ayuda de una botella Van Dorn de 2 litros de capacidad, in situ con el apoyo de un multiparámetro marca HANNA y un oxímetro de la misma marca se determinaron el oxígeno disuelto, temperatura, conductividad eléctrica, potencial de óxido reducción, salinidad, pH y sólidos disueltos totales. (Tabla 2) Posteriormente, en trabajo de técnicas de laboratorio se determinaron, la Demanda Bioquímica de Oxígeno, la Demanda Química de Oxígeno, y el Bióxido de Carbono, finalmente con el apoyo del paquete estadístico Statgraphic Centurión XV1.2 se realizaron análisis estadístico univariado y multivariado para establecer la potencial relación entre los parámetros físicos, químicos y las grasas, aceites y detergentes

Resultados y discusión

Grasas y aceites

El contenido de grasas y aceites muestra una diferencia estadísticamente significativa entre la media de un nivel de mes y otro, con un nivel del 95.0% de confianza ($p < 0.005$), resaltando los meses de mayo y julio con las mayores concentraciones con respecto al resto de los meses de monitoreo.

La normatividad mexicana correspondiente a este parámetro establece los valores máximos permisibles en 15 mg/L para el agua de embalses naturales y artificiales, dicho esto se puede comprobar que las concentraciones presentes en la laguna sobrepasan el límite permitido (NOM-001-SEMARNAT-2021).

Cabe mencionar que las mayores concentraciones de los meses de mayo y julio se encuentran en los puntos de muestreo 3 y 5 (diagrama 1,2) que corresponden al área de la isla y cerca de la zona que conecta con el Canal de Santo Tomas, respectivamente. Esto es similar a lo reportado en un estudio de contaminación de la bahía de Santiago de Cuba, Cuba, donde también se observan elevados contenidos de grasas y aceites en las muestras que recolectaron cerca de los efluentes de las fuentes contaminantes (Santana, 2016).

Como causas de la presencia de este tipo de contaminación podemos mencionar el uso de lanchas motorizadas por parte de los pescadores y por aporte en descargas de aguas residuales sin tratamientos previos o bien tratamientos deficientes.

Un estudio realizado en playas de la Parroquia Anconcito en Ecuador, indica que las actividades de la pesca artesanal, ha originado un problema ambiental, el mismo que consiste en la contaminación de aceites lubricantes de motores fuera de borda, así como con residuos de productos y subproductos de las labores de mantenimiento de las embarcaciones (Ponce, 2016).

Otro trabajo elaborado en zonas de baño de la Bahía de Santiago de Cuba en Cuba, plantea que la presencia e incremento de grasas y aceites es debió al paso de embarcaciones, es decir, contaminación por hidrocarburos, esta situación no es necesariamente la misma que en las lagunas de México, sin embargo, se presenta el caso como un elemento de contaminación provocado por este tipo de elementos (Rodríguez, 2016).

Los productos del petróleo en este contexto comprenden los hidrocarburos no clorados usados como lubricantes (aceites, grasas y aceites de corte), la presencia de estos componentes provoca un impacto negativo en la vida acuática de lagos o ríos (Cifuentes, 2018).

Se debe tener en cuenta que la materia orgánica también aporta cierta cantidad de grasas y aceites ya sea de origen vegetal o animal.

Siendo así, al comparar las concentraciones de DBO₅ (diagrama 3) y DQO (diagrama 4) con las obtenidas en grasas y aceites (diagrama 5) podemos notar una relación directamente proporcional, especialmente con la DQO ya que esta cuantifica la cantidad de materia orgánica total susceptible de oxidación química (biodegradable y no biodegradable).

En una investigación realizada con aguas residuales de una planta refinadora de aceite comestible en Santiago de Cuba, Cuba, determinaron que el incremento producido en el contenido de aceites y grasas se reflejó directamente en el contenido de materia orgánica que se detectó (expresada como DQO y DBO₅) En el análisis de la DQO se observaron otros incrementos en los valores de este parámetro, correspondiéndose con un aumento en el contenido de materia insaponificable (esteroles, tocoferoles, escualeno) en el crudo (Ábalos *et al.*, 2007).

El Instituto Tecnológico de Aguascalientes en México explica que las grasas y aceites que son altamente estables, inmiscibles con el agua, proceden de desperdicios alimentarios en su mayoría, a excepción de los aceites minerales que proceden de otras actividades. Al ser inmiscibles con el agua, van a permanecer en la superficie dando lugar a la aparición de natas y espumas. Estas natas entorpecen cualquier tipo de tratamiento, biológico o físico-químico. Además de provocar taponamientos en los sistemas de desagües, también las grasas y aceites son nocivos para el desarrollo de los vegetales ya que los exterminan (Vidales, 2010).

Lo anterior tiene importancia para nuestra zona de estudio ya que el agua de la laguna es utilizada para el riego de zonas agrícolas.

Otro estudio realizado en la Universidad de Guayaquil, Ecuador, indica que las grasas y aceites son contaminantes que componen parte del agua residual derivado del proceso de mataderos, debido a la grasa proveniente del cuerpo del animal. Estos compuestos pueden interrumpir o disminuir la acción de agentes biológicos como bacterias u hongos, impidiendo procesos catalíticos importantes en su metabolismo, tales como el consumo de oxígeno

(Coello, 2019). Esto supondría un riesgo para la vida acuática que alberga la laguna de Zumpango.

Detergentes

Realizando el análisis de las concentraciones de Sustancias Activas al Azul de Metileno (SAAM) se obtuvo una diferencia estadísticamente significativa entre la media de detergentes entre un nivel de mes y otro, con un nivel del 95.0% de confianza ($p < 0.005$).

Al realizar el contraste de estos valores obtenidos y los límites que establece la ley mexicana para este contaminante, se observa que los valores están muy próximos al límite sin tener valores que sobrepasen. Dicha norma establece como LMP menos de 0.1 mg/L (NOM-001-SEMARNAT-2021).

Estos valores se pueden entender ya que el agua de entrada a la laguna es una mezcla de agua pluvial y residual en una proporción estimada de 80:20 (H. Ayuntamiento de Zumpango, 2012), sin embargo, no se descarta la presencia de este contaminante con valores bastante cercanos al límite permitido.

Cabe mencionar que las mayores concentraciones de SAAM en la laguna se registraron en los meses de julio, octubre, noviembre y diciembre en los puntos 1, 3 y 5 que corresponden a la zona del embarcadero, la isla y la zona cercana al canal de Santo Tomas (diagramas 6,7,8 respectivamente).

Estos sitios pueden representar un aporte de Sulfonatos de Alquibenceno Lineal a la laguna por actividades de limpieza con detergentes o aportes de agua residual desde el canal.

El comportamiento de los detergentes durante los meses de muestreo establecido, un aumento significativo a partir del mes de julio, lo cual se debe principalmente, al aumento de las precipitaciones pluviales y por obvias razones un aumento en las escorrentías tanto de escurrimientos naturales como los provenientes de las aguas residuales (diagrama 9).

En un estudio realizado en la Bahía de Cádiz, España, exponen que a medida que la distancia al punto de vertido aumenta, la cantidad de homólogos de cadena larga de SAL que accede al sedimento es menor. Estos resultados permiten conocer la zona de influencia del vertido urbano utilizando al SAL como indicador (González *et al.*, 1999).

La presencia de este tipo de sustancias afecta al ecosistema ya que un estudio elaborado en la Universidad Internacional SEK en Ecuador explica que los detergentes perturban el transporte de oxígeno a través de las membranas de los organismos acuáticos y que no es posible dar un valor límite de toxicidad debido a que la sensibilidad de cada organismo varía con relación a la especie de tipo de detergente y otros factores físicos del medio ambiente.

También explican que el proceso de eutroficación resulta de la utilización de fosfatos y nitratos como fertilizantes en los cultivos agrícolas, de la materia orgánica de la basura, de los detergentes hechos a base de fosfatos, que son arrastrados o arrojados a los ríos y lagos son un problema muy grave para las aguas estancadas cerca de los centros urbanos o agrícolas (Pacheco, 2015).

Esto puede tener efectos negativos ya que el agua de la laguna se utiliza, también, para el riego de zonas agrícolas circundantes.

Una de las características que denotan la presencia de SAL en los cuerpos receptores es la presencia de espumas en el agua, las cuales se apreciaron durante los meses de muestreo en la laguna, principalmente, en las zonas de los muelles y de la isla.

Un estudio de la Universidad Nacional de San Martín en Perú expone que la formación de espuma en las corrientes de agua dificulta la transferencia de oxígeno atmosférico al agua, lo cual también afecta las unidades de aireación de las plantas de tratamiento. Además, el contenido de fosfatos de los detergentes, junto con otros nutrientes, contribuye a una sobrepoblación de la flora acuática, especialmente algas, las que, al morir, por acción degradativa de los microorganismos, ocasionan una mayor demanda de oxígeno que resulta perjudicial para los peces y para el propio cuerpo de agua acelerando su eutrofización (Herrera, 2018).

En un estudio elaborado por la Universidad Pontificia Bolivariana en Bolivia, indica que entre los diversos contaminantes de las aguas se encuentran los detergentes domésticos, sean estos biodegradables o no. Los biodegradables se caracterizan por presentar una cadena carbonada no ramificada, con lo que facilita la biodegradación por los microorganismos y disminuye el efecto tóxico en la biota acuática. A pesar de esto, es importante el tiempo de inicio del proceso de biodegradación, pues si este es lo suficientemente largo causa efectos subletales (Guarguati, 2008).

Esto supone que a pesar de que se utilicen detergentes biodegradables o no puede haber afectaciones a la calidad del agua si permanecen en el agua por un largo periodo de tiempo en lagos, lagunas y ríos, principalmente los dos primeros por ser cuerpos lénticos como es el caso de la Laguna de Zumpango.

Por tanto, podemos decir que la presencia de una elevada concentración de SAL en agua conlleva a la proliferación de bacterias y organismos que pueden ser perjudiciales para la salud humana y animal.

Parámetros Químicos:

Demanda Bioquímica de Oxígeno.

Las concentraciones de DBO_5 se evaluaron alrededor de 127.41 dato en promedio más bajo en el mes de julio y 233.97 cifra promedio más alta para el mes de junio. El análisis estadístico ANOVA indica que existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de DBO_5 entre un nivel de Mes y otro, con un nivel del 95.0% de confianza ($p < 0.05$) (diagrama 3).

Según la normatividad el LMP para DBO_5 es de 150 mg/L (NOM-001-SEMARNAT-2021). Al comparar los valores obtenidos con respecto a la normatividad, se aprecia que hay concentraciones que sobrepasan los límites establecidos.

Puesto que la Laguna de Zumpango es considerada un humedal; los cuales son generalmente sumideros de sedimentos incrementando su efecto (de la DBO_5) en aquellos que se encuentran conectados a ecosistemas acuáticos adyacentes (por ejemplo, ríos o estuarios). Los humedales pueden ser fuentes de materia orgánica debido a la producción de biomasa de las plantas (González, 2011).

Dentro de los valores obtenidos cabe destacar el mes de junio cuyo valor también rebasó el límite establecido por la normatividad. Un estudio realizado en los humedales de Tumulco en Veracruz, México, señalan que los humedales tienden a presentar un déficit de oxígeno disuelto cuando el sistema presenta un incremento en la DBO_5 (Cupil, 2015). En un trabajo realizado en la Laguna Alalay en Bolivia, reportan que, en el caso particular de la materia aportada como producto de la biomasa del ecosistema, esta se comporta como un filtro que captura las partículas en suspensión provenientes del vertido inicial, y generalmente registra altos niveles de DBO_5 por la cantidad de MO producida y capturada (Nieto, 2014). Esto sugiere que los altos valores de DBO_5 en la Laguna de Zumpango no solo se ven afectados por la descarga de aguas por medio de los canales que se conectan a ella, sino también, por la misma vegetación con la que cuenta.

Un estudio más de la DBO_5 , realizado en la subcuenca del río Zahuapan en Tlaxcala, México, obtuvo valores superiores al límite permitido (150 mg/L) lo que fue teóricamente indicadores de que la materia presente era de tipo orgánico biodegradable, como ocurre en las aguas residuales crudas de origen municipal (Muñoz *et al.*, 2012).

Las aguas superficiales son altamente susceptibles a la contaminación; siendo el vertedero tradicional a lo largo de toda la historia de la industria y las poblaciones. El alto contenido orgánico favorece el crecimiento de bacterias y hongos. Entre los efectos al ecosistema, se encuentra el cambio en la calidad del agua, y la posible elevación del pH, provocando la desaparición de peces y plantas (Raffo, 2014).

Considerando lo anterior, se aprecia un comportamiento proporcional entre lo reportado para potencial eléctrico (diagrama 10), en los meses de septiembre y octubre y lo reportado en la DBO_5 en los mismos meses (diagrama 3) ya que, a medida que la DBO_5 en la laguna se incrementó, el pH presentó una tendencia hacia la disminución de la basicidad.

Demanda Química de Oxígeno.

En cuanto a la DQO, las concentraciones promedio oscilaron entre 130.31 mg/L y 438.02 mg/L.

El análisis estadístico ANOVA arroja que existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de DQO entre un nivel de Mes y otro, con un nivel del 95.0% de confianza ($p < 0.05$) (diagrama 4).

La norma mexicana señala límites máximos permisibles para DQO en aguas de embalses naturales y artificiales en 120 mg/L (NOM-001-SEMARNAT-2021), teniendo esto en cuenta, se puede notar que los valores obtenidos durante el periodo de monitoreo sobrepasan, en todos los meses, los límites establecidos por la ley.

Las altas concentraciones obtenidas para este parámetro pueden deberse a que la Demanda Química de Oxígeno analiza la cantidad de oxígeno que es consumido en la oxidación de materia orgánica y materia inorgánica oxidable y que, en contraposición a la DBO₅, con el DQO prácticamente todos los compuestos son oxidados (Lamingo, 2014). Esto puede observarse al comparar las concentraciones de DBO₅ (diagrama 3) con las de DQO (diagrama 4) obtenidas durante el periodo de monitoreo.

En un estudio realizado en lagunas insulares (Cozumel e Isla Mujeres) de Quintana Roo en México, registraron una ligera elevación de la DQO en temporada de lluvias con respecto a la temporada de estiaje, Tendiendo esto en cuenta se puede explicar por qué los meses de mayo y junio, hay una mayor elevación de la DQO, ya que, a partir del mes de mayo y junio comenzaron los meses de lluvia, según el Servicio Meteorológico Nacional (CONAGUA, 2018) teniendo un mayor aporte de agua, tanto fluvial como residual, a la laguna.

En otro trabajo, realizado en la Laguna La Vega Escondida en Tamaulipas, México, relacionan la cantidad de Sólidos Suspendidos Totales con los datos obtenidos para DQO, determinando que los SST eran de composición mineral y no orgánico, debido a que la DQO que representa sólidos orgánicos se encontró en niveles bajos (González *et al.*, 2019). De esta manera, y al observar los valores registrados en la gráfica 91, podemos suponer que los SST, y especialmente en el mes de junio, son en mayor medida de composición orgánica.

Otro estudio, realizado en la Laguna Bustillos en Chihuahua, México, realizaron una comparación entre los SST y los valores que obtuvieron de DQO lo cual se debía a los problemas de contaminación que sufre debido a descargas de aguas residuales dentro de la laguna tanto industriales como urbanas (Benavides, 2008). Esto indica que, entre las descargas de agua pluvial para estos meses de lluvia, se añadieron cantidades importantes de aguas residuales urbanas con altos contenidos de materia orgánica e inorgánica.

Potencial eléctrico (pH)

Los datos obtenidos de potencial eléctrico (unidades de pH) oscilaron entre 7.9 unidades en el mes de noviembre y 9.1 unidades en el mes de mayo. Al realizar el análisis de ANOVA, este arroja una diferencia estadísticamente significativa entre la media de potencial eléctrico entre un nivel de mes y otro, con un nivel del 95.0% de confianza ($p < 0.005$) (diagrama 10). Según los Límites Máximos Permisibles relacionados a este parámetro, los valores deben estar entre 5.5 y 10 unidades de pH (NOM-001-SEMARNAT-2021), siendo así, se aprecia que las cifras obtenidas están dentro de los límites establecidos por la ley, sin embargo, para el tipo de peces que se cultivan en la laguna, en este caso la carpa, los valores óptimos se establecen entre las 7 y 8 unidades de pH (Instituto Nacional de Pesca, 2018).

De esta manera se consideraría los valores de pH del agua de la laguna, si bien están dentro de los LMP, no son los adecuados para la cría de especies como es el caso de la carpa, ya que la mayoría de los meses, el potencial eléctrico rebasa el límite de tolerancia para esta especie, en especial en el mes de mayo cuyos valores están sobre 9 unidades de pH.

Estos intervalos de pH en la laguna favorecen el crecimiento de cianobacterias ya que estas viven en un ambiente alcalino, generalmente no toleran aguas con pH por debajo de 5 y son pocos comunes entre pH de 5-6, por otro lado, crecen a unas temperaturas mayores de 20°C, las cuales, a causa de su metabolismo, generan disminución de oxígeno disuelto en el agua (Huanaco *et al.*, 2018).

Análisis de componentes principales

El propósito del análisis es obtener un número reducido de combinaciones lineales de las 15 variables que expliquen la mayor variabilidad en los datos. En este caso, 4 componentes se han extraído puesto que 4 componentes tuvieron eigenvalores mayores o iguales que 1.0. En conjunto ellos explican 83.355% de la variabilidad en los datos originales (Tabla 4).

De estos 4 componentes, el primero y el segundo tienen el 32% y 59% del porcentaje acumulado, de esta forma, ellos pueden explicar el comportamiento de la mayoría de las variables evaluadas.

Dentro de las variables que componen al primer componente se encuentran, principalmente, la temperatura (0.4016) que es un factor determinante para la solubilidad de sólidos y su precipitación, de las concentraciones de oxígeno disuelto en el agua de la laguna, así como la velocidad en la que ocurren los procesos de degradación de la materia orgánica y la DQO (0.4004) que se relaciona con la degradación del oxígeno disuelto por factores bióticos y abióticos del sistema lagunar.

Las principales variables que conforman al segundo componente son los Sólidos Disueltos Totales (-0.4224) y los Sólidos Totales (-0.4221) que pueden ser determinantes para los valores de la conductividad eléctrica, transparencia, DBO₅ ya que parte de los Sólidos Totales contempla materia orgánica como microalgas y en la presencia de CO₂ disuelto en el agua.

En el caso de oxígeno disuelto, se puede ver que está alejado del resto de las variables (diagrama 11), esto se puede explicar a que, si bien, se relaciona con algunas de ellas, como es el caso de la DBO₅ y la DQO, este no es un factor determinante para el resto de las variables.

Análisis de conglomerados

En este procedimiento ha creado 1 conglomerado a partir de 10 observaciones proporcionadas. Los grupos se acomodaron por sus características similares, de esta forma se puede observar que, de los meses de muestreo, octubre y noviembre tienen mayores similitudes, en específico en los valores obtenidos en superficie para cada uno de los puntos de monitoreo. Al realizar una verificación de las variables analizadas, se puede observar que estos meses abarcan la mayoría de ellas, entre las cuales se encuentra la presencia de CO₂ disuelto y que en ningún otro mes hubo registro. Lo anterior nos indica que el comportamiento de la Laguna de Zumpango, fue más constante en los meses anteriormente mencionados.

Por lo general, las diez observaciones del dendograma, obtenido en el análisis de conglomerados (diagrama 12), muestran el nivel de superficie para todos los puntos, esto puede estar relacionado con materia orgánica en superficie y suspendida, lo cual podría indicar que hubo un importante proceso de degradación de materia orgánica en cada punto de monitoreo en estos dos meses.

Lo anterior podría explicar, también, por qué en estos meses hubo presencia de CO₂ disuelto y una disminución de pH ya que, entre los bioelementos que conforman a los seres vivos se encuentra el carbono y esto representaría una contribución de dicho elemento como proceso de degradación de la materia orgánica.

En el dendograma se puede notar la presencia de tres grupos principales, en el primero de ellos se compone por los puntos de carpas en superficie para el mes de noviembre y tules en superficie del mes de noviembre con embarcadero al mismo nivel y mismo mes, esto sugiere que la mayor concentración de materia orgánica degradada se encuentra en estos puntos, mientras el tercer conglomerado que es en superficie de Herdez en el mes de octubre presenta diferencias entre el resto de los puntos de muestreo, probablemente porque en este punto no hay tanta presencia de vegetación ni vida acuática como el resto de los puntos.

Conclusiones

Las concentraciones de contaminantes aumentan significativamente en los meses de lluvia, provenientes de las escorrentías y aguas residuales.

Los parámetros analizados se mantuvieron dentro de los límites máximos establecidos (profundidad, temperatura, conductividad eléctrica, SPT, SDT, detergentes, potencial eléctrico, oxígeno disuelto y SST).

Los parámetros que sobrepasan los límites máximos permitidos por la NOM fueron potencial eléctrico, DBO₅, DQO y grasas y aceites.

Existe un comportamiento directo entre parámetros como la DBO, DQO y los Detergentes y las Grasas y Aceites.

Las evaluaciones a este sistema acuático deben ser permanentes en virtud de su elevado proceso de contaminación tanto orgánica como inorgánica.

Tablas

Tabla 1. Coordenadas geográficas de cada punto de monitoreo en la laguna de Zumpango

Punto de monitoreo	Coordenadas	
1	19°46'06'' N	99°07'34'' W
2	19°46'53'' N	99°07'42'' W
3	19°47'19'' N	99°08'06'' W
4	19°47'29'' N	99°08'29'' W
5	19°46'24'' N	99°08'50'' W

Tabla 2. Técnicas aplicadas para parámetros in-situ en la Laguna de Zumpango.

PARÁMETRO	TÉCNICA	REFERENCIA
Potencial eléctrico (pH)	Multiparámetro	HANNA Instruments HI-9828
Temperatura	Multiparámetro	HANNA Instruments HI-9828
O ₂ disuelto	Multiparámetro	HANNA Instruments HI-9828
Conductividad eléctrica	Multiparámetro	HANNA Instruments HI-9828
Transparencia	Disco de Secchi	Cognetti, 2001

Tabla 3. Técnicas aplicadas en muestras de agua de la laguna en laboratorio

PARÁMETRO	TÉCNICA	REFERENCIA
DBO	DBO ₅	APHA, 1992
DQO	Reflujo cerrado, método colorimétrico	APHA, 1992
CO ₂	Método Volumétrico.	APHA, 1992
Sólidos disueltos, suspendidos y sedimentables	Técnica de secado	NMX-AA-034-SCFI-2015
Grasas y aceites	Uso de hexano	NMX-AA-005-SCFI-2013
Detergentes	Uso de hexano-cloroformo	NMX-AA-039-SCFI-2001

Tabla 4. Análisis de Componentes Principales que expresa la variabilidad de los datos obtenidos durante los meses de monitoreo a la Laguna de Zumpango

Componente Número	Eigenvalor	Porcentaje de Varianza	Porcentaje Acumulado
1	4.91753	32.784	32.784
2	3.97955	26.530	59.314
3	2.38791	15.919	75.233
4	1.21826	8.122	83.355
5	0.977368	6.516	89.871
6	0.631322	4.209	94.080
7	0.580662	3.871	97.951
8	0.227398	1.516	99.467
9	0.0799986	0.533	100.000
10	4.17386E-16	0.000	100.000



Figura 3. Ubicación de los puntos de monitoreo dentro de la Laguna de Zumpango.
Fuente: Google Earth

Diagramas

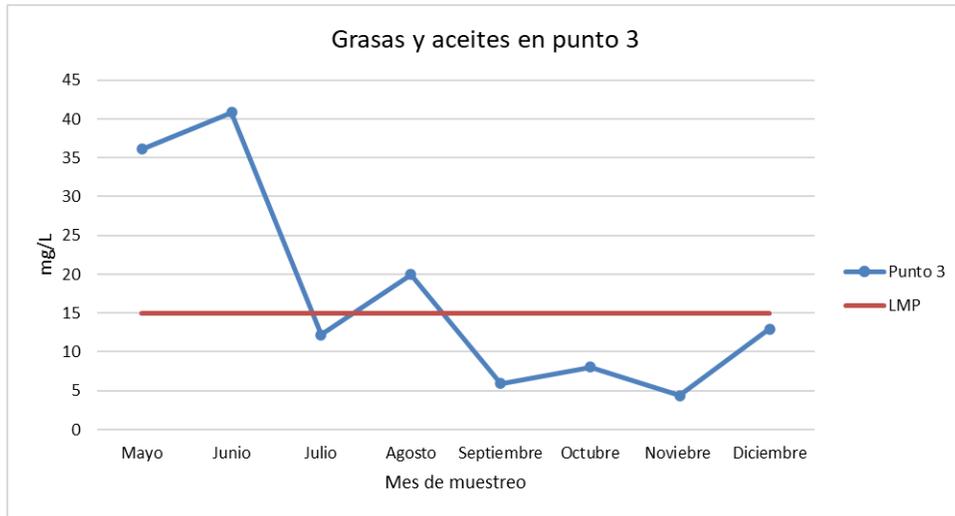


Diagrama 1. Grasas y aceites en punto 3 en la Laguna de Zumpango

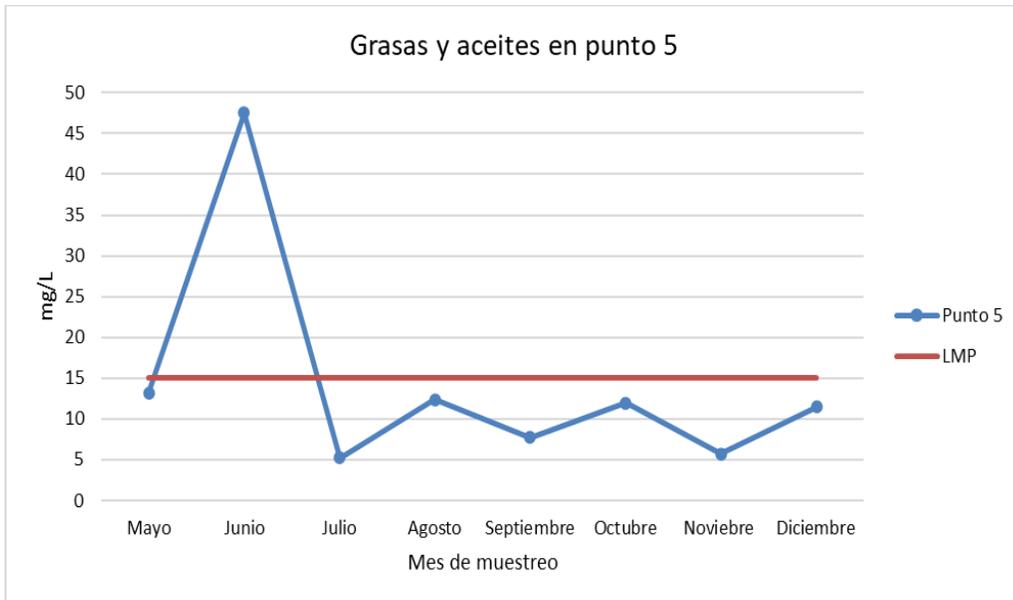


Diagrama 2. Grasas y aceites en punto 5 en la Laguna de Zumpango

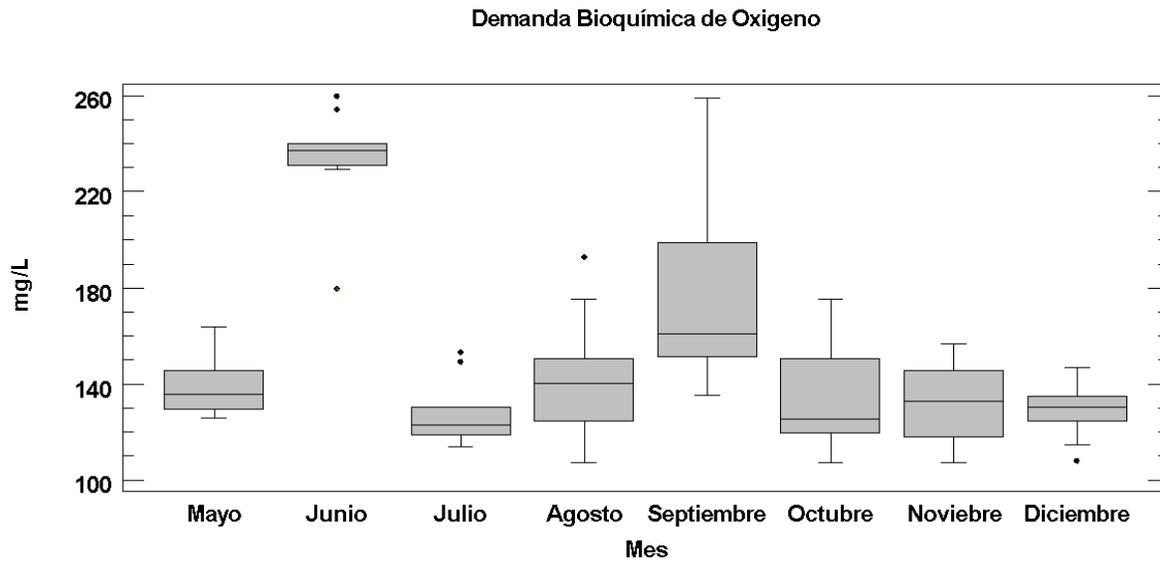


Diagrama 3. Se representan los valores de DBO₅ obtenidos en los puntos de muestreo durante los meses de muestreo.

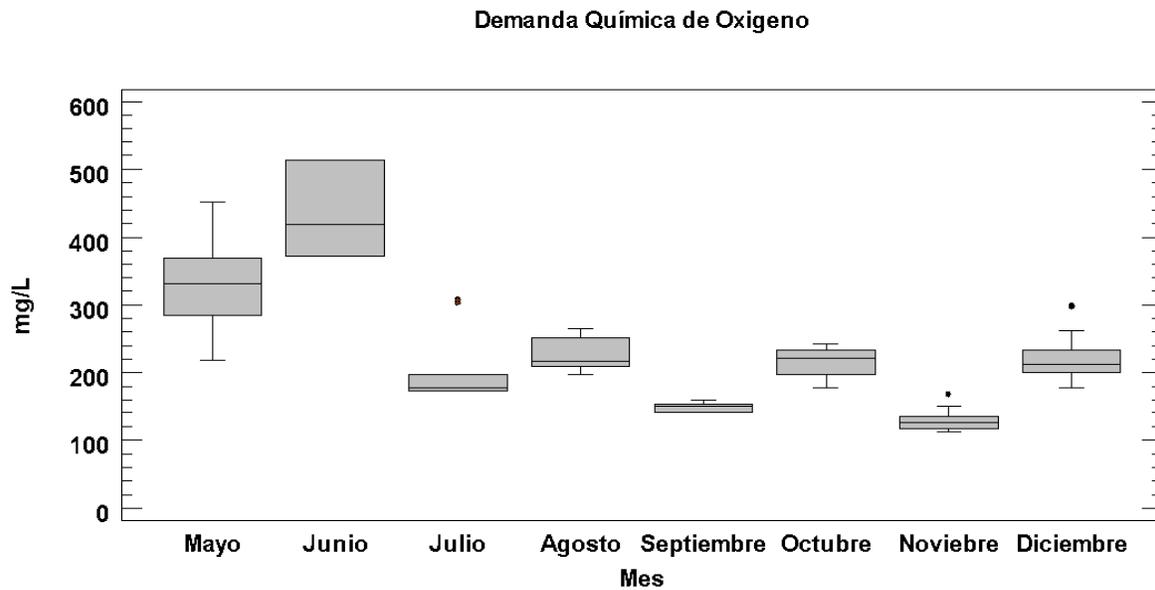


Diagrama 4. Valores obtenidos de la Demanda Química de Oxígeno en los puntos de muestreo durante los meses de monitoreo.

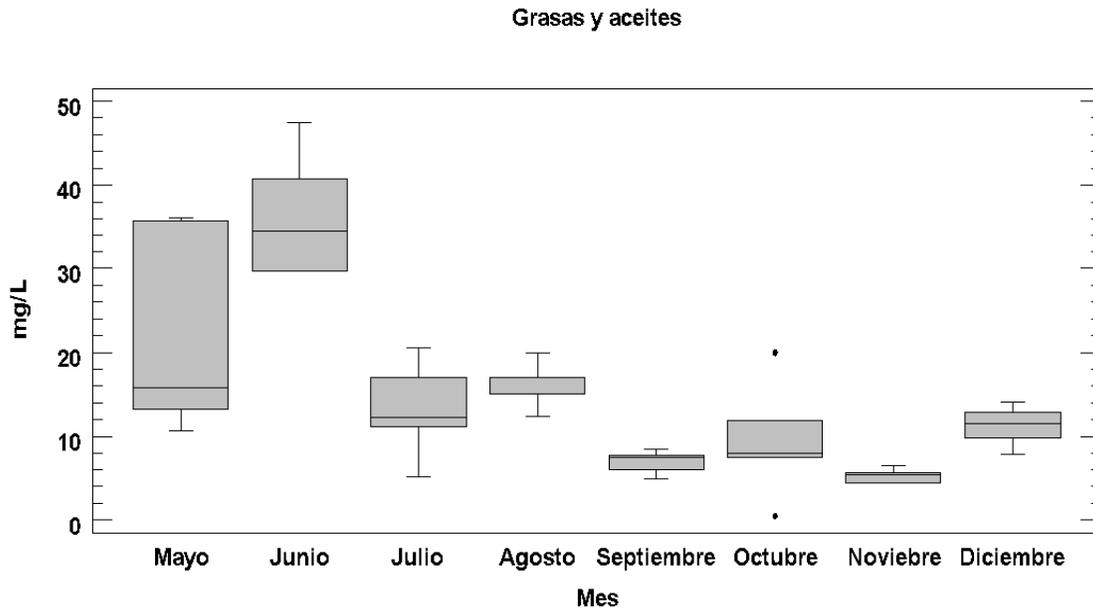


Diagrama 5. Concentraciones de grasas y aceites obtenidos en los puntos de muestreo durante los meses de monitoreo.

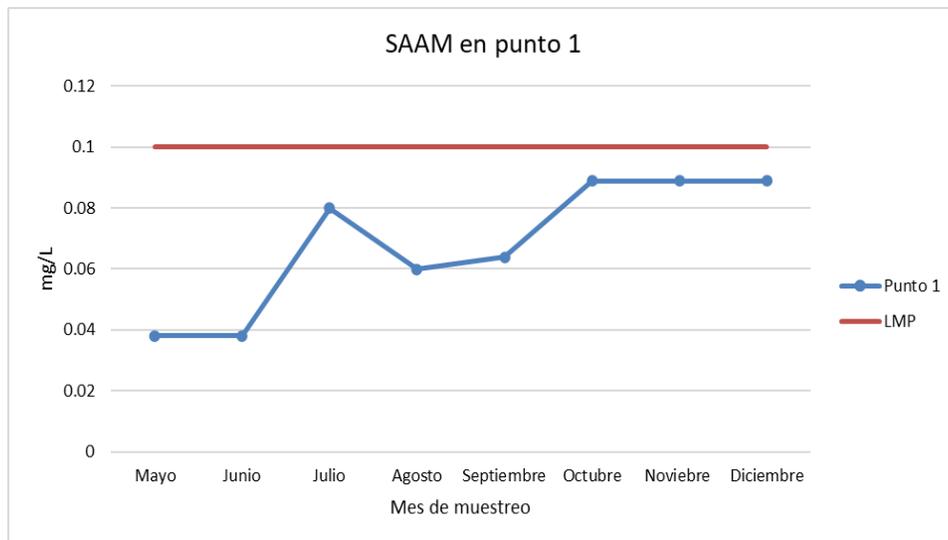


Diagrama 6. Detergentes (SAAM) en punto 1 en la Laguna de Zumpango

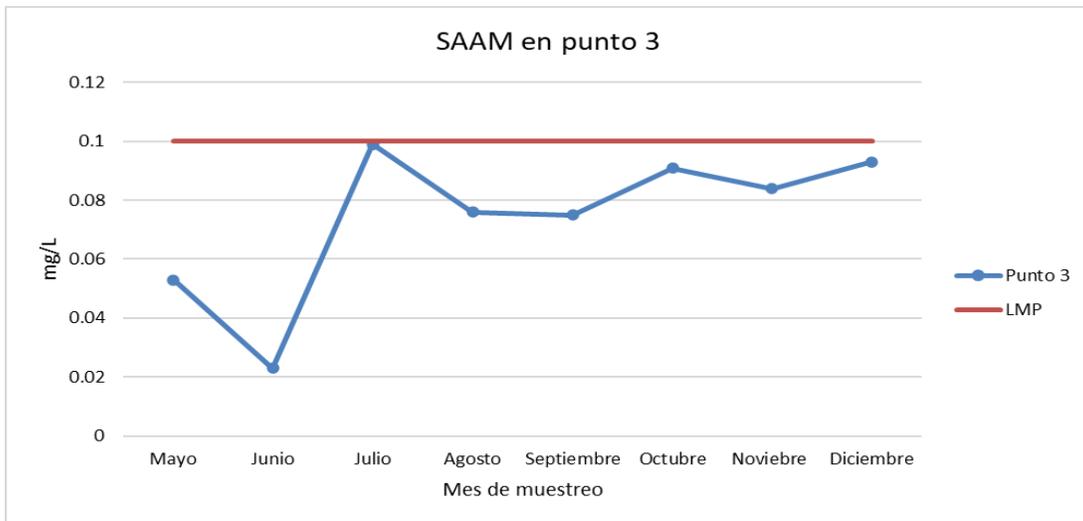


Diagrama 7. Detergentes (SAAM) en punto 3 en la Laguna de Zumpango

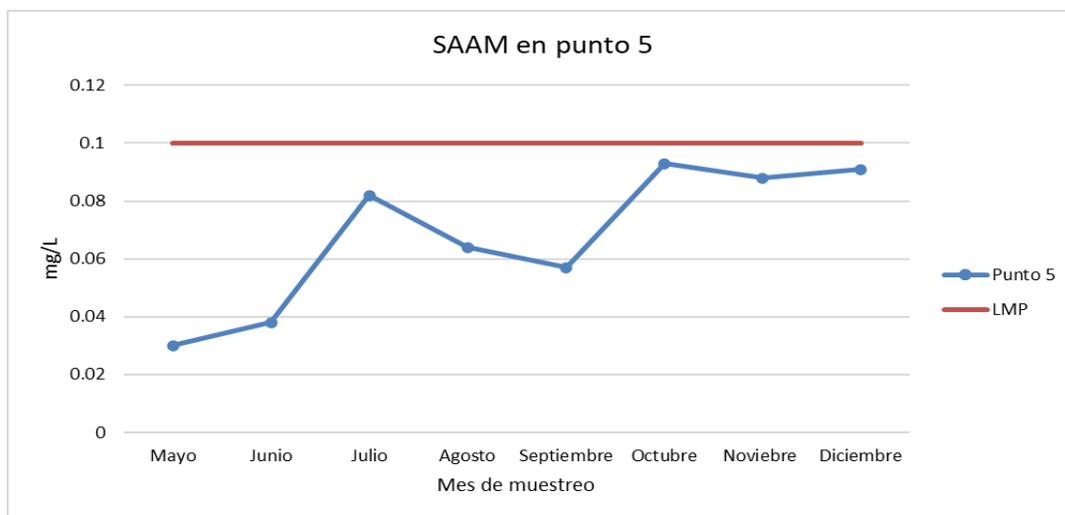


Diagrama 8. Detergentes (SAAM) en punto 5 en la Laguna de Zumpango

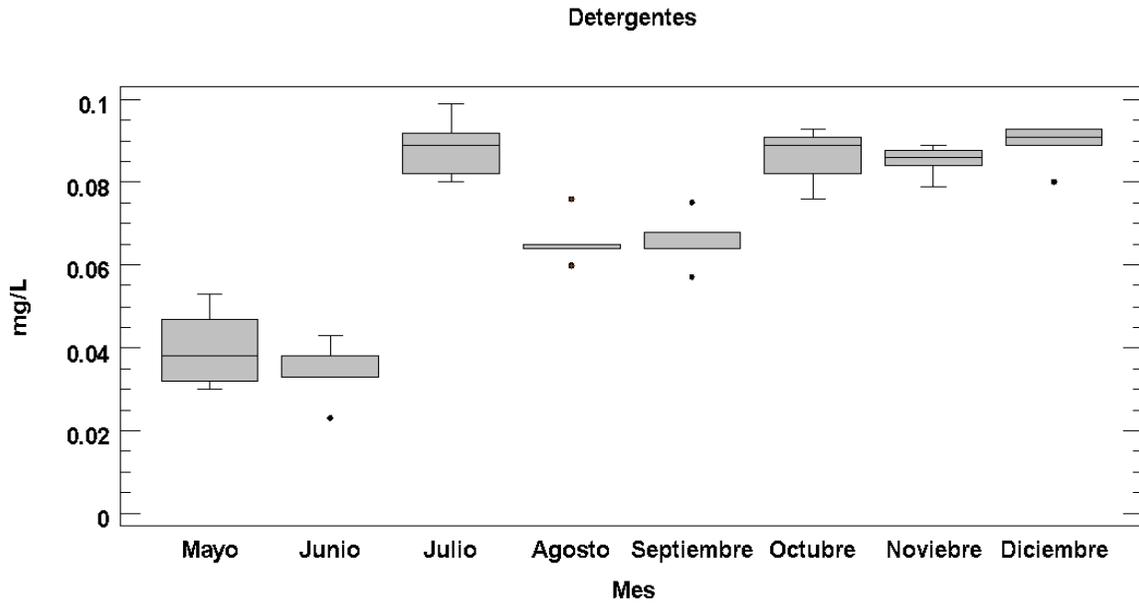


Diagrama 9. Concentraciones de detergentes obtenidos en los puntos de muestreo durante los meses de monitoreo.

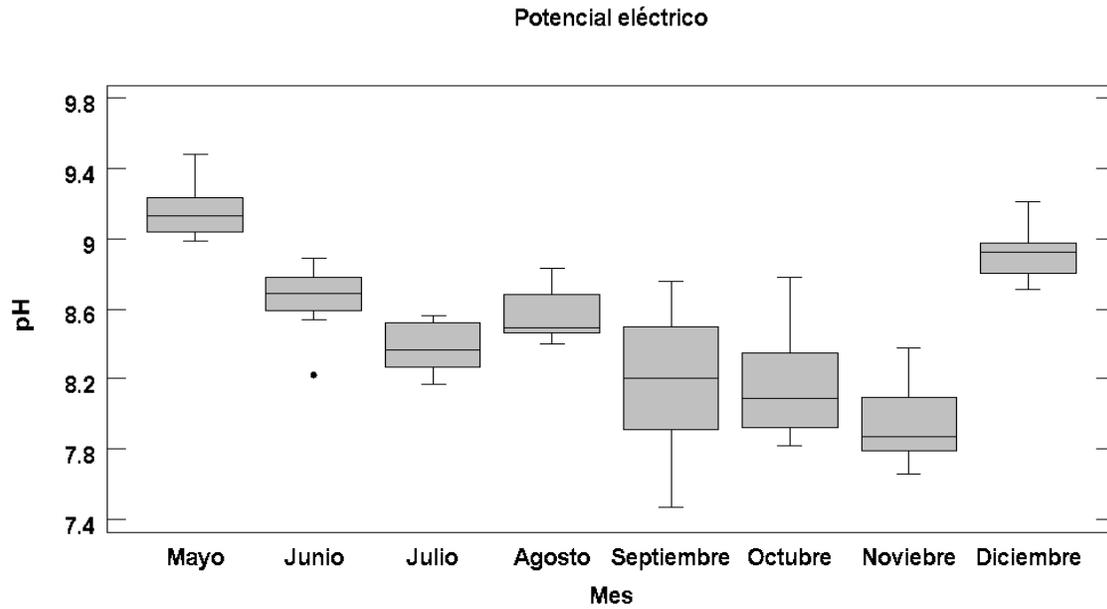


Diagrama 10. Potencial eléctrico obtenido en los puntos de muestreo durante los meses de monitoreo.

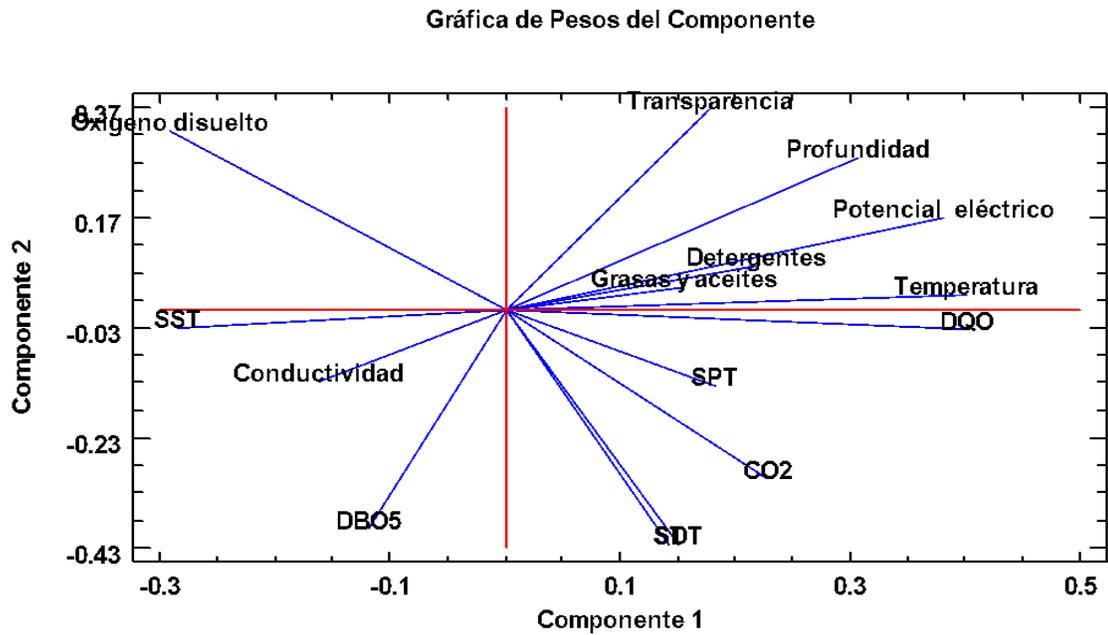


Diagrama 11. Gráfica de pesos de componentes principales

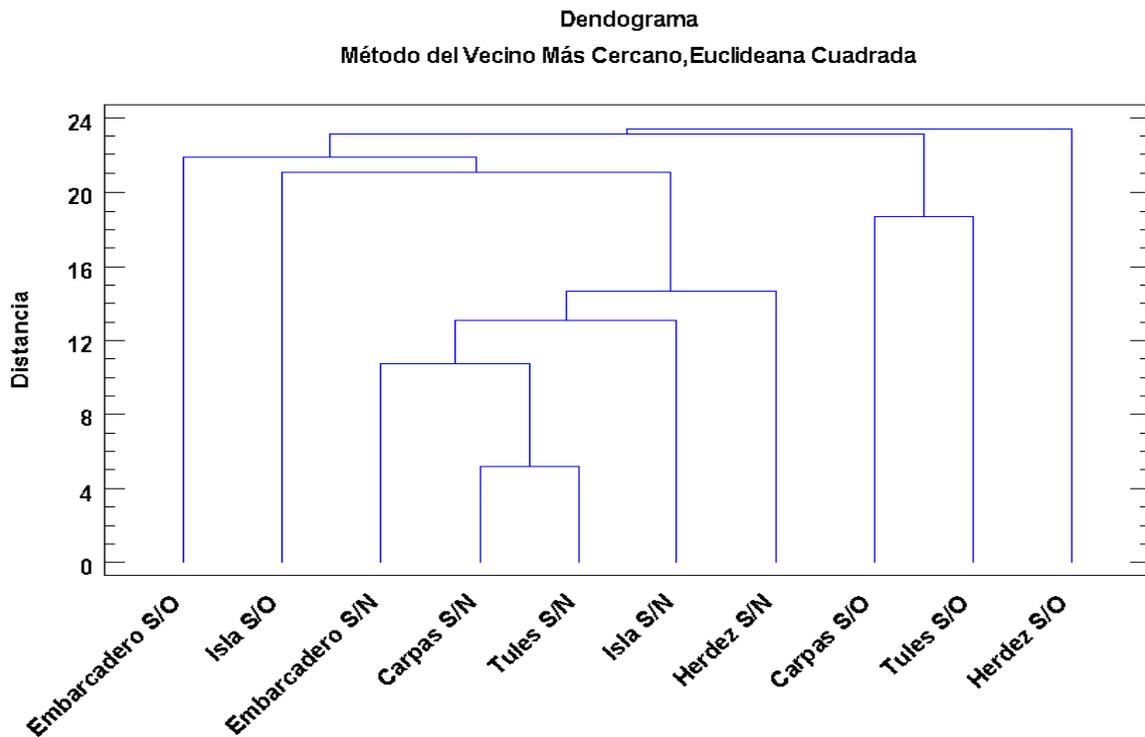


Diagrama 12. Análisis de conglomerados. S= superficie, N= noviembre, O= octubre

Referencias

- Ábalos Arelis. Marañón Alina. Fernández José M. Aguilera Isabel. María Fernanda Despaigne. 2007. Caracterización de las aguas residuales de la planta refinadora de aceites comestibles ERASOL. Universidad de Oriente. Santiago de Cuba. Cuba.
- APHA. 1992. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Díaz de Santos. Madrid.
- Benavides A. Moreno M. Sosa M. Puga S. Alcalá J. y Quintana C. 2008. Evaluación de la Calidad del Agua en las Principales Lagunas del Estado de Chihuahua. Universidad Autónoma de Chihuahua. Chihuahua. México.
- Cifuentes Jorge I. Castañeda M. Luis. García R. Luis. Ovando P. Héctor. 2018. Análisis de la Presencia de Plaguicidas e Hidrocarburos en el Lago de Atitlán. Universidad de San Carlos de Guatemala. Guatemala.
- Coello Q. Clara P. y Vélez R. Fabián E. 2019. Inmovilización de la enzima Lipasa en soporte de quitosano para el tratamiento de agua con contenido de grasas y aceites de origen animal. Universidad de Guayaquil. Guayaquil. Ecuador.
- CONAGUA. 2014. Atlas del Agua en México. México. Consultado en: <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/SGP-17-14.pdf>
- Cupil D. Alan. 2015. Calidad del agua mediante el análisis fisicoquímico, demanda bioquímica y química de oxígeno en los humedales de Tumulco, Veracruz, México. Universidad Veracruzana. Tuxpan. Veracruz.
- González M. E. Quiroga J.M. Gómez P.A. 1999. Alquilbenceno Lineal Sulfonatos (LAS) como trazadores de aguas residuales urbanas en un ecosistema litoral poco profundo: un caso de estudio en la Bahía de Cádiz. Universidad de Cádiz. Cádiz. España.
- González L. Ricardo y Ramírez L. Hermilo. 2011. Modelación numérica de la hidrodinámica, del oxígeno disuelto y la demanda bioquímica de oxígeno en sistemas con vegetación. Instituto Mexicano del Petróleo. CDMX. México.
- Guarguati A. Juan M. y Ramírez M. Frank. 2008. Evaluación toxicológica de la influencia de los detergentes provenientes del efluente del RAP de la UPB, sobre el crecimiento y desarrollo de *Spirodella* sp. Universidad Pontificia Bolivariana. Bucaramanga. Bolivia.
- Moyobamba -2017. Universidad Nacional de San Martín. Tarapoto. Perú.
- Huanaco Janet L. Montoya T. Haydee. Castellanos S. Pedro L. Y Quiroz B. Renzo A. 2018. Evaluación de la diversidad del fitoplancton de la laguna La Viuda (Lima, Perú) en agosto-noviembre 2016. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Lima. Perú.
- Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. 2012. Plan Estratégico para la Recuperación Ambiental de la Laguna de Zumpango, Diagnostico e Identificación de Retos, Problemas, Estrategias, Objetivos, Acciones y Proyectos Prioritarios.
- Instituto Nacional de Pesca. 2018. Acciones y programas. Acuicultura comercial. Consultado en: <https://www.gob.mx/inapesca/acciones-y-programas/acuicultura-carpa-comun>.

- Lamingo L. Jessica P. 2014. Análisis del comportamiento del Oxígeno disuelto y la Demanda Química de Oxígeno en tres puntos (Lasso, Latacunga, Salcedo) del Río Cutuchi, en la provincia de Cotopaxi, Canton Latacunga, periodo 2013 – 2014. Universidad Técnica de Cotopaxi. Latacunga. Ecuador.
- Muñoz N. Hipólito. Suárez S. Juan Vera R. Andrea. Srozcó F. Saturnino. Batlle S Jorge. Ortiz Z. Alberto. Mendiola A. Yjuan. 2012. Demanda Bioquímica de Oxígeno y población en la subcuenca del Río Zahuapan, Tlaxcala, México. Universidad Autónoma de Tlaxcala. Tlaxcala. México.
- Muñoz N. Hipólito. Suárez S. Juan Vera R. Andrea. Srozcó F. Saturnino. Batlle S Jorge. Ortiz Z. Alberto. Mendiola A. Yjuan. 2012. Demanda Bioquímica de Oxígeno y población en la subcuenca del Río Zahuapan, Tlaxcala, México. Universidad Autónoma de Tlaxcala. Tlaxcala. México.
- NMX-AA-034-SCFI-2015. Medición de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Consultado en: <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166146/nmx-aa-034-scfi-2015.pdf>
- NMX-AA-039-SCFI-2001. Análisis de aguas - Determinación de Sustancias Activas al Azul de Metileno (SAAM) en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas. Consultado en: <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166779/NMX-AA-039-SCFI-2001.pdf>
- NOM-001-SEMARNAT-2021. Norma Oficial Mexicana, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Consultada en: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/105139/Normas_Oficiales_Mexicanas.pdf.
- Nieto Z. Christofer J. 2014. Distribución Estratificada de la Demanda Bioquímica de Oxígeno en la Laguna Alalay. Universidad Mayor de San Simón Vicerrectorado. Cochabamba. Bolivia.
- Pacheco C. William E. 2015. Contaminación por detergentes-agentes nocivos olvidados-. Caso de estudio: el Río Granobles. 2015. Universidad Internacional SEK. Quito. Ecuador.
- Ponce P. Luis M. 2016. Diagnóstico de la contaminación ambiental causada por los desechos que se generan en la playa por derrames de gasolina y aceites usados provenientes del sector pesquero artesanal de la Parroquia Anconcito. Universidad de Guayaquil. Guayaquil. Ecuador.
- Quiroa M. Yolanda H. 2016. Determinación del contenido de fosfatos en detergentes para lavavajillas y daños que produce al medio ambiente en la región Callao. Universidad Nacional del Callao. Callao. Perú.
- Raffo L. Eduardo. Ruiz L. Edgar. 2014. Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Lima. Perú.
- Sánchez, Oscar. Herzig, Mónica. Peters, Eduardo. Márquez, Roberto. Zambrano, Luis. 2007. Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México. Instituto Nacional de Ecología. México.

- Santana G María. Rodríguez H. Dunia. Díaz V. Manuel. Miriam S. Placida. 2016. Evaluación de la contaminación por hidrocarburos de la bahía de Santiago de Cuba. Universidad de Oriente. Santiago de Cuba. Cuba.
- Tebbutt, T.H.Y. 1995. Fundamentos de control de la calidad del agua. Limusa. México.
- Vidales, Amelia. Leos, Marina. Campos, María. 2010. Extracción de Grasas y Aceites en los Efluentes de una Industria Automotriz. Instituto Tecnológico de Aguascalientes. México.

Capítulo VII. Estudio en el tratamiento de aguas para remoción de plomo utilizando una zeolita chabazita natural pretratada con cloruro de sodio (NaCl)

Flérida Mejía Zamudio^{1*}; Selene Sobra Álvarez¹

¹Departamento de Ingeniería química y metalurgia, Universidad de Sonora, Hermosillo, Son., México.

*Autor de correspondencia: flerida.mejia@unison.mx

Resumen

El porcentaje de agua disponible para el uso humano es cada vez más escaso; actualmente la contaminación del agua potable con plomo representa una problemática mundial, ya que diversos estudios han demostrado que su ingesta puede causar graves enfermedades dañando a la salud humana. El plomo es tóxico aún en cantidades trazas y de acuerdo a normas oficiales mexicanas su concentración en agua no debe exceder de 0.01 mg/l, sin embargo, en los últimos años los niveles de plomo se han incrementado debido a actividades antropogénicas.

Una de las metodologías más rentables para remover el plomo del agua es la adsorción de iones mediante el uso de zeolitas naturales. El objetivo del presente trabajo fue pretratar una zeolita natural de tipo chabazita con cloruro de sodio (NaCl), utilizando una metodología establecida por Günay et al. (2007) para reducir la contaminación de plomo (Pb) en las aguas. Durante la experimentación se evaluaron los siguientes parámetros: tiempo de contacto, pH, concentración inicial y relación sólido/líquido (S/L). Obtenido remociones de Pb hasta un 95%.

Palabras clave: agua, adsorción de plomo, zeolita, metal pesado.

Study on water treatment for lead removal using a natural chabazite zeolite and pretreated with sodium chloride (NaCl)

Abstract

The percentage of water available for human use is becoming increasingly scarce; currently the contamination of potable water with lead represents a global problem, since several studies have shown that the ingestion of lead can cause serious diseases damaging human health.

Lead is toxic even in trace amounts and according to Mexican official standards its concentration in water should not exceed 0.01 mg /l, however, in recent years lead levels have increased due to mining and commercial activities.

One of the most cost-effective methodologies for removing lead from water is the adsorption of ions by using natural zeolites. The objective of the present work was to pretreat a natural chabazite-type zeolite with sodium chloride (NaCl), using a methodology established by Günay et al. (2007) to reduce lead (Pb) contamination in water. During the experimentation, the following parameters were evaluated: contact time, pH, initial concentration, and solid/liquid (S/L) ratio. Obtaining Pb removals up to 95%.

Key words: water, lead adsorption, zeolite, heavy metal.

Introducción

La contaminación del agua es ocasionada por la adición de algún material o sustancia tóxica que modifique su composición y/o condición natural, afectando a la salud humana y al medio ambiente. Uno de ellos es el plomo, un metal altamente tóxico aun en cantidades traza, ya que diversas investigaciones han demostrado que la ingesta de plomo puede afectar a los sistemas nervioso, inmunológico, reproductivo y cardiovascular (Tellez *et al.*, 2017; Gul *et al.*, 2020).

El plomo fue incluido por la Organización Mundial de la Salud (OMS) dentro de una lista de diez productos químicos causantes de graves problemas de salud pública que exigen la intervención de los estados miembros (OMS 2017), es por ello por lo que en México se ha establecido un límite máximo permisible de plomo disuelto en aguas de consumo humano, la NOM-127-SSA-1994 (SSA 1994) indica que la concentración de plomo total en agua potable no debe exceder de 0.01 mg/L.

En la actualidad se han desarrollado numerosas investigaciones relacionadas con la remoción del plomo en agua utilizando diferentes metodologías, una de las más rentables es la adsorción de iones mediante el uso zeolitas naturales; este método cuenta con la ventaja de ser efectivo aún en bajas concentraciones y permite una regeneración del adsorbente, sin embargo, en los últimos años los niveles de plomo se han incrementado debido a actividades antropogénicas (Alvarado *et al.*, 2013). En México existen una gran cantidad de yacimientos de zeolita, solo en el estado de Sonora se han detectado cerca de quince tipos de zeolita con aplicaciones en la remoción de metales pesados (Pérez *et al.*, 2011; Cruz *et al.*, 2017). El objetivo del presente trabajo es utilizar una zeolita natural tipo chabazita pretratada cloruro de sodio (NaCl) para determinar la capacidad de remoción que tiene a diferentes concentraciones de plomo (Pb) en agua.

Material y métodos

Pre-tratamiento con cloruro de sodio (NaCl)

Siguiendo la metodología de pre-pretratamiento desarrollada por Günay *et al.* (2007) para una zeolita natural, se preparó 1 l de solución de cloruro de sodio (NaCl) 2 M; por cada 100 mL de solución se agregaron 10 gr de zeolita tipo chabazita tamizada en malla 40 (0.424 mm), la mezcla fue agitada de forma magnética en un vaso de precipitado por un periodo de 20 h a temperatura ambiente; posteriormente se filtró en matraces de 250 mL utilizando papel Whatman 42, la zeolita ya pre-tratada se lavó dos veces con agua destilada para eliminar el exceso de cloruro. Finalmente, la zeolita fue retirada de los filtros y se secó en un horno a 100 °C durante 8 h para después ser pulverizada con un mortero.

Pruebas de adsorción

Se pusieron en contacto 50 mL de solución de plomo a diferentes concentraciones (2, 5 y 10 mg/l) con zeolita (chabazita) natural (ZN) y pre-tratada (ZP) durante tiempos de 5, 15 y 30 min, se varió el contenido en peso de zeolita en cantidades de 2, 5 y 10 gr respectivamente, ajustando a pH 4, 7 y 9 mediante el uso de soluciones de HNO₃ y NaOH 1 M. Cada corrida fue mezclada con agitación magnética a 150 rpm en vasos de precipitado de 400 mL y filtrada con papel Whatman 42 en matraces de 250 mL, las pruebas experimentales se realizaron a temperatura ambiente. Las muestras obtenidas se guardaron en recipientes de plástico de 60 mL y fueron analizadas por espectrofotometría de absorción atómica, en un equipo Perkin Elmer Analyst 400. En la Tabla 1 se muestran los parámetros utilizados en las pruebas de adsorción, estos se seleccionaron de acuerdo con un estudio previo realizado por Mejía *et al.* (2013) para este tipo de zeolita natural (chabazita).

En la Figura 1, se observa el procedimiento experimental realizado para el proceso de adsorción, desde el pre-tratamiento con NaCl de la ZN, hasta el análisis de las muestras de agua obtenida después del contacto con ZP.

Resultados y discusión

La figura 2a, muestra que en ambas zeolitas (ZN y ZP) se alcanzan porcentajes de remoción de plomo superiores al 95%, sin embargo, la zeolita chabazita pre-tratada (ZP) sobresale obteniendo un porcentaje de remoción del 99% a los 5 min de adsorción, probablemente, gracias a la incorporación de NaCl en su estructura, el cual aumenta la capacidad de adsorción de la zeolita chabazita; esto permite cumplir con el requerimiento establecido en la NOM-127-SSA-1994, al disminuir una concentración de Pb (10 mg/l) que excede el límite máximo permisible indicado en la norma. Sin embargo, el efecto del pH en los porcentajes de plomo adsorbido por ZP se observa en la figura 2b. En las pruebas realizadas se utilizaron diferentes concentraciones de plomo (2, 5 y 10 ppm) y es posible observar que el porcentaje de remoción aumenta al ir incrementando el valor del pH (4, 7 y 9), alcanzando mayores porcentajes de remoción a pH= 9. Asimismo, en experimentaciones previas realizadas por (Pandey *et al.*, 2015) se ha observado que los máximos porcentajes de remoción de plomo se obtienen al incrementar los valores de pH.

En la gráfica se aprecia como el efecto del pH en los porcentajes de remoción, ayuda a incrementar la adsorción de plomo en las tres diferentes concentraciones; sin embargo, para 10 ppm de plomo el máximo porcentaje de remoción fue del 100% y se obtuvo a pH= 9. La figura 2c demuestra el efecto que tiene la concentración inicial de plomo en el porcentaje de remoción; a bajas concentraciones (2 mg/l) se logra adsorber un 97% de plomo; para la máxima concentración (10 mg/l) se obtuvo un porcentaje de remoción del 100%, esto indica que se aumenta el porcentaje de remoción, pero en proporción mínima.

Este comportamiento se debe a colisiones producidas entre los iones plomo y los sitios activos de la zeolita, la concentración inicial más alta proporciona mayor fuerza motriz ayudando a superar la resistencia a la transferencia de masa que hay entre la fase líquida y

sólida; sin embargo, si la concentración inicial continuará aumentando, la probabilidad de colisión disminuiría debido al número limitado de sitios activos (Mejia *et al.*, 2013; Pandey *et al.*, 2015)

Se puede considerar que el pre-tratamiento con NaCl y el tipo de zeolita utilizada (chabazita) han contribuido en la obtención de porcentajes de remoción de plomo más altos. En la figura 2d se muestra como la relación sólido/líquido (S/L), presenta un mínimo efecto en el porcentaje de remoción de plomo, ya que para una relación de 40 g/l se obtiene un porcentaje de remoción del 99.4%; lo anterior es producto del número o de sitios activos disponibles en la zeolita chabazita pre-tratada. Se observa que el porcentaje de remoción se incrementa al 100% al llegar a un valor de 100 g/l de relación S/L, y permanece constante al no haber cambios en la relación de 200 g/l.

Conclusiones

- La zeolita chabazita natural es un buen adsorbente de plomo, ya que se lograron porcentajes de remoción arriba del 95%, sin embargo, al aplicar un pre-tratamiento con NaCl el porcentaje de remoción puede alcanzar un valor superior al 99%.
- El pH= 9, se incrementa la adsorción de plomo en la zeolita chabazita pre-tratada, logrando un porcentaje de remoción del 100%, beneficiando al medio ambiente y a la salud humana al lograr cumplir con los requerimientos establecidos en la Norma Oficial Mexicana: NOM-127-SSA-1994.
- La relación S/L presentó un cambio mínimo, volviéndose constante para valores mayores o iguales a 100 g/l, finalmente el tiempo de contacto no tuvo efecto significativo en el proceso de remoción, debido a la rapidez de su cinética.

Agradecimientos

A la Universidad de Sonora, Departamento de Ingeniería Química y Metalurgia y a la valiosa colaboración del Dr. Leobardo Valenzuela y Dr. Agustín Gómez Álvarez.

Tablas

Tabla 1. Parámetros del proceso de adsorción

*[Pb]₀ (mg/l)	Tiempo (min)	Relación S/L (g/l)	pH
2	5	40	4
5	15	100	7
10	30	200	9

*[Pb]₀: Plomo Inicial

Figuras

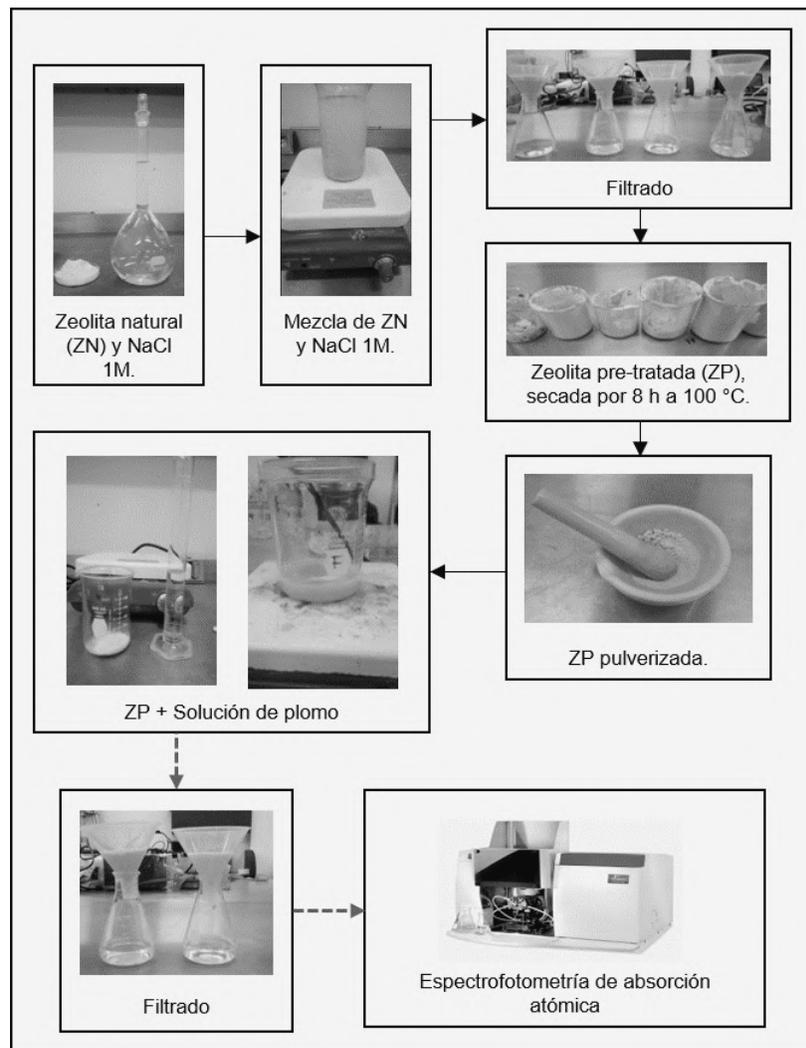
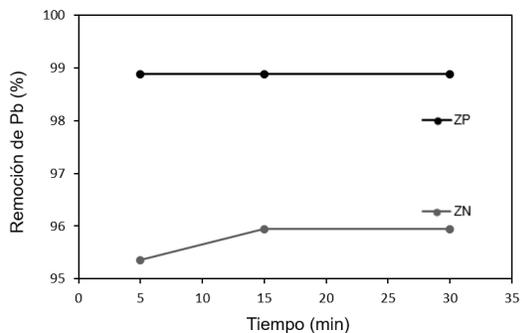
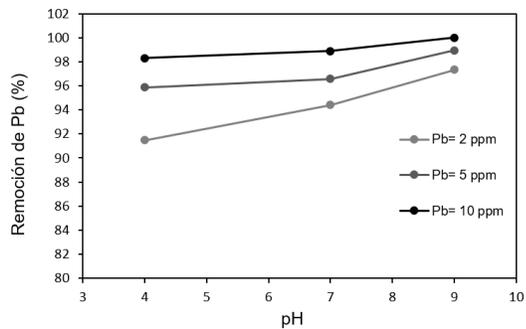


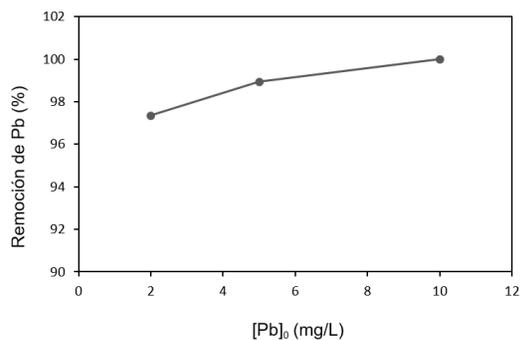
Figura 1. Procedimiento experimental en la adsorción de plomo con ZP (zeolita pre-tratada)



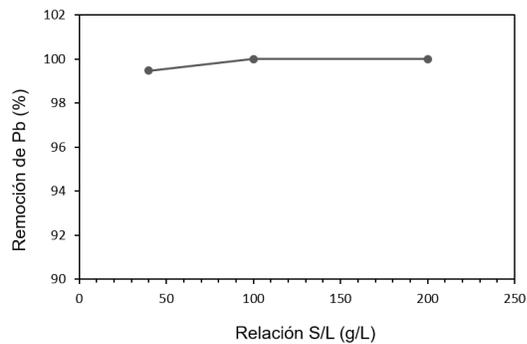
a) Condiciones: $[Pb]_0 = 10 \text{ mg/L}$, $T = 25^\circ \text{ C}$, Zeolita = 5 g y $\text{pH} = 7$.



b) Condiciones: $T = 25^\circ \text{ C}$, Zeolita = 5 g y tiempo = 5 min.



c) Condiciones: $T = 25^\circ \text{ C}$, Zeolita = 5 g, tiempo = 5 min, y $\text{pH} = 9$.



d) Condiciones: $[Pb]_0 = 10 \text{ mg/L}$, $T = 25^\circ \text{ C}$, tiempo = 5 min, y $\text{pH} = 9$.

Figura 2. Efecto de los parámetros de adsorción en ZP (zeolita pre-tratada), Tiempo de contacto vs % de remoción de Pb (plomo) para ZN (zeolita natural) y ZP. b) pH vs % de remoción de Pb a diferentes concentraciones para ZP. c) $[Pb]_0$ vs % de remoción de Pb para ZP. d) Relación S/L vs % de remoción de Pb para ZP.

Referencias

- Alvarado J., Sotelo M., Meza D., Maurbert M. y Paz F. A. (2013). Evaluación de la potencialidad de una chabasita natural mexicana en la remoción de plomo en agua. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 29 (2), 201-210. ISSN 0188-4999.
- Cruz H.I., Javier M.S., Luis D.I., Gil M. de J., Pérez A.D., Ponce Y.G., (2017). Remoción de plomo en agua a partir de material nanoestructurado, nanotubos de carbono soportados en zeolita natural. *Av. cien. ing.:* 8(2), 21-27. ISSN: 0718-8706.
- Gul, I., et al. (2020). Enhanced phytoremediation of lead by soil applied organic and inorganic amendments: Pb phytoavailability, accumulation and metal recovery. *Chemosphere*, 258, 127-405. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127405>
- Günay A., Arslankaya E. y Tosun I. (2007). Lead removal from aqueous by natural and pretreated clinoptilolite: Adsorption equilibrium and kinetics. *J. Hazard. Mater.* 146 (1-2), 362-371. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2006.12.034
- Mejía F., Valenzuela J., Gomez A., Meza D. y Wendell P. (2013). Adsorption of arsenic on pre-treated zeolite at different pH levels. *Chemical Speciation and Bioavailability* 25 (4), 280-284. DOI: 10.3184/095422913X13840126102755
- Pandey, P. K., Sharma, S. K., Sambhi, S. S. (2015). Removal of lead (II) from waste water on zeolite-NaX. *Journal of Environmental Chemical Engineering.* Delhi, India. (3) 2604-2610.
- Pérez, L.R., Nieto, J.M., López, M.J., Díaz, M.J., Sarmiento, A.M., Oliveira, V. (2011). Evaluation of heavy metals and arsenic speciation discharged by the industrial activity on the Tinto-Odiel estuary. Spain. *Mar Pollut. Bull.* (2) 405-11.
- Téllez, M. et al. (2017). Intoxicación por plomo y nivel de marginación en recién nacidos de Morelo, México. *Salud Pública de México.* 59 (217-226). <https://scielosp.org/article/spm/2017.v59n3>

Capítulo VIII. Elaboración de carbón activado granular a base de *Prosopis laevigata* para la adsorción de anilina.

Perla Alejandrina Gonzalez Tineo¹; Edna Rosalba Meza Escalante¹; Andrés Cirilo Duarte Ruiz¹; Héctor Saúl Leal Cota¹; Yedidia Villegas Peralta¹

¹Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, Av Antonio Caso 2266, Itson, 85137 Cd Obregón, Sonora México.

*Autor de correspondencia: perla.gonzalez11710@potros.itson.edu.mx

Resumen

La eliminación de la anilina de las aguas residuales es de gran importancia para la industria ya que se trata de un compuesto altamente tóxico. Por lo anterior, este estudio tuvo como objetivo explorar el potencial del mezquite como biomasa para la elaboración de carbón activado, con el fin de utilizarlo en la adsorción de anilina en una solución acuosa. Para este experimento, se consideró la influencia de importantes parámetros experimentales, incluida la concentración inicial de anilina (1 mg/L), el tiempo de contacto y el pH de la solución. Los resultados mostraron que con el valor de pH ácido de la solución (< 6), la eficiencia de eliminación de anilina mejoró más del 50%. Mientras que la capacidad máxima de adsorción del carbón activado de mezquite fue del 90% a 5 mg/L de anilina. Adicionalmente, para comparar los resultados de adsorción con carbón activado de mezquite se utilizó como referencia ensayos adicionales con carbón activado comercial (granular y en polvo). Los resultados mostraron que el carbón activado granular y el carbón activado en polvo en la misma concentración de 5 mg/L tenían una eficiencia similar a las del carbón activado de mezquite (> 90% respectivamente). Sin embargo, se observó que a mayor concentración (> 5 mg/L) la eficiencia del carbón activado de mezquite disminuye hasta en un 20%.

En general, se concluyó que el carbón activado elaborado a partir de mezquite puede ser una opción económica para ser utilizada como tratamiento en la adsorción de compuestos orgánicos similares a la anilina, al menos en concentraciones de 1 a 5 mg/L.

Palabras clave: Anilina, adsorción, carbón activado granular

Production of granular activated carbon from *Prosopis laevigata* for adsorption of aniline

Abstract

Removal of toxic aniline from wastewater is of great importance in industrial manufacture. In this context, this study was aimed to explore the potential of mezquite as a source of biomass for the elaboration of activated carbon as well as its application in adsorption of aniline from aqueous solution. The influence of important experimental parameters, including initial aniline concentration (1 mg/L), contact time and solution pH was considerate. The results showed that with acid pH value of the solution (< 6), the aniline removal efficiency was improved more than 50%. The maximum adsorption capacity of activated carbon of mesquite was 90% at 5 mg/L of aniline. To compare the adsorption results with those obtained from commercial activated carbon (granular and powdered) similar batch experiments were also conducted. The results showed that granular activated

carbon and powdered activates carbon in the same concentration of 5 mg/L had an efficiency similar above to 90% respectively. Nevertheless, to higher concentration > 5 mg/L the efficiency of mezquite activated carbon decrease up to 20%. Therefore, can be an economic option for the production of activated carbon and the adsorption of organic compounds in concentrations of 1 to 5 mg/L.

Key words: Aniline, adsorption, granular activated carbon

Introducción

La anilina (AN) ha sido ampliamente utilizada como materia prima o producto intermedio en la síntesis de compuestos orgánicos, incluidos poliuretanos, colorantes, antioxidantes, aditivos de caucho, resinas, perfumes, herbicidas, fungicidas y plaguicidas (Tang *et al.*, 2010, Liu *et al.*, 2012a, 2012b; Liu *et al.*, 2018). Sin embargo, alrededor de 30 000 toneladas de anilina se descargan anualmente de las aguas residuales domésticas e industriales en el mundo (Hussain, 2018). La problemática con el uso de este compuesto es su alto nivel de toxicidad y su estructura recalcitrante que provoca efectos negativos en el medio ambiente y en la salud humana, por lo que se clasifica a esta sustancia como un compuesto contaminante prioritario (Suresh *et al.*, 2013). La Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) catalogó la AN como un compuesto cancerígeno del grupo 2B debido a su potencial mutagénico y cancerígeno. Mientras que, en el medio ambiente específicamente en los cuerpos de agua, se ha demostrado que su presencia incluso en concentraciones muy bajas, es dañina para la vida acuática (An *et al.*, 2009). En este sentido, tradicionalmente, las aguas residuales que contienen anilina han sido tratadas mediante diversos procesos como la fotodescomposición (Chu *et al.*, 2007), electrólisis (Han *et al.*, 2006), oxidación (Zhu *et al.*, 2019), biodegradación (Wang *et al.*, 2011) y adsorción entre otras técnicas (Al-Johani & Salam 2011), siendo la adsorción una de las más eficaces a escala industrial o de laboratorio (Shahin & Chinenye 2018). Este proceso ha demostrado ser una de las opciones más prometedoras para la eliminación de contaminantes orgánicos, debido a su bajo costo y alta eficiencia (Yakout *et al.*, 2013). El método de adsorción depende significativamente del material de adsorción, mientras que los materiales existentes se ven afectados por problemas como el alto costo y la baja capacidad de adsorción (Gulshan *et al.*, 2010). En este sentido, los procesos de adsorción que involucran carbón activado indican una fuerte capacidad de adsorción para compuestos como la AN (Wu *et al.*, 2019). Sin embargo, las materias primas de carbón activado tradicionales pueden llegar a ser costosas, lo que hace que el uso de biomasa de fuentes disponibles en la región para la elaboración de carbón activado atraiga una atención significativa. Por ejemplo, cáscara de nuez (Kumar & Jena, 2016), cáscara de maní (Cai *et al.*, 2019), mazorca de maíz (Li *et al.*, 2019), semilla de albaricoque (Sabermahani *et al.*, 2017) etc, cada una propia de la región de estudio. En este contexto, en este trabajo se elaboró Carbón Activado Granular a base de mezquite (GACM) (*Prosopis laevigata*), el cual se encuentra abundantemente en esta región del país. Principalmente puede

observarse en las regiones áridas y semiáridas de México como el estado de Sonora, Chihuahua y Baja California norte y sur. La finalidad de la elaboración del carbón activado fue la eliminación de AN en concentraciones superiores a las que se encuentra en el medio ambiente. Además, se comparó la eficiencia del mismo con otros carbones comerciales y de origen mineral.

Material y métodos

Elaboración del CAGM.

Se tomó como referencia la metodología propuesta por Asimbaya *et al.* (2015). Como materia prima se utilizó leña de mezquite (*Prosopis Lagataeavi*), misma que fue sometida a un proceso de reducción de tamaño de partícula. Posteriormente, el material se lavó y se secó a 103 ± 2 °C durante 12 h. A continuación, se pesaron 50 g del aserrín de mezquite y se impregnó con ácido fosfórico al 85% (H_3PO_4) para su activación química con el fin de obtener un mayor rendimiento de carbón activado. Finalmente, se cubrió el recipiente con un film plástico y se dejó impregnar durante 24 h. Una vez realizada la impregnación, se llevaron las muestras a una mufla a 500 °C para realizar la activación física mediante carbonización y se mantuvo a esta temperatura durante 2 h. Transcurrido el tiempo, se retiraron los carbones obtenidos y se los llevó a un desecador para que se enfriaran hasta alcanzar temperatura ambiente. Por último, se les realizaron lavados con agua destilada caliente para eliminar el ácido fosfórico residual y alcanzar un valor de pH entre 6 y 7. Finalmente, se secaron los carbones resultantes a una temperatura de 103 ± 2 °C durante 12 h y se enfriaron en el desecador hasta alcanzar la temperatura ambiente.

Ensayos de adsorción con carbón activado.

Los ensayos se llevaron a cabo bajo diferentes concentraciones de anilina de 1, 5 y 10 mg/L. Cada botella contó con un volumen de trabajo de 100 mL que se puso en contacto con 0.5 g de CAGM, el cual actuó como adsorbente durante 24 h y con agitación de 50 RPM (por duplicado). Se tomaron mediciones cada 1, 2, 6, 12 y 24 h. La concentración de AN se determinó usando un espectrofotómetro UV-visible. Las medidas de absorbancia se tomaron a una longitud de onda 192 nm. La tasa de eliminación se calculó de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\text{Eliminación de AN (\%)} = \frac{C_0 - C_1}{C_0} \times 100 \quad (\text{Ecuación 1})$$

Dónde: C_0 (mg/L) es la concentración inicial del adsorbente y C_1 (mg/L) la concentración final.

Adicionalmente los ensayos fueron llevados a cabo bajo diferentes condiciones de pH (2, 4, 6 y 8). Por último, se realizó una comparación de la eficiencia de eliminación del GACM con carbón activado en polvo y granular de origen comercial para analizar la diferencia.

Resultados y discusión

Características del CAGM

Se obtuvieron aproximadamente 120 g de carbón activado por cada muestra procesada de 250 gr de aserrín de mezquite. Lo anterior implica un rendimiento cercano al 50%, similar a lo obtenido con materiales como cáscara de naranja y calabaza (Peña *et al.*, 2012; Arévalo *et al.*, 2020), pero inferior a lo obtenido con cáscara de coco (Velazquez *et al.*, 2007). Esto sugiere que la producción de carbón activado a partir de mezquite podría reemplazar a algunos otros materiales. Adicionalmente el CAGM presentó una densidad aparente de 0.26 g/cm³, 93.51% de carbón fijo, 6.48% de contenido de cenizas y 12.86% de humedad. Respecto al contenido de cenizas, se ha reportado que, a mayor contenido de esta, la capacidad de adsorción suele disminuir; por lo tanto, se recomienda usar un carbón activado con bajo contenido de cenizas (alrededor de 5%) (Gratiso *et al.*, 2008). Por otro lado, la humedad es un parámetro importante ya que se considera que valores superiores al 15% disminuyen la capacidad de adsorción (Valdivieso, 2012).

Así mismo, la granulometría realizada indicó que un 17.36% del producto obtenido tenía un tamaño de partícula de 2 mm, 38% 0.841 mm, 12% 0.595 y 24% 0.250 mm, correspondiente a las mallas número 10, 20, 30 y 60 respectivamente. Para las pruebas de adsorción se utilizó el tamaño de partícula de 2 mm lo que corresponde a un carbón activado granular. Cabe resaltar que la determinación del área superficial aún se encuentra en proceso de análisis a través de espectroscopía FTIR.

Ensayos de adsorción con carbón activado.

El pH de la solución afecta la carga de la superficie de los adsorbentes, así como el grado de ionización y especiación de los diferentes contaminantes (Gallo *et al.*, 2015), por lo que se realizaron las pruebas de adsorción a diferentes valores de pH de 2 a 8. En estudios preliminares, resultados indicaron que a pH superiores a 8 (resultados no mostrados) no se favoreció la adsorción de la AN, mientras que a pH inferiores de 4 y 2 el proceso logró incrementar su eficiencia de 52 a $\geq 80\%$, misma que disminuyó con el aumento de concentración de AN a 10 mg/L (Tabla 1). Sun *et al.* (2021) observaron un comportamiento similar, realizando ensayos de adsorción con carbón activado en un rango de pH de 2 a 12 unidades notando que la capacidad de adsorción aumentó en el rango de 2 a 5 unidades, mientras que a partir de pH 5 la capacidad decreció hasta en un 10%. Según este autor, cuando el pH es inferior a 5 las interacciones electrostáticas ocurren cargando positivamente la solución con AN, mientras que el carbón activado se carga negativamente conduciendo a la adsorción. Por otra parte, cuando el pH es mayor a 5 las interacciones electrostáticas son débiles entre el adsorbente y la solución y una cantidad significativa de OH⁻ presente en las soluciones más alcalinas se combinan con la AN ocupando una mayor cantidad de sitios de adsorción lo que debilita la misma.

Otro factor que influyó en la adsorción de AN fue el tamaño de partícula del carbón activado, ya que el Carbón Activado en Polvo (PAC) de origen comercial utilizado en las pruebas como

comparativa fue más eficiente que los carbones granulares tanto comercial (GAC) como GACM. Wu *et al.* (2012), estudió el efecto del tamaño de partícula en la adsorción de AN con carbón activado en cinco rangos de tamaño o número de malla desde 6 hasta 220. Los resultados mostraron que las eficiencias de eliminación de AN aumentaron gradualmente con la disminución del tamaño de partícula, siendo el carbón activado con características de polvo quien obtuvo mejores eficiencias ($\geq 85\%$) a la máxima concentración fijada (10 mg/L).

Efecto del tiempo de contacto

Para determinar el tiempo de equilibrio de máxima adsorción y estudiar la cinética del proceso, la adsorción de anilina con carbón activado fue estudiada también en función del tiempo de contacto (1, 2, 6, 12 y 24 h). La adsorción de anilina en carbón activado aumentó con el tiempo logrando el equilibrio entre las 6 y las 12 h. Adicionalmente, se encontró que, durante la etapa inicial de reacción, muchos sitios superficiales vacantes estaban disponibles para la adsorción por lo que la tasa de adsorción fue rápida y la mayor cantidad de anilina fue adsorbida durante las primeras horas. Sin embargo, con el paso del tiempo la velocidad de adsorción disminuyó probablemente debido a que la mayoría de los sitios disponibles estaban ocupados por el adsorbato (anilina). Contrastando con estos resultados Tarlani *et al.* (2016) encontró tiempos de equilibrio de 1 hora a 15 h utilizando bentonita y carbón activado respectivamente para la adsorción de AN.

Conclusiones

- El pH influyó en la adsorción de la AN, siendo los pH inferiores a 5 los que favorecieron una mayor adsorción.
- A mayor concentración de AN menor eficiencia de remoción siendo más eficiente el PAC > GAC > GACM con una eficiencia máxima de remoción de 85.42%, 82% y 59.7% a 10 mg/L.
- En general, con una concentración máxima de 5 mg/L de AN el CAGM tuvo un funcionamiento similar al de los carbones minerales de origen comercial por lo que es una alternativa económica para ser utilizada como adsorbente en el tratamiento de compuestos como la AN y similares.

Tablas**Tabla 1.** Remoción de anilina en los diferentes tipos de carbón activado

Tipo de Carbón	pH	Co. Inicial (mg/L)	Co. final (mg/L)	Eliminación (%)	Coefficiente de variación (%)
GAC Mesquite	6		0.65	52.99 ± 0.12	17.76
	4	1.38	0.3	$<80 \pm 0.02$	7.64
	8		1.59	No se observó remoción	
PAC	6		0.66	44.68 ± 0.09	13.08
	4	1.19	0.2	83.04 ± 0.13	63.98
	2		0.8	93.7 ± 0.01	8.49
GAC	6		0.5	66.84 ± 0.09	17.96
	4	1.52	0.32	79.05 ± 0.02	7.11
	2		0.31	89.79 ± 0.01	0.74
GAC Mesquite	6		1.82	65.91 ± 0.091	10.1
	4	5.34	Indetectable	$>90 \pm 0.28$	9.4
	2		Indetectable	$>90 \pm 0.028$	12.1
PAC	6		0.99	82.82 ± 0.14	14.05
	4	5.91	Indetectable	$>90 \pm 0.03$	2.7
	2		Indetectable	82.96 ± 0.03	2.7
GAC	6		1.01	82.76 ± 0.43	9.21
	4	5.86	Indetectable	$>90 \pm 0.52$	7.21
	2		Indetectable	$>90 \pm 1.21$	13.23
GAC Mesquite	6		6.23	41.88 ± 1.05	18.21
	4	10.72	4.32	48.23 ± 1.01	10.54
	2		5.55	59.70 ± 0.98	7.52
PAC	6		4.33	72.82 ± 0.14	14.05
	4	9.96	1.82	82.96 ± 0.03	2.7
	2		2.23	89.96 ± 0.03	2.7
GAC	6		4.52	50.38 ± 0.52	6.21
	4	9.11	2.21	75.74 ± 0.56	5.41

2	1.33	85.40 ± 0.46	3.21
---	------	--------------	------

Referencias

- Asimbaya, C., Rosas, N., Endara, D., & Guerrero, V. H. (2015). Obtención de carbón activado a partir de residuos lignocelulósicos de canelo, laurel y eucalipto. *Revista Politécnica*, 36(3), 24-24.
- Arévalo, F. H., & Reátegui, K. (2020). Calidad y rendimiento del carbón activado de la cáscara del fruto de calabaza (*Cucurbita ficifolia*) obtenido por método químico. *Revista Forestal del Perú*, 35(1), 21-30.
- Al-Johani, H., & Salam, M. A. (2011). Kinetics and thermodynamic study of aniline adsorption by multi-walled carbon nanotubes from aqueous solution. *Journal of Colloid and Interface Science*, 360(2), 760-767.
- Ahmadi, S., & Igwegbe, C. A. (2018). Adsorptive removal of phenol and aniline by modified bentonite: adsorption isotherm and kinetics study. *Applied Water Science*, 8(6), 1-8.
- Chu, W., Choy, W. K., & So, T. Y. (2007). The effect of solution pH and peroxide in the TiO₂-induced photocatalysis of chlorinated aniline. *Journal of hazardous materials*, 141(1), 86-91.
- Gulshan, F., Yanagida, S., Kameshima, Y., Isobe, T., Nakajima, A., & Okada, K. (2010). Various factors affecting photodecomposition of methylene blue by iron-oxides in an oxalate solution. *Water research*, 44(9), 2876-2884.
- Hussain, I., Zhang, Y., Li, M., Huang, S., Hayat, W., He, L., ... & Du, M. (2018). Heterogeneously degradation of aniline in aqueous solution using persulfate catalyzed by magnetic BiFeO₃ nanoparticles. *Catalysis today*, 310, 130-140.
- Han, Y., Quan, X., Chen, S., Zhao, H., Cui, C., & Zhao, Y. (2006). Electrochemically enhanced adsorption of aniline on activated carbon fibers. *Separation and purification technology*, 50(3), 365-372.
- Kumar, A., & Jena, H. M. (2016). Preparation and characterization of high surface area activated carbon from Fox nut (*Euryale ferox*) shell by chemical activation with H₃PO₄. *Results in Physics*, 6, 651-658.
- Liu, J., et al., 2012a. Hemoglobin immobilized with modified “fish-in-net” approach for the catalytic removal of aniline. *J. Hazard Mater.* 217–218, 156–163.
- Liu, Q.Y., et al., 2012b. Combined photo-fenton and biological oxidation for the treatment of aniline wastewater. *Procedia Environmental Sciences* 12, 341–348.
- Liu, Y., Zhang, H., Sun, J., Liu, J., Shen, X., Zhan, J., ... & Li, P. (2018). Degradation of aniline in aqueous solution using non-thermal plasma generated in microbubbles. *Chemical Engineering Journal*, 345, 679-687.
- Li, F., Wang, H., Zhang, Y., & Wang, Q. (2019). Preparation of desulfurizing activated carbon from corn stalk and characterization of desulfurizing structure. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 27(1), 33-40.
- Miguel-Gallo, Y., Rico, I. R., & García, J. P. (2017). Influencia del pH y la temperatura en la adsorción de fenol en agua utilizando ceniza de bagazo de caña de azúcar. *Afinidad*, 74(579).

- Peña, K. J., Giraldo, L., & Moreno, J. C. (2012). Preparación de carbón activado a partir de cáscara de naranja por activación química. Caracterización física y química. *Revista Colombiana de Química*, 41(2), 311-323.
- Sabermahani, F., Mahani, N. M., & Noraldiny, M. (2017). Removal of thallium (I) by activated carbon prepared from apricot nucleus shell and modified with rhodamine B. *Toxin reviews*, 36(2), 154-160.
- Suresh, S., Srivastava, V. C., & Mishra, I. M. (2013). Removal of 4-nitrophenol from binary aqueous solution with aniline by granular activated carbon using Taguchi's design of experimental methodology. *Theoretical Foundations of Chemical Engineering*, 47(3), 284-290.
- Sun, Z., Qu, K., Cheng, Y., You, Y., Huang, Z., Umar, A., ... & Guo, Z. (2021). Corn-cob-derived activated carbon for efficient adsorption dye in sewage. *ES Food & Agroforestry*, 4, 61-73.
- Tang, H., Li, J., Bie, Y., Zhu, L., & Zou, J. (2010). Photochemical removal of aniline in aqueous solutions: switching from photocatalytic degradation to photo-enhanced polymerization recovery. *Journal of hazardous materials*, 175(1-3), 977-984.
- Tarlani Azar, M., Leili, M., Taherkhani, F., & Bhatnagar, A. (2016). A comparative study for the removal of aniline from aqueous solutions using modified bentonite and activated carbon. *Desalination and Water Treatment*, 57(51), 24430-24443.
- Velásquez, J., Mejía, L. A., Carrasquilla, F., López, R., & Garcés, B. (2007). Obtención de carbón activado a partir de cáscara de coco pretratada con vapor.
- Yakout, S. M., Daifullah, A. A. M., & El-Reefy, S. A. (2013). Adsorption of naphthalene, phenanthrene and pyrene from aqueous solution using low-cost activated carbon derived from agricultural wastes. *Adsorption Science & Technology*, 31(4), 293-302.
- Wu, Y. C., Jiang, S. S., Luo, S. Z., Song, R. J., & Li, J. H. (2019). Transition-metal-and oxidant-free directed anodic C–H sulfonylation of N, N-disubstituted anilines with sulfates. *Chemical Communications*, 55(61), 8995-8998.
- Wu, G. Q., Zhang, X., Hui, H., Yan, J., Zhang, Q. S., Wan, J. L., & Dai, Y. (2012). Adsorptive removal of aniline from aqueous solution by oxygen plasma irradiated bamboo based activated carbon. *Chemical Engineering Journal*, 185, 201-210.

Área temática: Gestión ambiental

Capítulo IX. Incremento de la Disponibilidad Media Anual en el Acuífero Morelia – Queréndaro (1602) Mediante la Implementación de la Restauración Ambiental

Omar Said Marín Leyva^{1*}

¹División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Derecho y Ciencias Sociales de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Hospitales, Vasco de Quiroga S/N, 58230, Morelia, Michoacán, México.

*Autor de correspondencia: 0848563f@umich.mx

Resumen

El déficit presente en el acuífero Morelia – Queréndaro (1602), de -10,205,048 m³ producto de la extracción no renovable del acuífero, demuestra que la administración ambiental ha incumplido con los deberes de proteger el bien jurídico ambiental, y origina la necesidad de la implementación de una dirección de restauración ambiental. En este trabajo se realizó la determinación del impacto de una restauración ambiental a través de un programa de reforestación de especies arbóreas nativas del sitio de estudio localizado en el área natural protegida la Mintzita, Morelia Michoacán, se modelaron dos escenarios, en el primer escenario se determinó la captación anual de agua en condiciones de uso y tipo de suelo actuales, y en el segundo escenario con un uso y tipo de suelo restablecidas, en base a una restauración ambiental mediante un programa de reforestación, resultando un decremento en el volumen anual de escurrimiento, produciendo de esta manera un incremento en el volumen captación anual de agua y una recarga del recurso hídrico en la disponibilidad media anual en el acuífero Morelia – Queréndaro (1602) del 12. 3% en función de la restauración ambiental.

Palabras claves: *restauración ambiental, disponibilidad media anual, volumen de captación anual, volumen anual de escurrimiento, programa de reforestación*

Increase in Average Annual Availability in the Morelia-Queréndaro Aquifer (1602) Through the Implementation of Environmental Restoration

Abstract

The deficit in the Morelia - Queréndaro aquifer (1602), of -10,205,048 m³ from the non-renewable extraction of the aquifer, shows that the environmental administration has failed to protect the environmental legal good, with taking us to the need of the implementation of a management of environmental restoration. In this article, the impact of an environmental restoration was determined through a reforestation program of native tree species from the study site located in the protected natural area of La Mintzita, Morelia Michoacán, two scenarios were modelled, in the first scenario, the annual water collection under current land use and type conditions was determined, and in the second scenario with a restored land use and type, based on an environmental restoration through a reforestation program, resulting in a decrease in the annual volume of runoff, thus producing an increase in the volume of annual water collection and a recharge of the water resource in the average annual availability in the aquifer Morelia - Queréndaro (1602) of 12. 3% depending on environmental restoration.

Key words: *environmental restoration, annual average availability, annual uptake volume, annual runoff volume, reforestation program.*

Introducción

Actualmente la legislación ambiental del Estado de Michoacán de Ocampo enfrenta desafíos relacionados en su forma de administrar la justicia ambiental, ya que dentro de su marco jurídico ambiental estatal, encargado de regular la mitigación de los impactos ambientales derivados por los daños de actividades antropogénicas manifestadas ante la autoridad ambiental, ha mostrado inconsistencias en dos ejes claves de la administración de justicia ambiental, el primero de ellos corresponde a: la falta de evaluación técnica por parte de la autoridad ambiental del instrumento técnico – jurídico – administrativo, denominado manifestación de impacto ambiental (PROFEPA, 2019), el cual es presentado por una persona física o moral, conllevando a que las medidas de mitigación ambiental propuestas en el instrumento, no sean equivalentes a los daños medioambientales producidos por el promovente (Lozano & Alliturrias, 2016), y el segundo eje con el incumplimiento de las etapas administrativas de inspección y vigilancia por parte de la autoridad ambiental. El presente artículo justifica técnica y administrativamente la necesidad de la implementación de una dirección de restauración ambiental, en la dependencia gubernamental estatal, que tenga la finalidad de seleccionar zonas específicas, con prestaciones de altos servicios ecosistémicos, para establecer medidas ambientales compensatorias derivadas de los impactos antropogénicos manifestados ante la autoridad, además de dar cumplimiento a las etapas administrativas de inspección y vigilancia.

El agotamiento de las reservas de agua subterránea ocurre cuando la extracción excede la recarga, la variabilidad climática y los cambios de tipo y uso de suelo, asociados a deforestación, conducen a la pérdida de funciones clave del ecosistema (servicios ecosistémicos), al cambiar los patrones de escorrentía o intensificar la carga de nutrientes de los acuíferos (Kong *et al.*, 2022), desempeñando acciones negativas directas en la captabilidad de agua de las mismas. La mayor parte del agotamiento de las aguas subterráneas a largo plazo se debe a la extracción intensiva del recurso hídrico. La tasa de agotamiento de las reservas totales de agua subterránea en todo el mundo es notable: a principios de este siglo, las estimaciones oscilaban entre 100 y 200 km³/año, alrededor del 15-25 % de la extracción total de agua subterránea (Connor & Miletto, 2022). Actualmente el acuífero Morelia – Queréndaro (1602), presenta un déficit de -10,205,048 m³ medios anuales que se están extrayendo a costa del almacenamiento no renovable del acuífero (CONAGUA, 2020). La restauración ambiental es una serie de acciones desarrolladas con el objetivo de recuperar los ecosistemas a su estado original, los cuales han sido alterados de forma natural o con acciones antropogénicas, así, la restauración ambiental requiere del conocimiento de las condiciones ambientales originales de dichos ecosistemas, para aplicar estrategias que permitan restablecer su entorno ambiental original (Elena *et al.*, 2022). La restauración ambiental en base a una reforestación, se establece como una medida eficaz hacia una vía de

sustentabilidad y preventiva a la pérdida de biodiversidad, protección e incremento del rendimiento de los servicios ecosistémicos como: la captura de carbono, la protección y el mantenimiento de los recursos hídricos (Nunes *et al.*, 2020). En este estudio se pretende determinar cuál es el impacto de la restauración ambiental en la disponibilidad media anual de agua en el acuífero de Morelia – Queréndaro (1602). En el apartado dos de este artículo se explica la metodología, la cual consiste en realizar un modelado en un sitio de estudio titulado: polígono a restaurar, localizado en el área natural protegida la Mintzita, en la localidad de Morelia, con la finalidad de determinar la disponibilidad media anual de agua en función del volumen de captación anual de agua que incrementa con la disminución del volumen de escurrimiento anual; planteando dos escenarios, en el primer escenario se determina la captación anual de agua en condiciones de uso y tipo de suelo actuales, y un segundo escenario con un uso y tipo de suelo restablecido, en base a una restauración ambiental mediante un programa de reforestación; en el apartado tres, se presentan los resultados obtenidos de la modelación de ambos escenarios, además de los gráficos ilustrativos correspondientes con la finalidad de comprender la variabilidad de los resultados; y finalmente en el apartado cuatro, se discuten los resultados, retos y perspectivas a futuro.

Material y métodos

Delimitación del sitio de estudio

La Mintzita está localizada al Suroeste de la ciudad de Morelia Michoacán, forma parte de la subcuenca del lago de Cuitzeo, tributario de la Cuenca Lerma-Chapala-Santiago, formando parte del acuífero Morelia-Queréndaro (1602) (Marín Togo & Blanco García, 2009). La delimitación propuesta está definida en base de los servicios ecosistémicos del área natural protegida (ANP), manantial la Mintzita, el sitio de estudio exhibe una vegetación de bosque tropical caducifolio (Bahena-Fraga, 2010), este tipo de entorno presenta como sus principales servicios ecosistémicos: la retención, protección y mejora de almacenamiento del agua (Romero-Duque *et al.*, 2015), el área comprendida del polígono consta de 129,167.84 m² (Figura 1). Las características físicas del sitio de estudio se presentan en la Tabla 1.

Selección de datos

La construcción del polígono se efectuó mediante la vinculación de los sistemas de información geográfica: Google earth y el sistema de información geográfica para la evaluación del impacto ambiental, (GOOGLE, 2022; SEMARNAT, 2022) esto permitió el conocimiento de las características físicas mediante un análisis espacial del mismo.

Método para determinar la disponibilidad media anual de las aguas nacionales, (SEMARNAT, 2015).

En el sitio de estudio se llevó a cabo un modelado con dos escenarios, el primero de ellos con características de uso tipo de suelo actuales y el segundo escenario consecuente a la

restauración ambiental. El propósito de los dos escenarios es validar un aumento de la disponibilidad media anual de agua en *función* de la restauración ambiental.

Una función es una regla o una correspondencia, que relaciona dos conjuntos, de tal manera que a cada elemento del primer conjunto corresponde uno y sólo un elemento del segundo conjunto, es decir, una relación funcional, es una relación univalente (Zill, 1987), así encontramos que la disponibilidad media anual de agua en el acuífero tendrá un valor de volumen, en un instante determinado, a condiciones determinadas, por ejemplo: condiciones del sitio actuales y condiciones ecosistémicas restauradas.

Una función (f), desde un conjunto X , hacia un conjunto Y , es una regla que asigna a cada elemento " x " en X un elemento único " y " en Y . El conjunto de elementos " x " se llama dominio de f . El conjunto de elementos correspondientes " y " en Y se denomina contradominio.

Sea f una función, el número " y " del contradominio que corresponde a un número " x " escogido en el dominio, es el valor de la función en " x ", o la imagen de " x " en " y ", y se denota por $Y = f(x)$. Con esto es posible avanzar en la idea de *función lineal*, la cual se denomina como aquella función matemática compuesta por variables de primer grado, una variable es una magnitud que, en el marco de un cierto conjunto, puede adoptar cualquier valor posible (Zill, 1987).

El valor de Y depende de la elección de " x ", por lo que se denomina variable dependiente; a " x " se le denomina variable independiente.

La importancia de las funciones radica en que permiten expresar una relación entre variables, pudiéndose desarrollar modelos matemáticos, que representen este vínculo, para este estudio las variables dependientes e independientes están descritas en la Tabla 2.

La disponibilidad media anual, de agua superficial en la cuenca hidrológica estará en función del volumen de captación anual, debido a que este volumen a su vez está en función de la restauración ambiental (ver Tabla 2).

Es importante mencionar, el volumen captación anual de agua, estará dado por la siguiente ecuación:

$$\text{Volumen de captación anual} = \text{precipitación anual} - \text{volumen de escurrimiento natural de la cuenca}$$

Ecuación (1)

Se empleó el método descrito en la NOM-011-CONAGUA-2015 para determinar el volumen medio anual de escurrimiento natural (SEMARNAT, 2015).

A continuación, se establece el método indirecto denominado: precipitación-escurrimiento para determinar el volumen medio anual de escurrimiento natural, a razón de ser el idóneo

por las características del sitio de estudio.

El volumen medio anual de escurrimiento natural se determinará con la siguiente expresión:

$$\text{Volumen anual de escurrimiento natural de la cuenca} = (\text{precipitación anual de la cuenca}) (\text{área de la cuenca}) (\text{coeficiente de escurrimiento})$$

Ecuación (2)

La variable de precipitación anual (P) en la cuenca se obtuvo de acuerdo al análisis espacial en el sistema de información geográfica para la evaluación del impacto ambiental, donde:

$$P = 806.3 \text{ mm}$$

Conforme a la metodología de la NOM-011-CONAGUA-2015, se calculó el coeficiente de escurrimiento en función del tipo de suelo y del volumen de precipitación anual del sitio estudio, dispuesto en la tabla “valores de *K* en función de tipo y uso de suelo” (ver anexo A) donde:

Si *K* resulta menor o igual que 0.15, el coeficiente de escurrimiento anual se determina de acuerdo a la siguiente expresión:

$$C_e = \frac{K(P - 250)}{2000}$$

Ecuación (3)

Si *K* es mayor que 0.15, el coeficiente de escurrimiento anual se expresa con:

$$C_e = K \frac{(P - 250)}{2000} + \frac{(K - 0.15)}{1.5}$$

Ecuación (4)

K: parámetro que depende del tipo y uso de suelo.

C_e: coeficiente de escurrimiento anual.

P: precipitación anual máxima.

Programa de reforestación para mitigar los cambios antropogénicos en el uso y tipo de suelo.

La reforestación es una estrategia de gran utilidad para disminuir los efectos ambientales negativos en los bosques naturales, reinsertando árboles en zonas impactadas (Mousavijad *et al.*, 2022), por ello se realizó un programa de reforestación, como medida de restauración ambiental del sitio de estudio presentado, este programa de reforestación se elaboró con el

propósito de proteger y contribuir a la estabilización y restauración de terrenos y la recuperación de servicios ecosistémicos (Comisión Nacional Forestal, 2010b).

De acuerdo al manual básico de prácticas de reforestación se determinó el diseño de la plantación, con la metodología tresbolillos (Comisión Nacional Forestal, 2010a)

Fórmula para determinar densidad tresbolillo:

$$\frac{Np}{ha} = \frac{10,000 m^2}{(d^2)(0.866)}$$

Ecuación (5)

Donde:

Np/ha = densidad (número de plantas por hectárea)

0.866 = valor de la tangente trigonométrica

d = distancia entre plantas

El número de árboles a sembrar vino dado por la siguiente expresión:

$$\text{Número de árboles a sembrar} = (\text{Densidad})(\text{Hectáreas totales a reforestar})$$

Ecuación (6)

Resultados y discusión

Modelado para la obtención del volumen de captación de agua en el primer escenario, en condiciones de uso y tipo de suelo actuales.

El sitio de estudio a restaurar actualmente cuenta con un uso del suelo agrícola, y un tipo de suelo pélico-vertisol.

En base al tipo de suelo, se determinó: un suelo tipo B de características medianamente permeables, tales como arenas de media profundidad, con un uso de suelo de cultivo en hilera, por lo cual el parámetro K tuvo un valor de 0.27 como se observa en la tabla A (ver anexo A).

Por lo tanto, el coeficiente de escurrimiento correspondió a:

$$C_e = 0.27 \frac{(806.3 - 250)}{2000} + \frac{(0.27 - 0.15)}{1.5} = 0.155$$

El área correspondiente al sitio de estudio fue de:

$$A = 129,167.846 m^2$$

Por lo tanto, el volumen anual de escurrimiento natural de la cuenca calculado fue de:

Volumen anual de escurrimiento natural de la cuenca

$$= \left(806.3 \frac{mm}{m^2}\right) (129,167.846 m^2)(0.155) = 16,142,945.306 mm$$

Debido a que un milímetro de agua equivale a vaciar un litro de líquido en un espacio de un metro cuadrado se obtuvo la siguiente equivalencia: 16,142,945.306 l.

Por lo tanto, el volumen anual de escurrimiento en m^3 correspondió a:

$$V = 16,142.945 m^3$$

La precipitación anual vino dada por la ecuación:

$$P_A = (P)(A)$$

Ecuación (7)

Por lo tanto:

$$P_A = \left(806.3 \frac{mm}{m^2}\right) (129,167.846 m^2) = 104,148,034.23 mm \text{ ó } 104,148,034.23 l$$

Por lo tanto, en m^3 :

$$P_A = 104,148.03 m^3$$

El volumen de captación anual para este escenario:

$$\text{Volumen de captación anual} = 104,148.03 m^3 - 16,142.945 m^3 = 88,005.1 m^3$$

Modelado para la obtención del volumen de captación de agua en el primer escenario, en condiciones de un uso y tipo de suelo restablecido, en base a una restauración ambiental mediante un programa de reforestación.

Especies seleccionadas para la reforestación.

El sitio de estudio destinado a restauración presentó una vegetación de bosque tropical caducifolio, alberga importantes especies arbóreas entre las cuales destacan el nogalillo (*Cedrela dugesii*) y el zapote prieto (*Diospyros xolocotzii*) (Bahena Fraga, 2010). De acuerdo a Dorado & Arias, (2006) para que la reforestación sea exitosa, las especies seleccionadas deben ser nativas y con características de tolerancia, por ello para ejecutar el plan de reforestación se seleccionaron las especies que se muestran en la Tabla 3.

Teniendo en cuenta lo anterior se determinó el diseño de la plantación, con la metodología tresbolillos (Comisión Nacional Forestal, 2010a), empleado la fórmula para determinar densidad tresbolillo.

La distancia entre planta y planta dependerá del espaciamiento que la especie demande al ser adulta, para nuestro caso, ésta distancia correspondió a 3 m, por lo tanto:

$$\frac{Np}{ha} = \frac{10,000 m^2}{(3 m)(3 m)(0.866)} = 1,283 \frac{\text{árboles}}{ha}$$

La superficie total del estudio correspondió a 12.92 ha, por lo tanto, el número de árboles comprendidos a sembrar correspondió a:

$$\text{Número de árboles a sembrar} = \left(1,283 \frac{\text{árboles}}{ha}\right) (12.92 ha) = 16,577 \text{ árboles}$$

Del total de árboles a sembrar el 50% corresponderá a Nogalillo y el otro 50% a zapote prieto, por lo que el número de árboles a plantar para cada especie correspondió a 8288 respectivamente.

De acuerdo a las experiencias de la CONAFOR en trabajos de reforestación, éste recomienda tener una reserva del 30% del número de especies en una proporción de 50 – 50, con la finalidad de sustituir los individuos que tengan problemática en su desarrollo, por lo tanto, la Tabla 4 muestra la reserva de especies para este estudio.

En base a lo anterior, es posible obtener una mayor densidad de árboles traduciéndose en una modificación de las características del tipo y uso del suelo.

Simulando la restauración ambiental del sitio de estudio a través de un programa de reforestación con las especies arbóreas, cedrela dugesii y diospyros xolocotzii, se obtuvo un valor de tipo de suelo B, con un parámetro $K = 0.16$ correspondiente a un uso de suelo de “Bosque cubierto en más del 75%”, como se observa en la tabla A (ver anexo A) y se realizaron los cálculos correspondientes:

Coefficiente de escurrimiento:

$$Ce = 0.16 \frac{(806.3 - 250)}{2000} + \frac{(0.16 - 0.15)}{1.5} = 0.0512$$

El volumen anual de escurrimiento natural de la cuenca calculado obtuvo valor de:

$$\begin{aligned} \text{Volumen anual de escurrimiento natural de la cuenca} \\ = \left(806.3 \frac{mm}{m^2}\right) (129,167.846 m^2)(0.0512) = 5,332,379.353mm \end{aligned}$$

Por lo tanto, el volumen anual de escurrimiento en m^3 correspondió a 5,332.38 m^3

Y el volumen de captación anual obtuvo un valor de:

$$\text{Volumen de captación anual} = 104,148.03 \text{ m}^3 - 5,332.38 \text{ m}^3 = 98,815.65 \text{ m}^3$$

La Tabla 9 presenta un resumen de los resultados obtenidos con la aplicación del método para determinar la disponibilidad media anual de las aguas nacionales

La Figura 2 representa el incremento del volumen de captación anual, una vez efectuada la restauración ambiental en el escenario 2. El incremento de volumen de captación anual produce un decremento en el déficit actual de la disponibilidad media anual del acuífero, reflejado a continuación en la Figura 3.

Volumen anual de escurrimiento.

Una vez aplicado el método para determinar la disponibilidad media anual de las aguas nacionales, en ambos escenarios, se determinó un decremento en el volumen anual de escurrimiento en el segundo escenario, lo cual influye directamente en el aumento del volumen de captación anual, diversos autores han estudiado los impactos asociados a los volúmenes de escorrentía; es el estudio realizado por Carrà *et al.*, (2022), se concretó que en una zona boscosa con impactos ambientales y disminución de especies arbóreas, aumentó el volumen de escorrentía, de igual manera Castellano *et al.* (2022) preciso que el cambio de uso a cultivos en zonas boscosas, influyen directamente en un aumento de escorrentía, en el estudio realizado por García Miranda & Miranda Rosales, (2018) se observó que el aumento de escorrentías en las zonas de recarga provoca daños a las aguas subterráneas y superficiales asociados a procesos de eutrofización artificial.

Volumen de captación anual.

En el contexto referente al volumen de captación anual se probó que existe un incremento de 10, 810.55 m³ en el escenario 2, en relación del escenario 1, dos trabajos coinciden con lo detallado en este estudio, Krauze & Wagner, (2019) y Weng *et al.* (2019) argumentan que la implementación de la restauración ambiental conforme a una reforestación favorece el restablecimiento de los ecosistemas, y sus servicios ecosistémicos, además de minimizar la escorrentía y aumentar la infiltración del recurso hídrico, de igual manera Lu *et al.* (2018) establecen que la restauración ambiental mediante una reforestación puede aumentar la captación de agua y recargar las aguas subterráneas profundas.

Disponibilidad media anual.

La disponibilidad media anual del acuífero Morelia – Queréndaro, es un reflejo de las actividades antropogénicas, que se han desarrollado a través del tiempo, el resultado de la disponibilidad media anual muestra un déficit del líquido vital, por lo cual, es necesario, tomar acciones de mitigación para decrementar el déficit, de acuerdo a los resultados del modelado en escenario 2, muestran que la implementación de la restauración ambiental, podría producir resultados benéficos en la reducción del déficit de la disponibilidad media anual del acuífero, como se observa en la Figura 3.

Retos actuales.

En coincidencia con (Lintz & Wirth, 2020) , uno de los mayores retos es la falta de un marco institucional ambiental efectivo que establezca acciones estratégicas y técnicas de restauración ambiental en sitios de alta prestación de servicios ecosistémicos que han sido impactados, con el propósito de mejorar la calidad ambiental, protección de la salud de las personas, la utilización equilibrada y racional de los recursos naturales, combatiendo los problemas locales, regionales y nacionales del medio ambiente (Lozano & Alliturrias, 2016).

Conclusiones

De acuerdo a los resultados obtenidos, se observó una disminución en el volumen anual de escurrimiento, asimismo un incremento del volumen captación anual de agua y un aumento en disponibilidad media anual en el acuífero Morelia – Queréndaro (1602) en función de la restauración ambiental, es por esto que desde la perspectiva del derecho administrativo ambiental, es de suma importancia que el medio ambiente y los recursos siempre estén protegidos y regulados a través de los principios de sustentabilidad, dirigiéndonos a una legislación, eficaz de proteger los recursos y además restaurar los daños ambientales, provocados por las actividades antropogénicas, en virtud de lo cual, se considera necesario y prioritario la actualización de la legislación y con ello la creación de una dirección de restauración ambiental, que interponga acciones estratégicas y técnicas de selección de sitios de restauración ambiental, con la finalidad de conservar el entorno ambiental, recursos naturales y los servicios ambientales que los ecosistemas le proporcionan a población, provocando un impacto social favorable en la salud de la sociedad, y un desarrollo económico sustentable.

Agradecimientos

Quiero agradecer a mi familia, a mis queridos padres, hermanos y mi novia María, quienes siempre han estado para mí, apoyándome en todo momento.

Tablas

Tabla 1. Características físicas del sitio de estudio.

Características físicas	Resultado de análisis
Uso de suelo	Agrícola – Forestal.
Tipo de suelo	Pélico – Vertisol. Medianamente permeables, tales como arenas de media profundidad.
Precipitación	806.3 mm
Vegetación	Bosque tropical caducifolio

*Características físicas a estudiar en el polígono seleccionado.
Fuente: SEMARNAT (2022).

Tabla 2. Variables dependientes e independientes empleadas para este estudio.

<i>función</i>	Variable dependiente	Variable Independiente
$Y=f(x)$	Y= disponibilidad media anual en el acuífero	x= restauración ambiental
$Y=f(x)$	Y= disponibilidad media anual en el acuífero	x= volumen de captación anual
$Y=f(x)$	Y= volumen de captación anual	x= restauración ambiental

*Fuente: Elaboración propia.

Tabla 3. Especies seleccionadas para la reforestación.

Especie	Cedrela dugesii	Diospyros xolocotzii
Familia	Meliaceae.	Ebanaceae.
Nombre común	Nogalillo.	Zapote prieto.
Suelos	Calcáreo, arcilloso, profundo, arenoso, negro-pedregoso, negro-arenoso, rojo-arcilloso, cafécalizo.	Suelos profundos, pedregosos y arcillosos.
Forma	Árbol caducifolio de 20 a 35 metros y hasta 45 metros altura.	Árbol dioico caducifolio de cuatro a 7 metros de altura.
Servicio ambiental	1. Mejora la fertilidad del suelo / Barbecho. 2. Permite la infiltración del agua. 3. Recuperación de terrenos degradados. 4. Conservación de suelo y control de la erosión.	1. Fijador de CO ₂ y liberador de O ₂ . 2. Permite la infiltración de agua. 3. Mitigador de la erosión del suelo. 4. Recuperación de terrenos degradados
Tolerancias	Resistente a: 1. Sequía. 2. Daño por termitas (madera cosechada). 3. Fuego. Tolerante a: 1. Suelos ácidos. 2. Suelos arcillosos. 3. Suelos someros. 4. Suelos compactados. 5. Exposición constante al viento. 6. Inundación temporal. 7. Sombra (adultos).	Resistente a: 1. Inundación temporal. 2. Sequía. Muy tolerante a condiciones secas bien marcadas. 3. Sombra. 4. Rocío salino. 5. Suelos calizos o calcáreos. 6. Suelos arenosos.

*Características de las especies seleccionadas para la reforestación

Fuente: CONABIO (2015), SEMARNAT (2018).

Tabla 4. Reserva de especies.

Especie en reserva	Número de árboles
Cedrela dugesii (nogalillo)	1243
Diospyros xolocotzii (zapote prieto)	1243

*Fuente: Elaboración propia.

Tabla 5. Resumen de los resultados obtenidos con la aplicación del método para determinar la disponibilidad media anual de las aguas nacionales.

Nombre de la variable	Modelado escenario 1	Modelado escenario 2
Parámetro que depende del uso y tipo de suelo (K)	0.27	0.16
Coeficiente de escurrimiento (ce)	0.155	0.0512
Área (m ²)	129,167.846	129,167.846
Precipitación anual (mm)	104,148.03	104,148.03
Volumen anual de escurrimiento (m ³)	16,142.945	5,332.38
Volumen de captación anual (m ³)	88,005.1	98,815.65
Disponibilidad media anual (m ³)	-10,205,048	-10,194,237.45

Referencias

- Bahena Fraga, Á. (2010). Programa de Manejo de la Zona Sujeta a Preservación Ecológica "Manantial La Mintzita" y su Zona de Amortiguamiento, del Municipio de Morelia, Michoacán.
- Carrà, B. G., Bombino, G., Lucas-Borja, M. E., Plaza-Alvarez, P. A., D'Agostino, D., & Zema, D. A. (2022). Prescribed fire and soil mulching with fern in Mediterranean forests: Effects on surface runoff and erosion. *Ecological Engineering*, 176, 106537. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2021.106537>
- Castellano, C., Bruno, D., Comín, F. A., Rey, M., & Jim, J. J. (2022). Agriculture , Ecosystems and Environment Environmental drivers for riparian restoration success and ecosystem services supply in Mediterranean agricultural landscapes. 337(December 2021). <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108048>
- Comisión Nacional Forestal. (2010a). Diseño de plantación. In *Prácticas de reforestación, manual básico básico*. (Primera ed, pp. 30–33).
- Comisión Nacional Forestal. (2010b). Proceso de planeación. In *Prácticas de reforestación, manual básico* (Primera ed, pp. 17–19).
- CONABIO. (2015). *Cedrela odorata*. Sierra, 1759, 386–389. http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/info_especies/arboles/doctos/36-melia2m.pdf
- CONAGUA. (2020). Actualización de la Media Anual en el Acuífero Morelia - Queréndaro (1602), Estado de Michoacán. (Issue 0710).
- Connor, R., & Miletto, M. (2022). Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2022: aguas subterráneas: hacer visible el recurso invisible; resumen ejecutivo. 2.
- Dorado, O., & Arias, D. (2006). Reforestar o restaurar para la recuperación ambiental. *Inventio*, 3, 41.
- Elena, C., González, P., Popular, U., Isabel, P., & Miranda, B. (2022). La restauración ecológica como estrategia ambiental para el mejoramiento de la calidad de vida. 6(3), 4.
- García Miranda, F. G., & Miranda Rosales, V. (2018). Eutrofización, una amenaza para el recurso hídrico. Volumen II de La Colección: Agenda Pública Para El Desarrollo Regional, La Metropolización y La Sostenibilidad, 35–367. http://ru.iiec.unam.mx/4269/1/2-Vol2_Parte1_Eje3_Cap5-177-García-Miranda.pdf
- GOOGLE. (2022). Google Earth (9.155.0.214).
- Kong, X., Ghaffar, S., Determann, M., Friese, K., Jomaa, S., Mi, C., Shatwell, T., Rinke, K., & Rode, M. (2022). Reservoir water quality deterioration due to deforestation emphasizes the indirect effects of global change. *Water Research*, 221(May), 1. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118721>
- Krauze, K., & Wagner, I. (2019). From classical water-ecosystem theories to nature-based solutions — Contextualizing nature-based solutions for sustainable city. *Science of the Total Environment*, 655, 697–706. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.187>
- Lintz, G., & Wirth, P. (2020). Sanierung alter Industrieregionen in Ostdeutschland.

- Regionalentwicklung in Ostdeutschland, 467–480. https://doi.org/10.1007/978-3-662-60901-9_36
- Lozano, B., & Alliturrias, J.-C. (2016). ADMINISTRACIÓN Y LEGISLACIÓN AMBIENTAL (9th ed.). DYKINSON, S.L.
- Lu, C., Zhao, T., Shi, X., & Cao, S. (2018). Ecological restoration by afforestation may increase groundwater depth and create potentially large ecological and water opportunity costs in arid and semiarid China. *Journal of Cleaner Production*, 176, 1213–1222. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.046>
- Marín Togo, M. del C., & Blanco García, A. (2009). Ficha informativa de los humedales de Ramsar, La Mintzita. 7(1999), 2. http://www.conanp.gob.mx/conanp/dominios/ramsar/docs/sitios/FIR_RAM SAR/Michoacan/La Minzita/LA_MINTZITA_FIR.pdf
- Mousavijad, M., LeBel, L., Lehoux, N., & Cloutier, C. (2022). Review of reforestation value chain planning and management: A conceptual framework. *Trees, Forests and People*, 8(April), 1. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100258>
- Nunes, S., Gastauer, M., Cavalcante, R. B. L., Ramos, S. J., Caldeira, C. F., Silva, D., Rodrigues, R. R., Salomão, R., Oliveira, M., Souza-Filho, P. W. M., & Siqueira, J. O. (2020). Challenges and opportunities for large-scale reforestation in the Eastern Amazon using native species. *Forest Ecology and Management*, 466(December 2019), 1. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118120>
- PROFEPA. (2019). Manifestación de Impacto Ambiental (MIA). <https://www.gob.mx/profepa/articulos/manifestacion-de-impacto-ambiental-mia>
- Romero-Duque, L., Batista, M., Vargas, J., Luque, V., Balvanera, P., & Moncaleano, A. (2015). Diversidad y Servicios Ecosistémicos del Bosque Tropical Seco. July 2016, 55.
- SEMARNAT. (2015). NORMA Oficial Mexicana NOM-011-CONAGUA-2015, Conservación del recurso agua-Que establece las especificaciones y el método para determinar la disponibilidad media anual de las aguas nacionales. (Vol. 8, Issue 108). <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/402/cuencas.html>
- SEMARNAT. (2018). PROGRAMA DE ACCION PARA LA CONSERVACIÓN DE LA ESPECIE ZAPOTE PRIETO, (*Diospyros xolocotzii*) (SEMARNAT & CONANP (eds.); primera ed).
- SEMARNAT. (2022). Sistema de Información Geográfica para la Evaluación del Impacto Ambiental. <https://mapas.semarnat.gob.mx/sigeia/#/sigeia>
- Weng, W., Costa, L., Lüdeke, M. K. B., & Zemp, D. C. (2019). Aerial river management by smart cross-border reforestation. *Land Use Policy*, 84(October 2018), 105–113. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.03.010>
- Zill, D. G. (1987). Funciones. In *Cálculo con Geometría analítica* (pp. 27–28). Grupo editorial Iberoamérica.

Área temática: Química Ambiental

Capítulo X. Efecto antibacteriano de óxido de grafeno y nanopartículas de hierro en membranas poliméricas

Julia Elizabeth Madueño Moreno¹; Alejandra García-García²; Germán Eduardo Dévora Isiordia¹; Jesús Álvarez Sánchez¹; María Magdalena Armendáriz-Ontiveros^{1*}

¹Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de Febrero 818 Sur, Cd. Obregón, Sonora, C.P. 85000, México. ²Laboratorio de síntesis y modificación de nanoestructuras y materiales bidimensionales. Centro de Investigación en Materiales Avanzados S.C. Parque PIIT, Apodaca Nuevo León, México, C.P. 66628.

*Autor de correspondencia: maria.armendariz@itson.edu.mx

Resumen

Se evaluó el efecto antibacteriano de membranas funcionalizadas con GO-FeNP. Se sintetizaron membranas con el método de polimerización interfacial (IP) con el material GO-FeNP ya que presenta propiedades capaces de disminuir el crecimiento microbiano en la superficie de las membranas. Se realizó bioensuciamiento acelerado en un sistema de flujo cruzado utilizando agua de mar del Mar de Cortez con una alta concentración de la cepa Bacillus Halotolerans MCC1 (10^9 CFU mL⁻¹). La superficie de las membranas se caracterizó con ángulo de contacto y rugosidad. La evaluación del efecto antimicrobiano, se determinó mediante pruebas de carbono orgánico total, el conteo bacteriano y la capa de Biofilm. Se obtuvo una disminución de más del 50 % de células totales en las membranas recubiertas, se encontró una reducción del 70% de la capa de Biofilm de la membrana GOI con esto se comprueba el efecto antimicrobiano de las membranas modificadas con GO-FeNP.

Palabras clave: Biocide effect, iron nanoparticles, graphene oxide, biofouling

Antibacterial effects of graphene oxide and iron nanoparticles on polymeric membranes

Abstract

The antibacterial effect of membranes functionalized with GO-FeNP was evaluated. The membranes were synthesized using the interfacial polymerization (IP) method with GO-FeNP material, since it have properties capable of decreasing microbial growth on the membrane surface. Accelerated biofouling test was performed in a cross-flow system using seawater from the Sea of Cortez with a high concentration of the strain Bacillus Halotolerans MCC1 (10^9 CFU mL⁻¹). The surface of the membranes was characterized with contact angle and roughness. The evaluation of the antimicrobial effect was determined by total organic carbon, total cells count and biofilm cake layer. A decrease of more than 50% of total cells in the modified membranes was obtained, and a 70% reduction of the biofilm layer of the GOI membrane was found, thus proving the antimicrobial effect of the membranes modified with GO-FeNP.

Key words: Iron nanoparticles, graphene oxide, biofouling

Introducción

El agua es una de las principales necesidades para la supervivencia en este mundo (Ercin & Hoekstra, 2014). Es por eso que, la distribución de agua potable se ha vuelto el centro de preocupación tanto para el gobierno como para el resto de la población (Ercin & Hoekstra, 2014; Rana *et al.*, 2021). La separación por membranas es una tecnología prometedora para resolver las problemáticas globales de agua. En particular la ósmosis inversa es una de las tecnologías más importantes y puede brindar agua de alta calidad al rechazar la mayoría de las sales y solutos orgánicos presentes en el agua (Sepehri & Sarrafzadeh, 2018). Por esta razón una de las principales desventajas que presentan las membranas es el ensuciamiento biológico o conocido también como bioensuciamiento causado por microorganismos adheridos sobre la capa activa de la membrana ocasionando problemas de eficiencia en el proceso como disminución de flujo entre otras y dañando las propiedades físicas de la membrana como su hidrofiliidad.

Esta problemática puede ser mitigada por medio de la modificación de la estructura y características superficiales de la membrana. Uno de los métodos de modificación más populares para la modificación de membranas es la polimerización interfacial (PI), esta consiste en una reacción de policondensación entre monómeros de cloruro de ácido aromático como el cloruro de trimesoilo (TMC) que se disuelve en la fase orgánica como *m*-fenildiamina (MPD) (Tsuru *et al.*, 2013). Sin embargo, las membranas basadas en polímeros sintéticos son propensas a ensuciarse y disminuir su vida útil, por esta razón se ha optado por introducir en la capa de poliamida los materiales de óxido de grafeno (GO) y nanopartículas de Hierro (FeNP), ya que el GO-FeNP puede establecer condiciones de estrés oxidativo a través de la producción de especies reactivas de oxígeno (ROS), lo que ocasiona la muerte biológica (Armendáriz-Ontiveros & Fimbres-Weihs, 2019). La membrana sintetizada por medio de PI con GO-FeNP en su capa activa se probó en condiciones similares a las reales de una planta típica de desalinización, se utilizó agua de mar procedente del Mar de Cortez, así como también condiciones físico-químicas similares, para producir el bioensuciamiento de membranas se aisló la bacteria *Bacillus halotolerans* MCC1 (Armendáriz-Ontiveros *et al.*, 2019). Debido a que la modificación de membranas es un estudio deseable y de interés el objetivo de este trabajo es evaluar el efecto antimicrobiano del material GO-FeNP dentro de la capa activa de la membrana polimérica en condiciones similares a una planta desalinizadora real.

Material y métodos

La síntesis de FeNP se realizó por el método de reducción (Arancibia-Miranda *et al.*, 2014). El GO se sintetizó por la metodología de Hummer modificada (Rodríguez *et al.*, 2020). La membrana se sintetizó por un proceso de polimerización interfacial de dos pasos (Armendáriz-Ontiveros & Fimbres-Weihs, 2019). La membrana se modificó mediante la deposición de un compuesto de FeNP al 0.5% wt y GO al 0.0001% wt; y FeNP al 0.25% wt y GO al 0.0001% wt, denominados GO1 y GO2, respectivamente. La membrana se

caracterizó en base a su hidrofiliidad en un equipo de ángulo de contacto OCA 15 SEC (Dataphysics instruments, Filderstad), la rugosidad de la membrana se determinó por medio de un microscopio de fuerza atómica (AFM) en un equipo Asylum Research (MFP3D-SA). El ensuciamiento acelerado se llevó a cabo en un sistema de flujo cruzado con un agua de alimentación de 1,000 ppm de NaCl con una concentración de 10^9 del microorganismo *Bacillus Halotolerans* MCC1 y se trabajó a 2.06 MPa, pH de 7.03 y una temperatura de 28 °C por 90 h. Se evaluó el efecto antibacteriano con la determinación de carbono orgánico total (COT), células totales y el grosor de la biocapa después del proceso de bioensuciamiento acelerado.

Resultados y discusión

En la Figura 1 se muestra el ángulo de contacto de las membranas implementadas, la membrana GO2 presenta una diferencia estadísticamente significativa mayor de 45% con respecto a la membrana control (US), sin embargo, no presenta diferencias significativas con respecto a la membrana GO1, este resultado muestra una menor hidrofiliidad de la membrana GO2, por lo que se podría tener un menor transporte de agua a través de ella, en términos de ensuciamiento de la membrana GO1 al ser más hidrófila presenta un bajo potencial de ensuciamiento, ya que las proteínas suelen ser hidrófobas retardando la proliferación de los microorganismos (Rana & Matsuura, 2010). Otro de los factores que ayudan a mitigar el ensuciamiento es la rugosidad de la membrana que se presenta en la Figura 2. La US que no está recubierta presentó la mayor rugosidad del 35% en comparación de las membranas modificadas, la membrana GO2 muestra los valores más bajos de Sa con un 45% y un Sq de 32% menos, mientras que la membrana GO1 presentó un Sa (20% menos) y un Sq de 25% menos en comparación con la membrana US. Este resultado probablemente se deba a que la membrana no recubierta presente picos más altos elevando los valores de rugosidad y las membranas con GO-FeNP presenten menos valles con menor profundidad, ya que el material obstruye estas áreas, esto puede disminuir la probabilidad de que los microorganismos se adhieran sobre la superficie de la membrana reduciendo así la capa de Biofilm.

En la Figura 3 (a) se observa que la US es la que presenta el mayor porcentaje (70%) de carbono orgánico total con respecto a las membranas GO1 y GO2, estas membranas no presentan diferencia significativa entre ellas y presentan un porcentaje de 30 y 25% menos en comparación de la membrana US, la reducción de COT demuestra la influencia del material en el bioensuciamiento en las membranas, ya que ha logrado disminuir la adhesión de microorganismos, esta disminución se pueden observar en la capa del grosor de Biofilm Figura 3 (b) donde se presenta una disminución del 82% para GO1 y 79% de GO2 en comparación a la membrana US, esto puede ser debido a que el material (GO-FeNP) presenta un efecto biocida capaz de aniquilar a los microorganismos. La Figura 4 muestra las células totales donde se aprecia que la membrana GO1 presenta el menor porcentaje (30%), sin embargo, no presenta diferencias significativas con respecto a la membrana GO2 con un porcentaje del 43% que está a su vez no presenta diferencias con respecto a la membrana US,

esto posiblemente se deba que el porcentaje 0.5% wt de FeNP ha ayudado a disminuir la proliferación de los microorganismos, obteniendo así mejores resultados en efecto antimicrobiano.

Conclusiones

Los resultados obtenidos han demostrado que las membranas modificadas tanto GO1 y GO2 se modificaron con éxito implementando la metodología de polimerización interfacial, así como también presentaron una disminución de bioensuciamiento en comparación a la membrana US, sin embargo, la que membrana que presenta mejor efecto antimicrobiano es la GO1 que contiene un porcentaje de 0.5 en peso de FeNP, esta presentó una disminución de la capa de Biofilm de más del 60% en comparación a la membrana GO2 y US, este resultado demuestra que las membranas GO1 y GO2 presenta un buen efecto antimicrobiano cumpliendo así el objetivo del proyecto. La membrana GO1 también presentó un porcentaje de hidrofiliidad menor del 90%, lo cual indica que a pesar de contener material adicional en su estructura no ha afectado sus propiedades hidrofílicas, se recomienda seguir realizando pruebas de bioensuciamiento con otros microorganismos para seguir evaluando su efecto antimicrobiano.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Instituto Tecnológico de Sonora (ITSON) por las instalaciones prestadas. También el autor J.E.M.M agradece a ITSON por la beca de maestría proporcionada. Así, como los autores agradecen a ITSON por el apoyo económico a través del proyecto PROFAPI 2022-0012.

Figuras

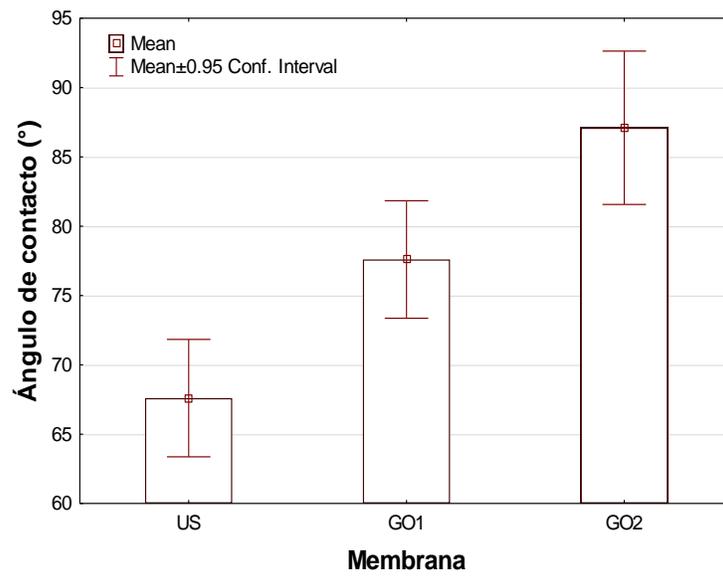


Figura 1. Ángulo de contacto

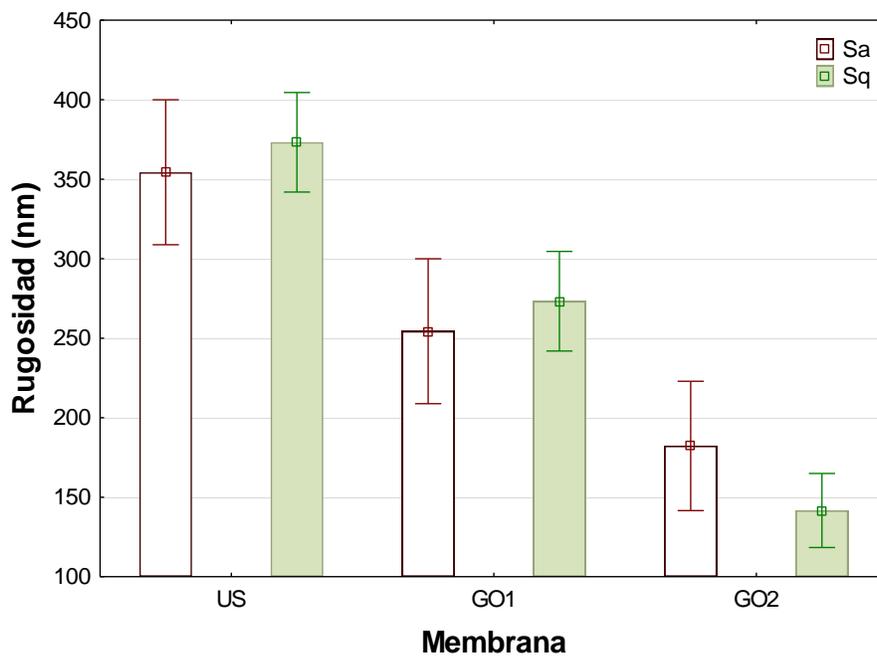


Figura 2. Rugosidad

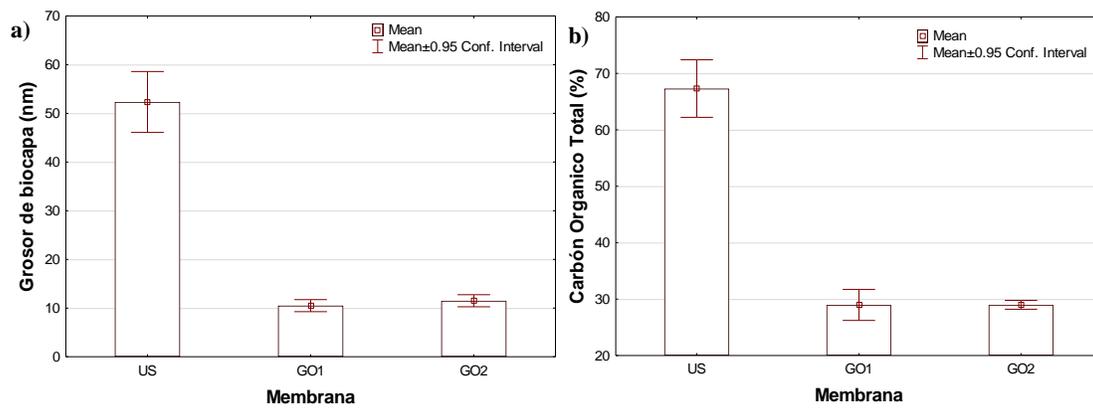


Figura 3. (a) Carbón orgánico total, (b) grosor de biocapa

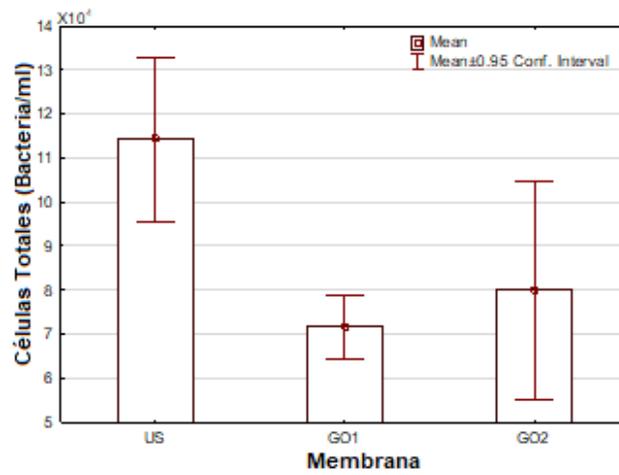


Figura 4. Células totales

Referencias

- Arancibia-Miranda, N., Baltazar, S. E., García, A., Romero, A. H., Rubio, M. A., & Altbir, D. (2014). Lead removal by nano-scale zero valent iron: surface analysis and pH effect. *Materials Research Bulletin*, 59, 341-348.
- Armendáriz-Ontiveros, M. M., Fimbres Weihs, G. A., de los Santos Villalobos, S., & Salinas-Rodriguez, S. G. (2019). Biofouling of FeNP-Coated SWRO Membranes with Bacteria Isolated after Pre-Treatment in the Sea of Cortez. *Coatings*, 9(7), 462.
- Armendáriz-Ontiveros, García García, A., de los Santos Villalobos, S., y Fimbres Weihs, G. A. (2019). Biofouling performance of RO membranes coated with Iron NPs on graphene oxide. *Desalination*, 451, 45-58. doi:<https://doi.org/10.1016/j.desal.2018.07.005>
- Ercin, A. E., & Hoekstra, A. Y. (2014). Water footprint scenarios for 2050: A global analysis. *Environment International*, 64, 71-82.
- Rana, A. K., Gupta, V. K., Saini, A. K., Voicu, S. I., Abdellattifaand, M. H., y Thakur, V. K. (2021). Water desalination using nanocelluloses/cellulose derivatives based membranes for sustainable future. *Desalination*, 520, 115359.
- Rana, D., y Matsuura, T. (2010). Surface modifications for antifouling membranes. *Chemical reviews*, 110(4), 2448-2471.
- Rodríguez, B. E., Armendariz-Ontiveros, M. M., Quezada, R., Huitrón-Segovia, E. A., Estay, H., García García, A., & García, A. (2020). Influence of Multidimensional Graphene Oxide (GO) Sheets on Anti-Biofouling and Desalination Performance of Thin-Film Composite Membranes: Effects of GO Lateral Sizes and Oxidation Degree. *Polymers*, 12(12), 2860.
- Sepehri, A., y Sarrafzadeh, M.-H. (2018). Effect of nitrifiers community on fouling mitigation and nitrification efficiency in a membrane bioreactor. *Chemical Engineering and Processing-Process Intensification*, 128, 10-18.
- Tsuru, T., Sasaki, S., Kamada, T., Shintani, T., Ohara, T., Nagasawa, H., . . . Yoshioka, T. (2013). Multilayered polyamide membranes by spray-assisted 2-step interfacial polymerization for increased performance of trimesoyl chloride (TMC)/m-phenylenediamine (MPD)-derived polyamide membranes. *Journal of Membrane Science*, 446, 504-512.

Área temática: *Recursos naturales*

Capítulo XI. Diversidad malacológica en el sistema lagunar Lobos-Algodones-Guásimas del Litoral Yaqui, Sonora

Trinidad Saucedá-Montijo¹; Jony Ramiro Torres-Velázquez^{1*}; Adrián Arvizu-Ruiz²;
Alejandro García-Ramírez¹; Felipe de Jesús Reynaga-Franco¹

¹Tecnológico Nacional de México/I. T. del Valle del Yaqui. Academy of Biology (Laboratory of Ecology in Coastal Zones). Av. Tecnológico, Block 611, Bácum, Sonora, México. ²Universidad de Sonora. Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas de la Universidad de Sonora, Blvd Luis D. Colosio s/n entre Reforma y Sahuaripa, Edificio 7G, Hermosillo, Sonora, México.

*Autor de correspondencia: jtorres.velazquez@itvy.edu.mx

Resumen

*La distribución espacial de los moluscos en ambientes estuarinos se ha relacionado con las características físicas y químicas del agua y a la presencia de hábitats particulares. Además, los moluscos son bioindicadores relevantes utilizados en estudios de referencia y evaluaciones ambientales. En el presente trabajo de investigación se determinó la composición de especies de moluscos (gasterópodos y bivalvos) en la zona litoral de la comunidad Yaqui, mediante muestreos de campo con enfoque multihábitat y mediciones de físico química del agua superficial. Dentro del sistema lagunar se registró una alta diversidad taxonómica con un total de 91 especies identificadas en 73 géneros y 42 familias, lo que demuestra la alta composición malacológica de las zonas de estudio. Así mismo, se identificó una alta dominancia de la especie *Cerithideopsis californica*, sobre todo en hábitat de manglar. En cuanto a las clases encontramos que *Gastropoda* es la más abundante dentro del sistema lagunar con una presencia de 76.11% con respecto a la clase *Bivalva*. En relación con estos resultados, se concluye que la zona de estudio es muy importante para la conservación por su elevada biodiversidad, que se puede atribuir a la baja afluencia de personas por ser una zona restringida propiedad de la comunidad Yaqui.*

Palabras claves: moluscos, gastropoda, litoral Yaqui, fisicoquímico.

Malacological diversity in the Lobos-Algodones-Guásimas lagoon system of the Yaqui Litoral, Sonora.

Abstract

*The spatial distribution of mollusks in estuarine environments has been related to the physical and chemical characteristics of the water and the presence of habitats. Furthermore, mollusks are relevant bioindicators used in baseline studies and environmental assessments. In the present research work, the composition of mollusks species (gastropods and bivalves) in the coastal zone of the Yaqui community was determined, through field sampling of organisms with a multihabitat approach and physical chemical measurements of water and sediments. Within the lagoon system there is a high diversity of registered species, since there was a total of 91 species identified in 73 genera and 42 families, which demonstrates the high malacological composition of the study areas. A high dominance of the species *Cerithideopsis californica* was also identified, especially in mangrove habitat. Regarding classes, we found that the *Gastropoda* class is the most abundant within the lagoon system with a presence of 76.11% with respect to the *Bivalvia* class. In relation to these results, it is concluded that the study area is very important for conservation due to its*

high biodiversity, which can be attributed to the low influx of people because it is a restricted area owned by the Yaqui community.

Key words: *mollusks, gastropoda, Yaqui coast, physicochemical*

Introducción

Las lagunas costeras contienen muchos tipos de hábitats como la vegetación acuática sumergida, fondos blandos y rocosos, entre otros, que están constituidos por diferentes conjuntos faunísticos. Algunos de estos hábitats (por ejemplo, sustratos suaves sin vegetación, praderas de pastos marinos y manglares) son sitios de cría y reproducción para muchos invertebrados, moluscos y peces que constituyen recursos pesqueros (Kennish y Paerl, 2010). En estos ambientes, los moluscos son un grupo muy diverso que se caracteriza por su flexibilidad adaptativa a diferentes hábitats y condiciones ambientales (Cruz-Ábrego *et al.*, 1994).

La distribución espacial de los moluscos en ambientes estuarinos se ha relacionado con las características físicas y químicas del agua (Montagna & Kalke, 1995; Montagna *et al.*, 2008) y a la presencia de hábitats particulares (Davis *et al.*, 2017). Los moluscos juegan un papel importante en la conformación de las características de los sedimentos (Rhoads y Young, 1970), el filtrado del agua (Kiorboe & Mohlenberg, 1981), el control del crecimiento y la distribución de la vegetación acuática (Hutchens & Walters, 2006) y como ingenieros de ecosistemas (Donnarumma *et al.*, 2018). Dentro de los humedales es necesario tener en cuenta las características fisicoquímicas de su hábitat (Moreno-Casasola & Warner, 2009), para poder entender cómo se relaciona la presencia o ausencia, así como su distribución en relación a los factores ambientales. Además, los moluscos son bioindicadores relevantes utilizados en estudios de referencia y evaluaciones ambientales (Baqueiro-Cárdenas *et al.*, 2007).

Los estudios clásicos de moluscos se centran en los inventarios taxonómicos, la distribución de especies particulares en relación con el gradiente de salinidad y sus hábitos de alimentación (García-Cubas *et al.*, 1990). En zona costera o marina son atractivos el grupo de los moluscos para estudios científicos, debido a la vasta complejidad de tipos y características que contribuyen a la colonización de zonas arrecifales, lagunas costeras, manglares, estableciendo nichos ecológicos, desde zonas intermareales a profundidades oceánicas (Jader *et al.*, 2013).

Los estudios destacados para los moluscos tanto para diversidad, abundancia y relación con los factores ecológicos han sido principalmente en los bentos (Bogan, 2001; Caviedes & Carrasco, 2015) y pocos estudios con enfoque multihábitat. En este contexto se realizó el presente estudio de investigación para determinar el listado faunístico de moluscos (gasterópodos y bivalvos) del litoral Yaqui con un enfoque multihábitat, además, de caracterizar los físicos químicos del agua y sedimento de los sitios de monitoreo. Como hipótesis se espera una alta biodiversidad en hábitat de playa, lo cual se puede atribuir a que

la zona de estudio se encuentra restringida al turismo y acceso a personas ajenas a la etnia Yaqui, lo que podría propiciar un estado de conservación alto.

Material y métodos

Área de estudio.

El estudio se desarrolló en tres estuarios ubicados en la costa noroeste del pacífico mexicano, Guásimas, Lobos y Algodones (Fig. 1), con presencia de las especies de mangle blanco (*Laguncularia racemosa* [L.] Gaertn), negro (*Avicennia germinans* [L.] Stearn), rojo (*Rhizophora mangle* [L.]) y botoncillo (*Conocarpus erectus* [L.]) (Pennington y Sarukhán, 2005). Las tres lagunas se encuentran catalogados como sitios Ramsar número 1970 (RAMSAR, 2007) y de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica por CONABIO (2022). Toda el área de estudio pertenece a la Unidad de Gestión Ambiental Costera UGC10 del Programa de Ordenamiento Ecológico Marino del Golfo de California, donde se considera que la unidad tiene una aptitud alta de conservación debido a su alta biodiversidad, distribución de especies marinas, distribución de especies y poblaciones en riesgo y prioritarias para la conservación. También se considera que tiene un nivel de vulnerabilidad alta debido a su fragilidad y la presión que hay en la zona por la actividad pesquera.

Se establecieron dos sitios de monitoreo en cada sistema estuarino (Lobos-Algodones-Guásimas), con dos unidades de monitoreo en hábitat manglar (cuadrantes de 10 * 10 m) y un transecto de 20 m en paralelo a zona de playa, para la recolecta de organismos y medición de físico química del agua.

Medición de parámetros físico-químicos en agua.

La muestra de agua se colectó directamente de la columna de agua en el sistema lagunar y hábitat manglar. En todas las muestras de agua se midieron la salinidad (UPS), potencial redox (mV), temperatura (°C) y pH con un multiparámetro marca Hanna.

Recolecta de moluscos.

Los muestreos de moluscos se realizaron en los meses de agosto a diciembre del 2020. La recolecta de todos los organismos se realizó utilizando puntos clave en los distintos sitios de muestreo y fueron utilizados distintos artes de recolecta como: cuchara, núcleo y de forma manual.

Identificación de moluscos.

Para la identificación de moluscos se utilizaron distintas guías y claves taxonómicas, con el protocolo de procesamiento de organismos y resguardo en la Colección de fauna acuática en el Laboratorio de Ecología de Zonas Costeras:

- Hendricks *et al.* (2019), Moluscos litorales (Bivalvia, Gastropoda, Polyplacophora, Cephalopoda) de playas rocosas de la región de Guaymas, Golfo de California.
- Fischer *et al.* (1995), Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca, Pacífico centro-oriental; vol. 1.

Resultados y discusión

Fisicoquímicos en agua

pH en agua

Los valores registrados de pH en la localidad de Algodones durante el periodo de estudio demostraron que relativamente el parámetro mostró un mayor incremento en los niveles de pH durante los meses de agosto (9.01) y septiembre (9.24). Respecto a los valores registrados de pH la laguna de Guásimas podemos observar que los niveles de pH no mostraron mucha variación con valores desde 8.7 hasta 9.1 como máximo. Los valores de pH obtenidos para Lobos se registraron en un rango de 8.7 hasta 9.1 como máximo (Tabla 1, Figura 2).

Los resultados de pH encontrados en aguas de las localidades de estudio variaron entre 8.6 y 9.24 durante los meses de estudio que fueron de agosto a diciembre, lo que, de acuerdo con (Moreno-Casasola *et al.*, 2010), los valores de pH obtenidos en todas las localidades de estudio se consideran dentro del rango normal para estos ecosistemas costeros estuarinos.

Temperatura en agua

La variabilidad de temperatura de un cuerpo está influenciada por factores climáticos como: la radiación solar, temperatura atmosférica y precipitación pluvial determinados por las épocas, es decir lluvias y sequías (Castillo-Domínguez *et al.*, 2011). Lo anterior, ha sido ampliamente estudiado en diversos cuerpos de agua en México (Escobedo *et al.*, 1999; López, 2008) observando en sus aguas mayores temperaturas en la temporada de secas con respecto a la temporada de lluvias. Respecto a los valores registrados de temperatura en aguas de la localidad de Algodones durante el periodo del estudio, tenemos que este parámetro mostró pocas variaciones entre los meses de estudio con valores máximos en agosto con 32.3 °C; así mismo, los valores de temperatura más bajos fueron durante el mes de diciembre con 18.3 °C. Referente a la laguna de Guásimas durante el periodo de estudio, se presentó un rango de 20.1 a 34.1 °C, para la localidad de Lobos demostró un promedio de 28.31 °C; y por último, el promedio de las tres localidades fue de 27.8 °C (Tabla 2, Figura 3).

Con relación a los resultados de temperatura, podemos decir que los valores de obtenidos por Cupil Díaz, Alan (2015) en Tumilco, Veracruz, México fueron similares a los obtenidos en Algodones, Sonora; los valores obtenidos por Cupil Díaz oscilaron entre los 24.81 °C y los 35.91 °C; los valores registrados en la Laguna de Algodones fueron entre los 25.62 °C y los 31.65°C respectivamente. En estudios realizados por (López-Medellín & Ezcurra, 2012) en las Guásimas, Guaymas, Sonora se obtuvieron temperaturas similares a las obtenidas en los análisis realizados en el presente estudio para la misma localidad, en donde los registros

fueron: de 17 °C a 31°C para Guásimas en 2012; 29.71 °C a 32.12°C para las Guásimas en 2020. En un análisis realizado por (Escobedo-Urias, 1997) en la Laguna de Santa María, Sinaloa, se registraron temperaturas que fluctuaron entre los 20.1 °C y los 32.9°C respectivamente, dichos resultados muestran un rango de similitud con los obtenidos en la Laguna de Lobos, Sonora (entre los 31.49 °C a los 35.19 °C).

Salinidad en agua

Analizando los resultados de salinidad obtenidos en los análisis de agua en la localidad de Algodones; tenemos que el valor en salinidad más elevado se registró en el mes de diciembre con 41.1 UPS; y el valor más bajo registrado fue en el mes de septiembre con 37.4 UPS. Los resultados obtenidos en la localidad de Guásimas mostraron que el mes con mayor salinidad fue noviembre con un valor de 39.4 UPS, con un promedio durante el período de estudio de 386 UPS. Los valores analizados en la localidad Lobos registraron en noviembre con la mayor salinidad 40.9 UPS; así mismo el mes de diciembre fue registrado con el menor valor de salinidad en agua con 36.2 UPS (Tabla 3, Figura 4).

ORP (Potencial óxido reducción) en agua

En relación con los valores registrados de ORP durante el periodo de estudio (agosto a diciembre) en agua de la localidad de Algodones, observamos que el mes de noviembre es que le presentó mayores condiciones reductivas con -113.8 mV, mientras que en el período de estudio registró un promedio de -02.6 mV. Analizando los valores de ORP registrados durante los meses de estudio en la localidad de Guásimas; detectamos que el mes de agosto tiene el valor más oxidativo con -98.8; seguido por el mes de septiembre con -99.2. Los datos obtenidos sobre ORP en el agua de la localidad Lobos registraron que el mes con valores más reductivos de ORP en agua fue agosto con -105.3 mV, y un promedio de todos los meses de monitoreo de -134.1 mV (Tabla 4, Figura 5).

Composición de las especies

En total se recolectaron 3591 organismos (Tabla 5) pertenecientes a 42 familias, 72 géneros y 99 especies, el 11% de las especies corresponden a la clase Bivalvia y el restante 89% es perteneciente a la clase Gastropoda (Tabla 7). En la tabla 6 se muestra al sitio Playa-Guásimas registró la mayor biodiversidad con 48 especies recolectadas de sustratos arenosos. El alto número de especies identificadas en el litoral Yaqui nos muestra la alta importancia ecológica del grupo malacológico de la zona de estudio.

Conclusiones

El sistema lagunar Lobos-Algodones-Guásimas del litoral Yaqui es una zona que presenta variaciones en las características físico-químicas del agua de manera tanto temporal como espacial. Las variaciones de la física química del agua fueron similares a otros estudios de zonas áridas (Noroeste de México). Dentro del sistema lagunar se cuenta con alta diversidad

de especies registradas, ya que fueron un total de 91 especies identificadas en 73 géneros y 42 familias, lo que demuestra la alta composición malacológica de las zonas de estudio. Se identificó también una alta dominancia de la especie *Cerithideopsis californica*, sobre todo en hábitat de manglar. En cuanto a clases encontramos que la clase gasterópoda es la más abundante dentro del sistema lagunar con un 89% con respecto a la clase Bivalvia. Con relación a estos resultados, se concluye que la zona de estudio es de alta importancia para la conservación por la alta biodiversidad de moluscos tanto en hábitat de playa (sustratos arenosos) como de ecosistemas aledaños como manglares y marismas.

Agradecimientos

Los autores extienden agradecimiento a los estudiantes de residencias y prácticas profesionales por el apoyo en campo y procesamiento de muestras en laboratorio: Jazmín Karina Quiñonez Modesto, Melissa Saucedo Córdova. Así como al financiamiento del proyecto por medio de la convocatoria de Investigación Científica 2020 del Tecnológico Nacional de México (Proyecto: k3w1n7 (7703)).

Tablas

Tabla 1. Valores de pH mensuales en los sitios de monitoreo

	Algodones	Guásimas	Lobos
Agosto	9.02	9.14	9.155
Septiembre	9.24	9.155	9.035
Octubre	8.9225	9.115	9.10125
Noviembre	8.605	8.675	8.76512
Diciembre	8.745	9.025	9.11

Tabla 2. Valores de temperatura (°C) mensuales en los sitios de monitoreo

	Algodones	Guásimas	Lobos
Agosto	32.325	34.05	32.15
Septiembre	31	30	32.56
Octubre	29.21625	28.39	30.73
Noviembre	27.055	25	26.605
Diciembre	18.315	20.095	19.505

Tabla 3. Valores de salinidad en agua (UPS) mensuales en sitios de monitoreo

	Algodones	Guásimas	Lobos
Agosto	39.435	38.035	39.2
Septiembre	37.43	38.3825	38.205
Octubre	38.35375	38.93875	39.57375
Noviembre	39.2775	39.495	40.9425
Diciembre	41	38.02	36.185

Tabla 4. Valores de Potencial (mV) Óxido Reducción en agua mensuales en sitios de monitoreo

	Algodones	Guásimas	Lobos
Agosto	-74.225	-98.775	-105.3
Septiembre	-101.95	-99.25	-125.2658
Octubre	-107.9	-111.75	-146.2125
Noviembre	-113.85	-124.25	-149.275
Diciembre	-115.2	-111.2	-144.05

Tabla 5. Número de organismos recolectados en cada uno de los sitios de monitoreo

Sitio	Localidad	Bivalvia	Gasterópodos	Total
Algodones	Embarcadero-Algodones	39	117	156
Guásimas	playa	2	4	6
	Playa-Guásimas	213	201	414
Lobos	Embarcadero-Lobos	6	38	44
	Isla Lobos	36	1769	1805
	La Piderita	12	128	140
	Mezquite	17	104	121
	Playa-Lobos	60	632	692
	Tosakawi	10	203	213

Tabla 6. Número de especies en cada sitio de monitoreo

Sitio	Localidad	Especies
Algodones	Embarcadero-Algodones	35
Guásimas	Playa-Guásimas	48
Lobos	Embarcadero-Lobos	15
	Isla Lobos	30
	La Piderita	12
	Mezquite	19
	Playa-Lobos	39
	Tosakawi	15

Tabla 7. Clasificación sistemática de la composición de especies de moluscos

Phylum Mollusca
Clase Gastropoda Cuvier, 1795
Subclase Caenogastropoda Cox, 1960
Orden Caenogastropoda
Superfamilia Cerithioidea J. Fleming, 1822
Familia Potamididae H. Adams & A. Adams, 1854
Género Cerithideopsis Thiele, 1929
<i>Cerithideopsis californica</i> (Haldeman, 1840)
Familia Turritellidae Lovén, 1847
Género Turritella Lamarck, 1799
<i>Turritella anactor</i> Berry, 1957
<i>Turritella gonostoma</i> Valenciennes, 1832
Género Vermicularia Lamarck, 1799
<i>Vermicularia frisbeyae</i> McLean, 1970
Orden Littorinimorpha Golikov & Starobogatov, 1975
Superfamilia Calyptraeidea Lamarck, 1809
Familia Calyptraeidae Lamarck, 1809
Género Bostrycapulus Olsson & Harbison, 1953
<i>Bostrycapulus aculeatus</i> Gmelin, 1791

- Género *Calyptraea* Lamarck, 1799
 - Calyptraea mamillaris* Broderip, 1834
- Género *Crepidula* Lamarck, 1799
 - Crepidula excavata* Broderip, 1834
 - Crepidula incurva* Broderip, 1834
 - Crepidula striolata* Menke, 1851
- Género *Crucibulum* Schumacher, 1817
 - Crucibulum scutellatum* Wood, 1828
 - Crucibulum spinosum* G. B. Sowerby I, 1824
- Superfamilia Littorinoidea Children, 1834
 - Familia Littorinidae Children, 1834
 - Género *Littoraria* Gray, 1833
 - Littoraria fasciata* Gray, 1839
- Superfamilia Naticoidea Guilding, 1834
 - Familia Naticidae Guilding, 1834
 - Género *Natica* Scopoli, 1777
 - Natica broderipiana* Récluz, 1844
 - Género *Notocochlis* Powell, 1933
 - Notocochlis chemnitzii* L. Pfeiffer, 1840
 - Género *Polinices* Montfort, 1810
 - Polinices bifasciatus* Gray in Griffith & Pidgeon, 1833
- Superfamilia Stromboidea Rafinesque, 1815
 - Familia Strombidae Rafinesque, 1815
 - Género *Strombus* Linnaeus, 1758
 - Strombus gracilior* G. B. Sowerby I, 1825
 - Género *Titanostrombus* Petuch, 1994
 - Titanostrombus galeatus* Swainson, 1823
- Superfamilia Tonnoidea Suter, 1913, 1825
 - Familia Cymatiidae Iredale, 1913
 - Género *Monoplex* Perry, 1810
 - Monoplex lignarius* Broderip, 1833
- Orden Neogastropoda Wenz, 1938
 - Superfamilia Buccinoidea Rafinesque, 1815
 - Familia Columbellidae Swainson, 1840
 - Género *Anachis* H. Adams & A. Adams, 1853
 - Anachis varia* G. B. Sowerby I, 1832
 - Género *Parvanachis* Radwin, 1968
 - Parvanachis nigricans* G. B. Sowerby I, 1844
 - Familia Fasciolariidae Gray, 1853
 - Género *Hesperptyxis* Snyder & Vermeij, 2016
 - Hesperptyxis cinereus* (evee, 1847)
 - Familia Melongenidae Gill, 1871, 1854

- Género *Melongena* Schumacher, 1817
 - Melongena patula* Broderip & Sowerby, 1829
- Familia Nassariidae Iredale, 1916 (1835)
 - Género *Nassarius* Duméril, 1805
 - Nassarius iodes* Dall, 1917
 - Nassarius moestus* Hinds, 1844
 - Género *Phrontis* H. Adams & A. Adams, 1853
 - Phrontis tiarula* Kiener, 1841
- Familia Pisaniidae Gray, 1857
 - Género *Pusio* Gray, 1833
 - Pusio elegans* Gray in Griffith & Pidgeon, 1833
 - Género *Solenosteira* Dall, 1890
 - Solenosteira capitanea* Berry, 1957
 - Solenosteira macrospira* Berry, 1957
 - Solenosteira mendozana* Berry, 1959
- Superfamilia Conoidea J. Fleming, 1822
 - Familia Conidae J. Fleming, 1822
 - Género *Conus* Linnaeus, 1758
 - Conus brunneus* W. Wood, 1828
 - Familia Terebridae Mörch, 1852
 - Género *Neoterebra* Fedosov *et al.*, 2020
 - Neoterebra variegata* Gray, 1834
- Superfamilia Muricoidea Rafinesque, 1815
 - Familia Muricidae Rafinesque, 1815
 - Género *Coralliophila* H. Adams & A. Adams, 1853
 - Coralliophila macleani* Shasky, 1970
 - Género *Eupleura* H. Adams & A. Adams, 1853
 - Eupleura muriciformis* Broderip, 1833
 - Eupleura triquetra* Reeve, 1844
 - Género *Muricanthus* Swainson, 1840
 - Muricanthus nigrinus* Philippi, 1845
 - Genero *Phyllonotus* Swainson, 1833
 - Phyllonotus erythrostomus* Swainson, 1831
- Superfamilia Olivoidea Latreille, 1825
 - Familia Olividae Latreille, 1825
 - Género *Agaronia* Gray, 1839
 - Agaronia testacea* Lamarck, 1811
 - Género *Olivella* Swainson, 1831
 - Olivella dama* W. Wood, 1828
- Subclase Eogastropoda Ponder and Lindberg 1996
 - Orden Patellogastropoda Lindberg 1986
 - Superfamilia Lottioidea Gray, 1840
 - Familia Lottiidae Gray, 1840

Tegula mariana Dall, 1919

Clase Bivalvia Linnaeus, 1758

Subclase Autobranchia Grobben, 1894

Orden Arcida Stoliczka, 1871

Superfamilia Arcoidea Lamarck, 1809

Familia Arcidae Lamarck, 1809

Género *Acar* Gray, 1857

Acar rostratae Berry, 1954

Género *Anadara* Gray, 1847

Anadara multcostata G. B. Sowerby I, 1833

Género *Arca* Linnaeus, 1758

Arca mutabilis G. B. Sowerby I, 1833

Género *Fugleria* Reinhart, 1937

Fugleria illota G. B. Sowerby I, 1833

Género *Larkinia* Reinhart, 1935

Larkinia grandis Broderip & G. B. Sowerby I, 1829

Orden Cardiida Ferussac, 1822

Superfamilia Cardioidea Lamarck, 1809

Familia Cardiidae Lamarck, 1809

Género *Laevicardium* Swainson, 1840

Laevicardium elatum Swainson, 1840

Género *Trachycardium* Mörch, 1853

Trachycardium procerum G. B. Sowerby I, 1833

Superfamilia Tellinoidea Blainville, 1814

Familia Donacidae J. Fleming, 1828

Género *Donax* Linnaeus, 1758

Donax punctatostratus Hanley, 1843

Familia Semelidae Stoliczka, 1870, 1825

Género *Semele* Schumacher, 1817

Semele laevis G. B. Sowerby I, 1833

Familia Solecurtidae d'Orbigny, 1846

Género *Tagelus* Gray, 1847

Tagelus affinis C. B. Adams, 1852

Tagelus peruvianus Pilsbry & Olsson, 1941

Tagelus politus Carpenter, 1857

Familia Tellinidae Blainville, 1814

Género *Laciolina* Iredale, 1937

Laciolina ochracea Carpenter, 1864

Orden Carditida Dall, 1889

Superfamilia Carditoidea Férussac, 1822

Familia Carditidae Férussac, 1822

Género *Carditamera* Conrad, 1838

Carditamera affinis G. B. Sowerby I, 1833

- Orden Myida Stoliczka, 1870
 - Superfamilia Pholadoidea Lamarck, 1809
 - Familia Pholadidae Lamarck, 1809
 - Género Pholas Linnaeus, 1758
 - Pholas chiloensis* Molina, 1782
- Orden Mytilida Férussac, 1822
 - Superfamilia Mytiloidea Rafinesque, 1815
 - Familia Mytilidae Rafinesque, 1815
 - Género Mytella Soot-Ryen, 1955
 - Mytella guyanensis* Lamarck, 1819
 - Mytella strigata* Hanley, 1843
 - Género Modiolus Lamarck, 1799
 - Modiolus capax* Conrad, 1837
- Orden Ostreida Férussac, 1822
 - Superfamilia Ostreoidea Rafinesque, 1815
 - Familia Ostreidae Rafinesque, 1815
 - Género Crassostrea Sacco, 1897
 - Crassostrea corteziensis* Hertlein, 1951
 - Superfamilia Pinnoidea Leach, 1819
 - Familia Pinnidae Leach, 1819
 - Género Atrina Gray, 1842
 - Atrina tuberculosa* G. B. Sowerby I, 1835
 - Superfamilia Pterioidea Gray, 1847, 1820
 - Familia Margaritidae Blainville, 1824
 - Género Pinctada Röding, 1798
 - Pinctada mazatlanica* Hanley, 1856
 - Género Pteria Scopoli, 1777
 - Pteria sterna* Gould, 1851
- Orden Pectinida Gray, 1854
 - Superfamilia Pectinoidea Rafinesque, 1815
 - Familia Pectinidae Rafinesque, 1815
 - Género Argopecten Monterosato, 1889
 - Argopecten ventricosus* G. B. Sowerby II, 1842
- Orden Venerida Gray, 1854
 - Superfamilia Chamoidea Lamarck, 1809
 - Familia Chamidae Lamarck, 1809
 - Género Pseudochama Odhner, 1917
 - Pseudochama picta* Chenu, 1846
 - Superfamilia Cyrenoidea Gray, 1840
 - Familia Cyrenidae Gray, 1840
 - Género Polymesoda Rafinesque, 1820
 - Polymesoda inflata* Philippi, 1851
 - Superfamilia Ungulinoidea Gray, 1854

Familia Ungulinidae Gray, 1854

Género *Zemysina* Finlay, 1926

Zemysina orbella Gould, 1851

Superfamilia Veneroidea Rafinesque, 1815

Familia Veneridae Rafinesque, 1815

Género *Chione* Megerle von Mühlfeld, 1811

Chione californiensis Broderip, 1835

Chione guatulcoensis Hertlein & A. M. Strong,
1948

Chione undatella G. B. Sowerby I, 1835

Género *Chionista* Keen, 1958

Chionista fluctifraga G. B. Sowerby II, 1853

Género *Chionopsis* Olsson, 1932

Chionopsis gnidia Broderip & G. B. Sowerby I,
1829

Género *Dosinia* Scopoli, 1777

Dosinia dunkeri Philippi, 1844

Dosinia ponderosa Gray, 1838

Género *Hysteroconcha* Dall, 1902

Hysteroconcha lupanaria Lesson, 1831

Género *Iliochione* Olsson, 1961

Iliochione subrugosa W. Wood, 1828

Género *Leukoma* E. Römer, 1857

Leukoma asperrima G. B. Sowerby I, 1835

Leukoma histrionica Broderip & G. B. Sowerby I,
1835

Género *Megapitaria* Grant & Gale, 1931

Megapitaria squalida G. B. Sowerby I, 1835

Género *Tivela* Link, 1807

Tivela byronensis Gray, 1838

Tivela planulata Broderip & G. B. Sowerby I, 1830

Clase Polyplacophora Gray, 1821

Sunclase Neoloricata Bergenhayn, 1955

Orden Chitonida Thiele, 1909

Superfamilia Chitonoidea Rafinesque, 1815

Familia Ischnochitonidae Dall, 1889

Género *Lepidozona* Pilsbry, 1892

Lepidozona subtilis Berry, 1956

Figuras

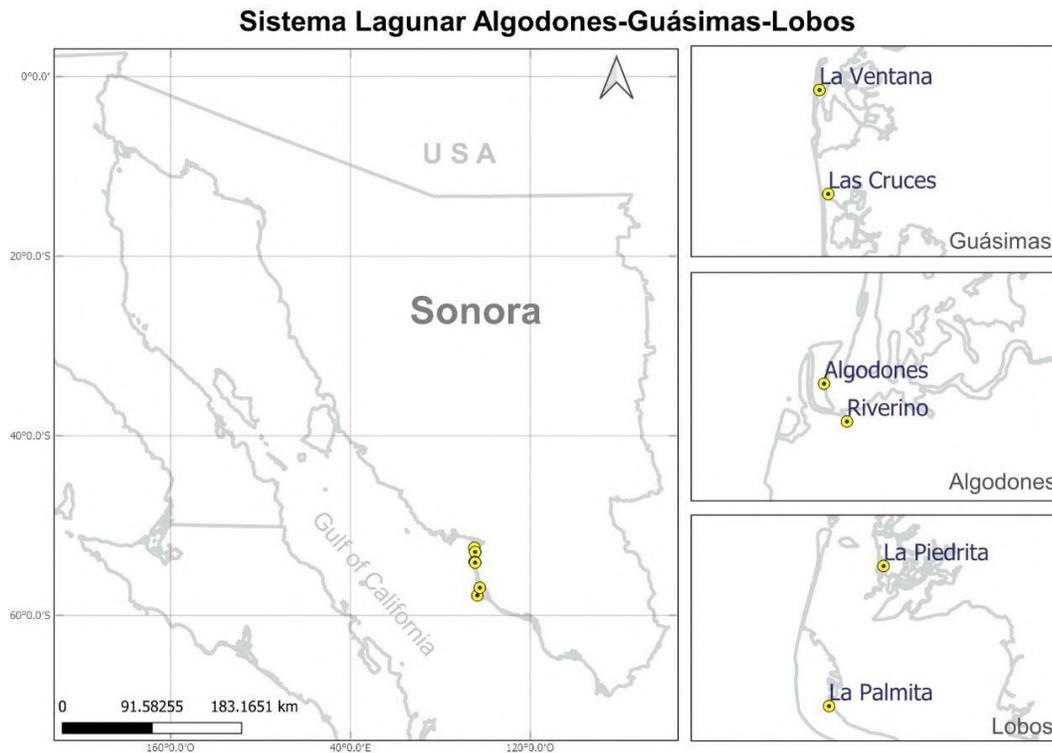


Figura 1. Mapa de sitios de monitoreo en litoral Yaqui

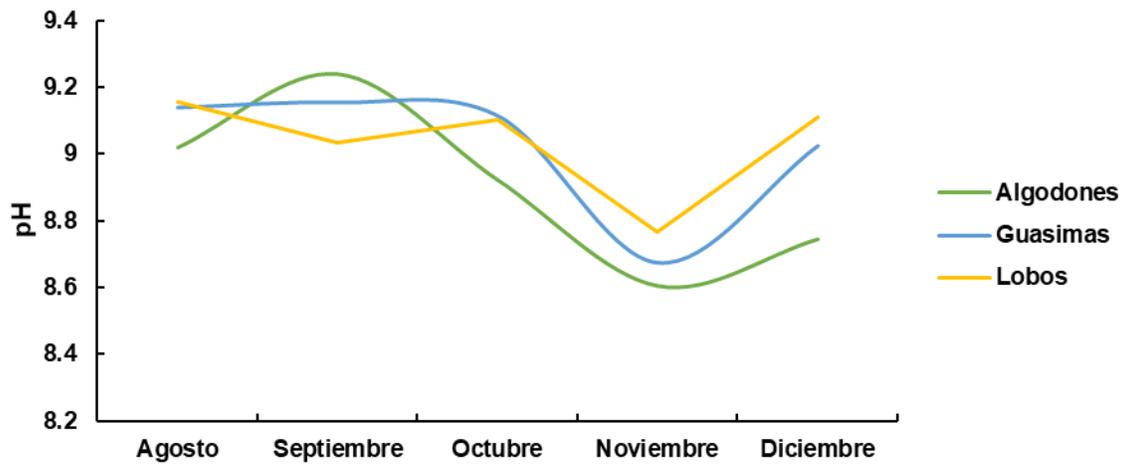


Figura 2. Niveles de pH en agua, registrados en las lagunas de monitoreo en los meses de agosto-diciembre 2021

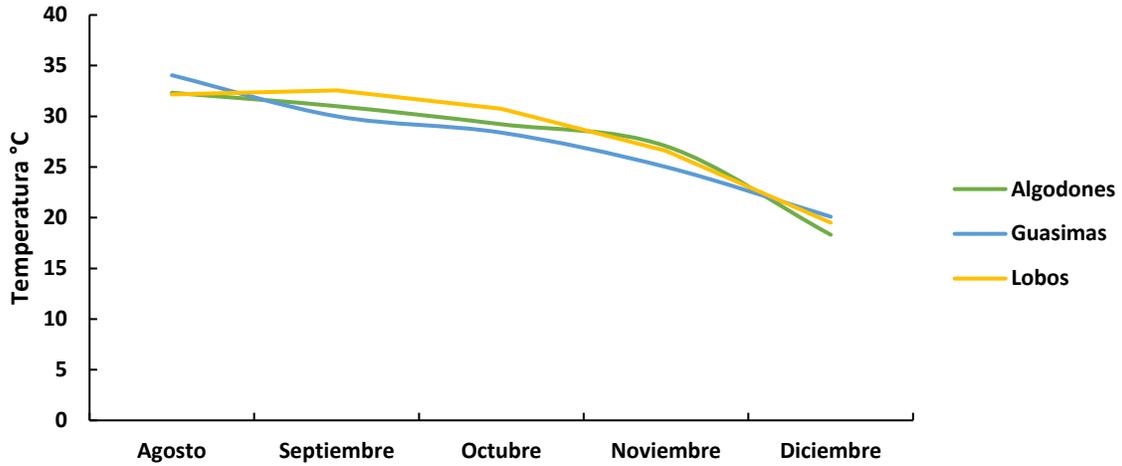


Figura 3. Niveles de Temperatura en agua, registrados en las lagunas de monitoreo en los meses de agosto-diciembre 2021

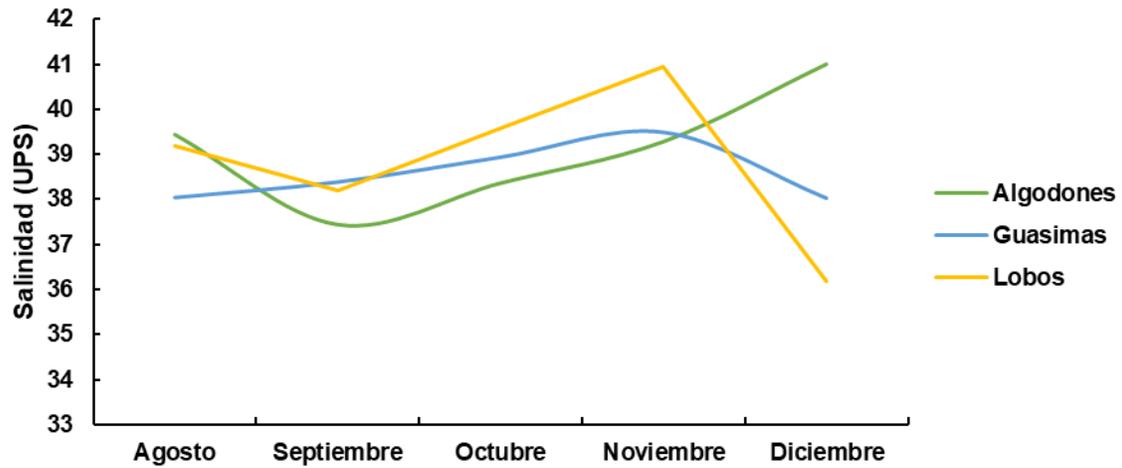


Figura 4. Niveles de Salinidad en agua, registrados en las lagunas de monitoreo en los meses de agosto-diciembre 2021

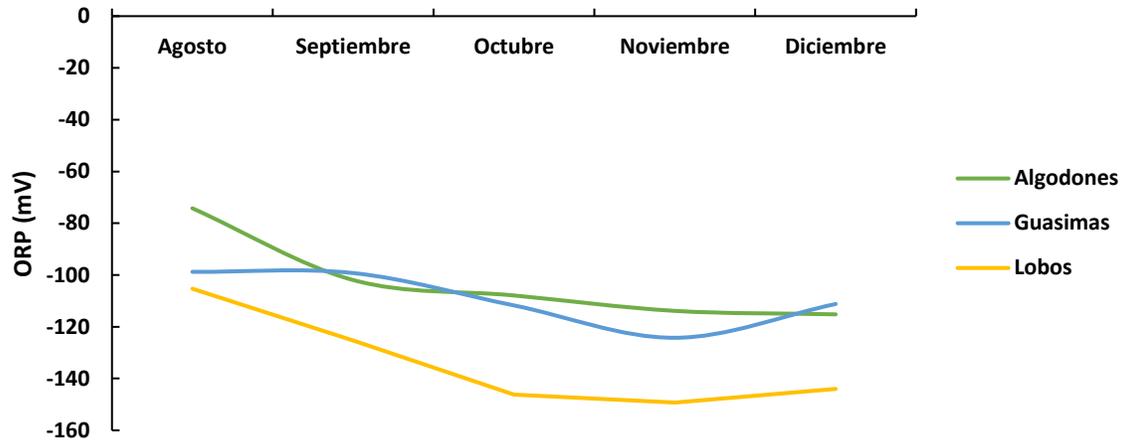


Figura 5. Niveles de Potencial Óxido Reducción en agua, registrados en las lagunas de monitoreo en los meses de agosto-diciembre 2021

Referencias

- Baqueiro-Cárdenas, Erick Raúl, Borabe, Luz, Goldaracena-Islas, Carolina G., y Rodríguez-Navarro, Josefina. (2007). Los moluscos y la contaminación: Una revisión. *Revista mexicana de biodiversidad*, 78(Supl. oct), 1-7.
- Bogan AE. 2001. The ecology of freshwater mollusks. *Chicago J.* 20:325-328.
- Castillo-Domínguez, A., Barba Macías, E., Navarrete, ADJ, Rodiles-Hernández, R. y Jiménez Badillo, MDL (2011). Ictiofauna de los humedales del río San Pedro, Balancán, Tabasco, México. *Revista de Biología Tropical*, 59 (2), 693-708.
- Caviedes V, Carrasco J. 2015. Diversidad de moluscos (gasterópodos y bivalvos) en la laguna de Chachaguala, Parque Nacional Cuyamel- omoa, Honduras.
- Cejudo-Espinosa, Eduardo, Infante-Mata, Dulce, Capistrán-Barradas, Ascención, López-Rosas, Hugo, Castillo-Campos, Gonzalo, Pale-pale, Jesús, Moreno-Casasola, Patricia, Campos-Cascaredo, Adolfo (2010). Composición florística, diversidad y ecología de humedales herbáceos emergentes en la planicie costera central de Veracruz, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, (87),29-50 ISSN: 0366-2128.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad)., (2022) Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica. Available online: <https://bioteca.biodiversidad.gob.mx/janium/Documentos/15070.pdf>
- Davis, TR, Harasti, D, Kelaher, B, Smith, SDA. Spatial and temporal variation in subtidal molluscan diversity amongst temperate estuarine habitats. *Mar Ecol.* 2017; 38: e12428. <https://doi.org/10.1111/maec.12428>
- Donnarumma L, Sandulli R, Appoloni L, Di Stefano F, Russo GF (2018b). Características morfoestructurales y ecológicas de una bioconstrucción vermética poco profunda en el Mar Tirreno (Mar Mediterráneo, Italia). *Journal of Sea Research*, 131: 61–68.
- Escobedo-Urias, D. C. (1997). Hidrología, nutrientes e influencia de las aguas residuales en la Laguna de Santa María, Sinaloa (Doctoral dissertation, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas).
- Fischer, Walter & Krupp, Friedhelm & Schneider, Wolfgang & Sommer, Corinna & carpenter, Kent & Niem, Volker. (1995). Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca, Pacífico centro-oriental; vol. 1.
- García-Cubas, A., de la Llata, F. E., Ania, L. V. G., & Reguero, M. Trabajo recibido el 17 de noviembre 1989 y aceptado para su publicación el 11 de enero 1990.
- Hendrickx, M. E. y R. C. Brusca. 2005. Mollusca, cap. 15. In A distributional checklist of the macrofauna of the Gulf of California, Mexico. Part I. Invertebrates. [Listado y distribución de la macrofauna del golfo de California, México, Parte I. Invertebrados], M. E. Hendrickx, R. C. Brusca y L. T. Findley (eds.). Arizona-Sonora Desert Museum, Tucson. p. 195-310.
- Hutchens, Jr, John & Walters, Keith. (2006). Gastropod abundance and biomass relationships with salt marsh vegetation within ocean-dominated South Carolina, USA estuaries. *Journal of Shellfish Research*. 25. 947-953.

- Jader J, Usme R, Agudelo GP, Lucía D, Pinzón C. 2013. Macroinvertebrate Trophic Groups in an Andean Wetland of Colombia. *Acta Biológica Colomb.* 18:279-292.
- Kennish, MJ y Paerl, HW (2010) Coastal Lagoons Critical Habitats of Environmental Change. En: Kennish, MJ y Paerl, HW (Eds.). *Lagunas costeras: Hábitats críticos de cambio ambiental (Serie de ciencias marinas)*, CRC Press, Boca Raton, 1-16.
- Kiorboe, Thomas & Mohlenberg, F. (1981). Particle Selection in Suspension-Feeding Bivalves. *Marine Ecology Progress Series.* 5. 10.3354/meps005291.
- López, A. G. (2008). Variabilidad espacial de temperatura, salinidad y transparencia en el ambiente pelágico del PNN Gorgona durante septiembre 2007 y marzo 2008. *Boletín Científico CIOH*, (26), 157-163.
- López-Medellín, X. y Ezcurra, E. (2012). La productividad de los manglares en el noroeste de México: un metaanálisis de datos actuales. *Revista de conservación costera*, 16 (3), 399-403.
- Montagna PA, Kalke R. *Ecología de moluscos infaunales en los estuarios del sur de Texas.* *Soy Malacol Bull.* 1995; 11: 163–75.
- Montagna, Paul & Palmer, Terence & Kalke, Richard & Gossmann, April. (2008). Suitability of Using a Limited Number of Sampling Stations to Represent Benthic Habitats in Lavaca-Colorado Estuary, Texas. *Environmental Bioindicators.* 3. 156-171.
- Moreno-Casasola, P., & Warner, B. (2009). *Breviario para describir, observar y manejar humedales.* México: RAMSAR Instituto de Ecología A.C., CONANP, US Fish and Wildlife Service US State Department.
- Pennington, T. D. y Sarukhán, J., 2005. *Arboles tropicales de México.* México: INIF y FAO.
- RAMSAR (2022). *Ficha informativa de los humedales de Ramsar, Complejo Lagunar Bahía Guásimas –Estero Lobos.* Available online: <https://rsis.ramsar.org/es/rsis/1790> Accessed on 25 July 2022.
- Rhoads, D.C. y D.K. Young, 1970. The influence of deposit-feeding organisms on sediment stability and community structure. *J. Mar. Res.*, 28: 150-178.

***Área temática:
Tecnología y
biotecnología-
ambiental***

Capítulo XII. Biorremediación de suelos contaminados con aceite residual automotriz aplicando lombricomposta y lipasa de *Ricinus communis* L.

Omar Sánchez-Mata^{1*}; Miguel Mauricio Aguilera-Flores¹; Verónica Ávila-Vázquez¹

¹Instituto Politécnico Nacional, Unidad Profesional Interdisciplinaria de Ingeniería Campus Zacatecas, Ingeniería Ambiental (UPIIZ), Blvd. Del Bote 202 Cerro del Gato Ejido La Escondida, Col. Ciudad Administrativa 98160 Zacatecas, Zac., México.

*Autor de correspondencia: omsanchezm@ipn.mx

Resumen

Los hidrocarburos son compuestos orgánicos que han tenido gran impacto en diversas actividades. Sin embargo, se han considerado como uno de los principales contaminantes en el ambiente. Un manejo inadecuado de los residuos generados por el uso de hidrocarburos causa impactos negativos hacia la salud humana y el ambiente. Uno de los derivados de los hidrocarburos es el aceite residual automotriz (ARA), el cual es clasificado como un residuo peligroso (RP) del sector automotriz, siendo uno de los principales sectores de generación de RP en México y en el estado de Zacatecas. Se ha demostrado que la lombricomposta favorece el crecimiento de microorganismos presentes en el suelo que son capaces de degradar ARA, mientras que la lipasa de *Ricinus communis* L. cataliza la reacción de hidrólisis de hidrocarburos presentes en suelos contaminados con ARA. Por lo tanto, este estudio evaluó la biorremediación de suelos contaminados con ARA aplicando lipasa de *Ricinus Communis* L. y lombricomposta comercial. Los ensayos de remediación consistieron en 3 lotes de tratamiento con 3 ensayos de biorremediación cada uno con una concentración inicial de ARA de 10,000 mg/kg base seca, siendo dichos ensayos: 1) aplicación de lipasa y lombricomposta a condiciones ideales de la enzima (CI), es decir, a pH 4.5 del suelo y temperatura de 37 °C; 2) aplicación de lipasa y lombricomposta a condiciones ambientales (CA), es decir a pH del suelo (~7) y temperatura ambiente (~20 °C); y 3) atenuación natural (AN), sin la modificación de pH ni temperatura y sin la adición de lombricomposta ni lipasa, fungiendo este último como blanco. La cantidad de enzimas agregada fue de 100 mL de una solución al 3% (p/p), y de lombricomposta fue de 100 g con una relación C/N de 100:1. Semanalmente se realizó la determinación de la concentración de ARA vía Soxhlet y al cabo de 7 semanas de haber evaluado la concentración ARA se realizó un análisis estadístico que permitió comparar los 3 ensayos de tratamiento. Los resultados arrojaron un porcentaje de remoción de ARA del 99.90±0.01% para el caso de CI, mientras que para CA se obtuvo un porcentaje de remoción de 78.61±0.06%, y para AN un porcentaje de remoción del 7.43±0.06%, en donde los tres tratamientos presentaron diferencias estadísticas entre sí rechazando la hipótesis nula con una confiabilidad del 95%, dichas concentraciones alcanzaron sus límites máximos permisibles a excepción de AN, de acuerdo al uso del suelo del mismo, con base en la NOM-138-SEMARNAT/SSA1-2012. La biorremediación de suelos contaminados con aceite residual automotriz aplicando lipasa y lombricomposta resultó ser una tecnología favorable para ser aplicada tanto in situ como ex situ basándose en los resultados experimentales obtenidos con diferencias estadísticas significativas entre sí, por lo que ello abre la brecha de investigación para definir las condiciones en las que pueda ser aplicada en campo.

Palabras clave: Aceite residual automotriz, biorremediación, lipasa, lombricomposta, *Ricinus Communis* L.

Bioremediation of soil contaminated with automotive waste oil by vermicompost and lipase of *Ricinus communis* L.

Abstract

Hydrocarbons are organic compounds that have a wide range of applications. However, they have been identified as one of the major pollutants in the environment. Inadequate hydrocarbon waste management causes negative impacts on human health and the environment. Residual automotive oil (RAO) is a hydrocarbon derivative classified as hazardous waste (HW) in the automotive sector, one of the main HW generation sectors in Mexico and the state of Zacatecas. This study evaluated the bioremediation of RAO-contaminated soils using lipase from *Ricinus Communis* L. and commercial vermicompost. The remediation tests consisted of three batches of treatment with three bioremediation tests and an initial concentration of RAO of 10,000 mg/kg dry basis. The bioremediation tests were: 1) application of lipase and vermicompost at ideal conditions for the enzyme (CI), that is, at soil pH 4.5 and a temperature of 37 °C; 2) application of lipase and vermicompost at ambient conditions (CA), that is, at soil pH (7) and room temperature (~20 °C); and 3) natural attenuation (AN), without the modification of pH or temperature and without the addition of vermicompost or lipase. The enzymes were added in the form of 100 mL of a 3% (p/p) solution and 100 g of vermicompost with a C/N ratio of 100:1. The RAO concentration was determined weekly using Soxhlet. After seven weeks of evaluating the RAO concentration, a statistical analysis was performed to compare the three treatment trials. The results showed a removal percentage of RAO of $99.90 \pm 0.01\%$ for the case of CI, $78.61 \pm 0.06\%$ for CA, and $7.43 \pm 0.06\%$ for AN, where the three treatments presented statistical differences between them, rejecting the null hypothesis with a reliability of 95%. These concentrations reached their maximum permissible limits, except for AN, according to the soil use and based on the NOM-138-SEMARNAT/SSA1-2012. Based on the experimental results obtained with significant statistical differences between them, the bioremediation of soils contaminated with residual automotive oil using lipase and vermicompost turned out to be a promising technology to be applied both in situ and ex-situ, opening the research gap to define the conditions under which it can be applied in the field.

Keywords: Automotive residual oil, bioremediation, lipase, *Ricinus Communis* L, vermicompost.

Introducción

El aceite residual automotriz (ARA) es una mezcla de moléculas insolubles de HC alifáticos, aromáticos, policíclicos, halogenados y metales pesados que cuando contamina el suelo afecta negativamente su estructura, impide el intercambio gaseoso con la atmósfera e inhibe la actividad de las poblaciones microbianas nativas, reduce su fertilidad y la cobertura vegetal (Shirdam *et al.*, 2008).

La bioestimulación con lombricomposta (LBC) consiste en la adición de sustrato para estimular el crecimiento de microorganismos presentes en el suelo. Comúnmente es utilizada la LBC para favorecer el crecimiento microbiano de un suelo contaminado con HC (Coria, 2007).

Aguilera *et al.* (2022), evaluó el potencial catalítico de la lipasa de *Ricinus communis* L., para la remediación de suelos contaminados con aceite lubricante usado con una concentración inicial de 10,000 mg/kg, obteniendo un porcentaje de remoción de $14.23 \pm 1.92\%$, $35.71 \pm 5.17\%$, $14.11 \pm 6.71\%$ y $94.26 \pm 1.91\%$ para los ensayos de atenuación natural con pH de 8.2 a temperatura ambiente $\sim 20^\circ\text{C}$ (sin la adición de urea ni lipasa), bioestimulación (utilizando urea 10 % (p/v), pH 8.2 a temperatura ambiente $\sim 20^\circ\text{C}$), condiciones ambientales (adicionando la enzima lipasa de *Ricinus communis* L., pH 8.2 a temperatura ambiente $\sim 20^\circ\text{C}$) y condiciones ideales (adicionando la enzima lipasa de *Ricinus communis* L., con las condiciones de trabajo óptimas de dicha enzima mostradas experimentalmente por Santos *et al.* (2013) y Avelar *et al.* (2013) con pH 4.5 a una temperatura de 37°C).

Se ha mostrado que tanto la bioestimulación con LBC así como el uso de la enzima lipasa de *Ricinus communis* L. muestran resultados favorables en la remediación de suelos contaminados con ARA. Por lo anterior el presente proyecto evaluó la bioestimulación con LBC y la adición de la lipasa de *Ricinus communis* L., evaluando tres lotes de tratamiento con tres repeticiones cada uno siendo estos dos lotes de tratamiento en condiciones ambientales estándar (CA) a, condiciones ideales (CI) con las condiciones óptimas de la enzima lipasa de *Ricinus communis* L. probada experimentalmente en la remediación de ARA de acuerdo con Aguilera *et al.* (2022) a su vez el tercer ensayo de atenuación natural (AN) será utilizado como ensayo de control utilizando como indicador la concentración de ARA para los tres lotes de tratamiento mencionados.

Material y métodos

Muestreo y caracterización fisicoquímica del suelo y adicción de la lombricomposta

El muestreo del suelo y su posterior análisis se realizaron de acuerdo con la NOM-021-SEMARNAT-2000. El muestreo consistió de 15 tomas de muestra simple del tipo zig-zag aleatorio, para un tipo de suelo castañozem lúvico con una superficie de 555 m^2 , en donde el uso del suelo es del tipo residencial y con una concentración inicial de ARA de 0 mg/Kg , para el análisis del suelo se consideraron parámetros como: textura, capacidad de retención de humedad, pH, nitrógeno inorgánico (N) y materia orgánica (C), así como el análisis de una composta comercial determinando la concentración de nitrógeno inorgánico y materia orgánica (C) para establecer la relación C/N en el suelo como lo menciona Juárez-Cisneros (2014).

*Extracción de la enzima lipasa a partir de la Higuierilla (*Ricinus communis* L.)*

El proceso se llevó a cabo de acuerdo con la metodología descrita por Pierozan *et al.* (2009), en donde se retiró la cáscara del fruto de la Higuierilla para la obtención de la semilla que es donde se encuentra la enzima lipasa. La lipasa fue obtenida a partir de la trituración de la semilla y utilizando como solvente de extracción la acetona para una posterior filtración del extracto en polvo obtenido y la preparación con dicho extracto de una solución al 3 % (p/p).

Ensayo de descontaminación

Los ensayos de descontaminación se llevaron a cabo mediante el *método descrito por Margesin (1999)* con ligeras modificaciones, donde se realizaron 3 lotes de tratamiento con 3 repeticiones cada uno, agregando una concentración de ARA de 10,000 mg/kg base seca, los lotes de tratamiento fueron: AN (sin la adición de enzima ni LBC), CA con pH de 7 y temperatura de 20°C y bioestimulación en CI con pH 4.5 y temperatura de 37°C, para lograr las condiciones ideales del ensayo.

Además de las condiciones descritas para CA y CI, se les agregó 100 g de LBC con la relación de (100:1) C/N *descrito por Juárez-Cisneros (2014)*. Aunque cabe mencionar que dicha relación agregada fue de (161:1) C/N debido a la composición de la LBC comercial. La adición del extracto enzimático se realizó mediante 100 mL de una solución al 3% (p/p). Los lotes de tratamiento fueron dispuestos en bandejas las cuales se dejaron en reposo por un periodo de 56 días tomando submuestras de 10 g semanalmente y manteniendo una humedad constante del 41.54% para los lotes de tratamiento, siendo ésta la capacidad de campo del suelo de interés. Los tratamientos fueron comparados estadísticamente mediante t-student con el fin de establecer si existen diferencias significativas entre los lotes de tratamiento.

Determinación del contenido de aceite residual automotriz (ARA)

La extracción del ARA se realizó conforme al método establecido en la NMX-AA-134-SCFI-2006 para la extracción de HC de fracción pesada en suelos con una modificación, utilizando cloruro de metileno en lugar de n-hexano como disolvente de extracción, con extracción Soxhlet. La determinación de la remoción del ARA se realizó cada 7 días y se reportó como porcentaje de remoción de ARA, mediante la ecuación (1):

$$\% \text{Remoción de ARA} = \frac{(C_f - M_{\text{extraíble}})}{C_i} * 100 \quad (1)$$

Donde:

C i = mg de ARA inicial/mg de suelo inicial contaminado.

C f = mg de ARA extraídos/mg de suelo contaminado

Determinación de la actividad catalítica de las lipasas en suelo

El método para determinar la actividad de la lipasa fue *el empleado por Sakai (2002)* utilizando Tween 20 como sustrato y aplicado al suelo en tratamiento con las lipasas posterior a la adición de las enzimas al mismo. El método consistió en agregar 1 g de suelo en tratamiento, 0.2 mL de tolueno, 0.6 mL de Tween 20, 1.15 mL de agua destilada y solución buffer de acetatos al 0.2 M en un tubo de ensaye. Posteriormente, la muestra contenida en el tubo de ensaye fue incubada a 30 °C y 240 rpm por 18 h. Después de la incubación, se agregaron 8 mL de etanol con el fin de detener la reacción. Enseguida, se centrifugó el tubo de ensaye con el fin de obtener el sobrenadante de la solución, y, por último, se tituló dicho

sobrenadante con NaOH utilizando como indicador rojo de fenol y se calculó la concentración de ácido láurico utilizando la ecuación (2):

$$S = \frac{\frac{1}{V_{max}}(K_m + \frac{K_m * I}{K_j})}{(\frac{I}{V_i} - \frac{I}{V_{max}})} \quad \text{Ecuación (2)}$$

Donde:

S= Concentración de ácido láurico (µg)

I=Concentración de ácido butírico(µg)

V_i=Velocidad inicial de reacción (1/h)

V_{max}=Velocidad máxima de reacción (1/h)

K_m=Constante de disociación del ácido láurico (adimensional)

K_j=Constante de disociación del ácido butírico (adimensional)

Resultados y discusión

Ensayos de descontaminación y determinación del contenido residual del ARA

Los resultados del porcentaje de remoción de ARA (%), se obtuvieron al comparar la concentración inicial de ARA (10,000 mg/Kg) antes del tratamiento de bioestimulación con lombricomposta y lipasa de *Ricinus Communis* L. y posterior a 56 días de tratamiento se obtuvo un porcentaje remoción para de AN,CA y CI de 7.43±0.06 %, 78.61±0.01 % y de 99.90±0.01%, respectivamente dando una concentración final de ARA para AN de 9,257.3±43.59 mg/Kg, CA de 2,138.99±5.77 mg/Kg y CI de 9.73±0.06 mg/Kg, donde los tres tratamientos mostraron diferencias estadísticas significativas entre sí.

El ensayo de AN obtuvo un porcentaje de remoción del 7.43%, por lo que se puede sugerir que la bioestimulación con LBC y la lipasa de *Ricinus communis* L. resultaron ser favorables para la degradación de ARA en suelo. De la misma manera, se puede sugerir que CI para la enzima del tratamiento favorecieron un 21.29% más a comparación de CA del tratamiento, por lo que el control de los parámetros de CI tiene gran importancia en la remediación de ARA en el suelo ya que existen diferencias estadísticas significativas entre CA y CI. 2. En un periodo de 49 días evaluados, se obtuvieron para CI, CA y AN fueron de AN de 9,257.3±43.59 mg/Kg, CA de 2,138.99±5.77 mg/Kg y CI de 9.73±0.06 mg/Kg. Dichas concentraciones se encontraron por debajo de sus límites máximo permisible, a excepción de AN, de acuerdo al uso del suelo con base en la NOM-138-SEMARNAT/SSA1-2012 como se observa en la figura 2.

Estimación de la actividad catalítica en el suelo

La actividad enzimática fue de 3.5 h para CA (volumen gastado de NaOH en la valoración de 2.35 mL) y para CI (volumen gastado de NaOH en la valoración de 2.8 mL), 2.5 h. como se muestra en las Figuras 3 y 4.

De acuerdo con Sakai (2002), para dicha metodología la concentración de ácido láurico al inicio del tratamiento es de 100 µg/g suelo seco, con una actividad estimada de 70% en 4 h,

para el caso de CA se tiene una concentración inicial de 98.35 $\mu\text{g/g}$ suelo seco en cual se obtuvo una actividad estimada del 31.07% en 4 h, mientras que para CI se tiene una actividad estimada del 65.30% en un periodo de 2.5 h.

Como se muestra en los resultados la actividad se ve favorecida en utilizando las CI de la lipasa ya que se obtuvo una mayor actividad de porcentaje de hidrólisis en 2.5 h siendo 34.24 % mayor a comparación de CA en 3.5 h, otros autores han obtenido porcentajes de hidrólisis de ácido láurico utilizando lipasa de *Ricinus communis* L. dentro del rango obtenido en el presente estudio como lo son Mora Gil (2003) con 63.00%, Rodríguez (1997) con 30.15%, y Guillen (2012) con un 56.35% de eficiencia. Por lo que existen porcentajes de hidrólisis que se encuentran en el rango de los resultados obtenidos. No obstante, otros autores como González (2018), Aguilera *et al.* (2022) y Sakai (2002), reportaron valores en los que sobrepasan los porcentajes obtenidos. Aunque en los resultados de remoción de ARA se ha observado que en CI ha sido optimizada la degradación del mismo a comparación de CA, es probable que la actividad catalítica de la lipasa haya influido favorablemente en la degradación de ARA en las condiciones óptimas de la enzima esto debido a que existen diferencias estadísticas entre los lotes de tratamiento de CA y CI, donde en CI se ajustaron a las condiciones óptimas de la lipasa para la remediación de ARA como lo menciona Aguilera *et al.* (2022).

Conclusiones

El proceso de atenuación natural fungió como indicador de la bioestimulación con lombricomposta y *Ricinus communis* L. en la remediación de aceite residual automotriz, para los ensayos de tratamiento de condiciones ambientales y condiciones ideales se obtuvieron resultados favorables en donde para ambos tratamientos sus concentraciones finales se encontraron por debajo de la concentración del límite máximo permisible con base en la NOM-138-SEMARNAT/SSA1-2012, en donde el límite máximo permisible se utilizó como indicativo el rango de la remediación del suelo con ARA, alcanzando para CI el rango de remediación en 29 días mientras que para CA se alcanzó en 49 días.

Se realizó la estimación de la actividad catalítica mediante valoración con NaOH en el suelo para condiciones ambientales y condiciones ideales obteniendo un porcentaje de hidrólisis de ácido láurico de 31.07% en 3.5 h y de 65.30% en un periodo de 2.5 h, respectivamente. Dichos porcentajes se encuentran dentro del rango de hidrólisis de ácido láurico como lo mencionan varios autores.

Se obtuvieron diferencias estadísticas significativas entre los lotes de tratamiento de AN, CA y CI, en donde la bioestimulación con LBC y la lipasa de *Ricinus Communis* L., obteniendo resultados favorables en conjunto como una potencial técnica para la remediación de suelos contaminados con ARA.

Figuras

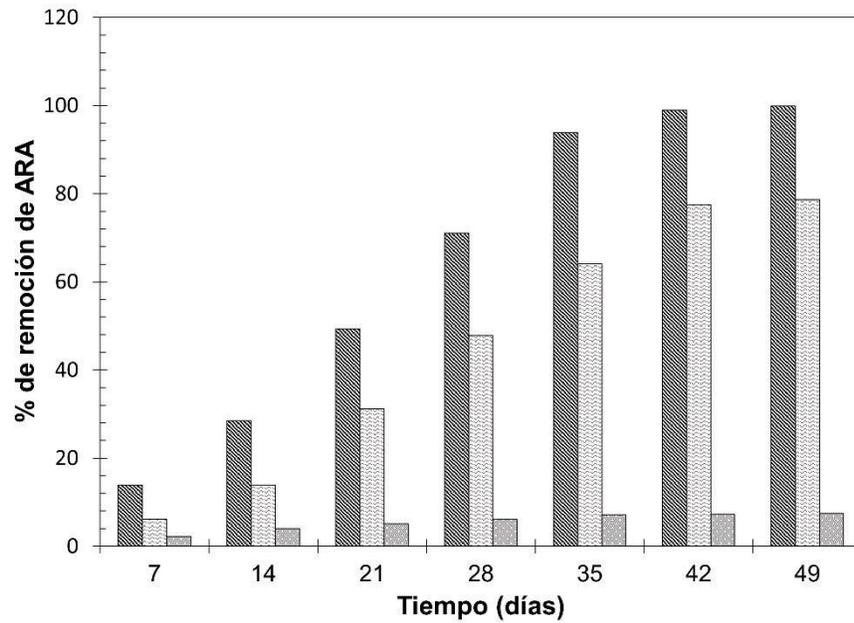


Figura 1. Porcentaje de remoción de ARA para los tres lotes de tratamiento

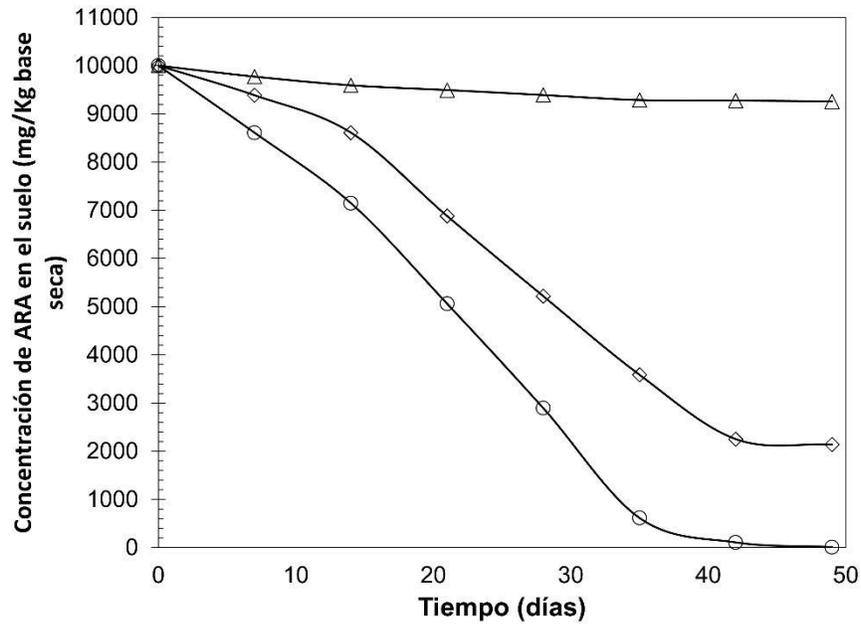


Figura 2. Concentración de ARA en el suelo (mg/kg base seca) durante el tratamiento de remediación.

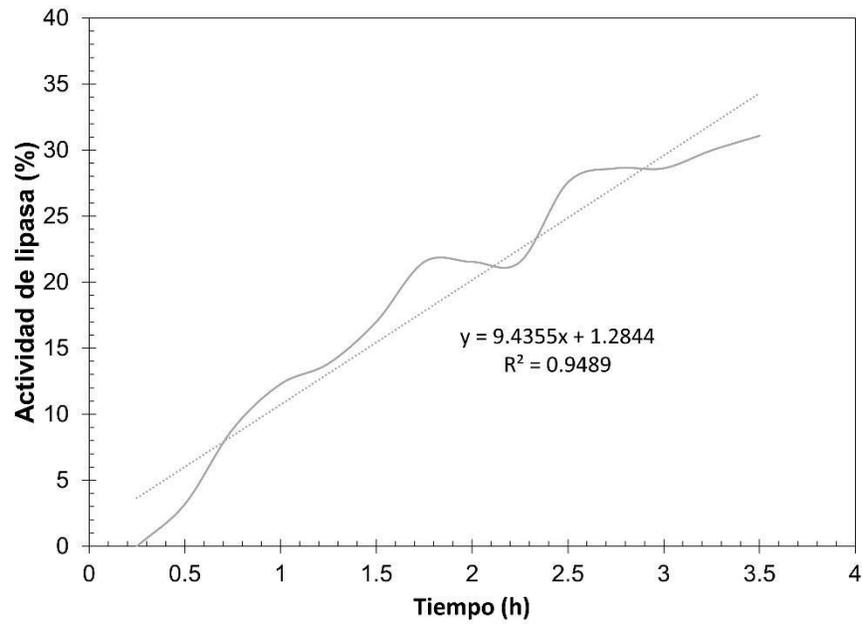


Figura 3. Actividad catalítica en condiciones ambientales (CA) con Valoración

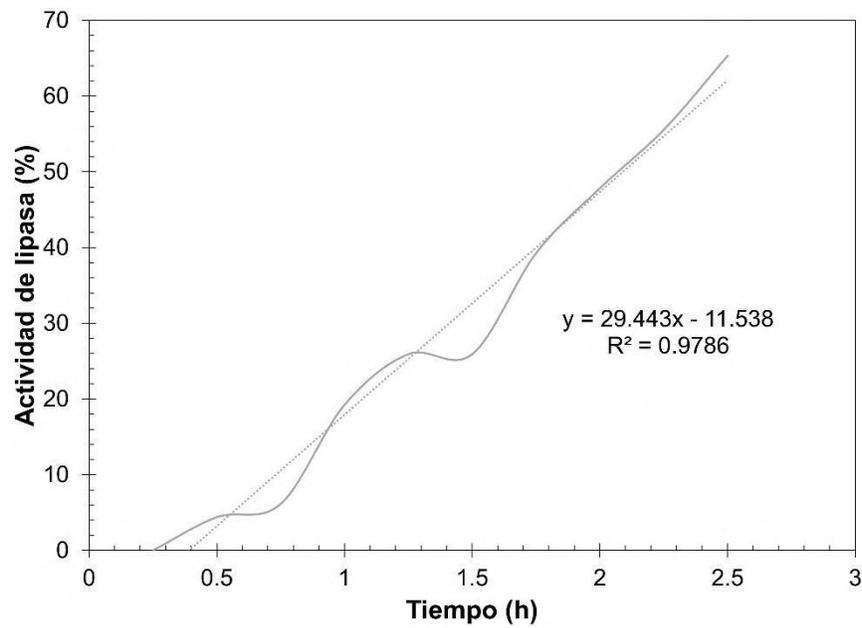


Figura 4. Actividad catalítica en condiciones ideales (CI) con Valoración.

Referencias

- Aguilera Flores, M. M., Sánchez Castro, M. A., Ávila Vázquez, V., Correa Aguado, H. C., & García Torres, J. (2022). Evaluation of the lipase from castor bean (*Ricinus Communis* L.) as a potential agent for the remediation of used lubricating oil contaminated soils. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 1-17.
- Avelar, M., Cassimiro, D., Sandos, K., Domingues, R. C., F. de Castro, H. & Mendes, A. (2013). Hydrolysis of vegetable oils catalyzed by lipase extract powder from dormant castor bean seeds. *Industrial Crops and Products*, 452-458.
- González Rivas. (2018). Caracterización fisicoquímica de biodiésel de aceite de higuera producido a partir de catálisis enzimática con lipasas de *Ricinus communis* L. Tesis de pregrado. Instituto Politécnico Nacional. México.
- Guillen Motalbán M. (2012). Caracterización, inmovilización y aplicación en biocatálisis de lipasas. *Universidad Autónoma de Barcelona*, 1, 61-73.
- Coria I. D. (2007). Remediación de suelos contaminados con hidrocarburos. *UAIS Sustentabilidad*, 3, 3-9.
- Juárez-Cisneros Gladys. Agosto 2014. Bioremediation of soil polluted by waste motor oil by biostimulation with vermicompost and phytoremediation with *Sorghum vulgare* inoculated by *Bacillus cereus* and *Rhizobium etli*. *Journal of the Selva Andina Biosphere*, 2, 2-5.
- Margesin, R., Zimmerbauer, A. & Schinner, F. (1999). Soil lipase activity—a useful indicator of oil biodegradation. *Biotechnology Techniques*, 13(12), 859-863.
- Mora Gil. (2003). Lauric Acid: Bioactive Component of the Palm Kernel Oil. *PALMAS*, 24, 79-83.
- Pierozan, M. K., da Costa, R. J., Antunes, O. A., Oestreicher, E. G., Oliveira, J. V., Cansian, R. L., Treichel H. & de Oliveira, D. (2009). Optimization of extraction of lipase from wheat seeds (*Triticum aestivum*) by response surface methodology. *Journal of agricultural and food chemistry*, 57(20), 9716-9721.
- Rodríguez R. (1997). Hidrólisis del aceite de coco (*Cocos nucifera* L) mediante enzimas estereoespecíficas y sin especificidad posicional. *Grasas y Aceites*, 48, 6-10.
- Santos, K., Cassimiro, D., Avelar, M., Hirata, D., de Castro, H., Fernández, R. & Mendes, A. (2013). Characterization of the catalytic properties of lipases from plant seeds for the production of concentrated fatty acids from different vegetable oils. *Industrial Crops and Products*, 462-470.
- Sakai Y, Hayatsu M. & Hayano K 2002: An improved method for determination of p-nitrophenyl acetate esterase activity in soil. *Ip. I. Soil Sci. Plant Nutr*: 73,45- 47
- Shirdam R, Zand AD, Bidhendi GN, Mehrdadi N. (2008). Phytoremediation of hydrocarbon-contaminated soils with emphasis on the effect of petroleum hydrocarbons on the growth of plant species. *Phytoprotection*.

Capítulo XIII. Evaluación de un biorreactor aerobio escala piloto para la bioaumentación de la bacteria *Pseudomona Sp.*

Amalia Xiutlhalzin Ruiz-Moreno^{1*}, Azucena del Rosario Fraire Vázquez¹, Fernando Pérez Márquez¹

¹Instituto Tecnológico Superior de Comalcalco - Carretera vecinal Comalcalco-paraíso km 2. Ra. Occidente Segunda sección, Comalcalco, Tabasco.

*Autor de correspondencia: amalia.ruiz@comalcalco.tecnm.mx

Resumen

*El mayor problema de contaminación de los suelos por aceites lubricantes de motor tiene lugar en talleres mecánicos, ya que estos no cuentan con un lugar para almacenar los residuos generados por este tipo de actividades, por lo que optan por desecharlo directamente al suelo. Esta problemática se presenta en el taller "Los Tintos" ubicado en R/a Moctezuma Primera Sección de Paraíso, Tabasco. Por lo anterior, surge la necesidad de establecer técnicas de biorremediación empleando microorganismos nativos como la *Pseudomona Sp.* Se planteó el uso de un biorreactor tipo Bach a escala piloto que permitió la bioaumentación de la bacteria *Pseudomonas Sp.*, para esto se aisló la bacteria de suelo contaminado y se identificó mediante pruebas fisicoquímicas, microbiológicas y bioquímicas. Se observó el crecimiento microbiano a partir de la Técnica de Biomasa Total Seca (BTS). La toma de muestra se realizó cada hora por triplicado durante 7 horas continuas. Se obtuvo un pH promedio de 5.7 (moderadamente ácido). El rango de temperatura promedio fue de 43.5°C. Se observó que la bacteria se adaptó al medio de sustrato propuesto. En la determinación de BTS se identificaron la fase de adaptación (0.006006 g/mL) y la fase de crecimiento exponencial (0.0165165 g/mL). Se logró el aislamiento, identificación y bioaumentación de *Pseudomona Sp.**

Palabras clave: *Biorremediación, Contaminación, Aislamiento, Curva de Crecimiento.*

Evaluation of a pilot-scale aerobic bioreactor for the bioaugmentation of the bacteria *Pseudomona Sp*

Abstract

*The biggest problem of soils contamination by motor oil occurs in mechanical workshops, due to they don't have where to store their oil waste, so they choose to dispose of it directly on the ground. This problem is presented in the mechanical workshop "Los Tintos" located in Rancheria Moctezuma First Section of Paraíso, Tabasco. Therefore, to establish bioremediation techniques using native bacteria as *Pseudomonas Sp* is necessary. A Bach-type bioreactor on a pilot scale was used for bioaugmentation of the bacteria *Pseudomonas Sp*, which was isolated from a contaminated soil. Physicochemical, microbiological, and biochemical tests were performed for its identification. Microbial growth was observed by Total Dry Biomass Technique (BTS). Sampling was performed every hour in triplicate for 7 continuous hours. An average pH of 5.7 (moderately acid) was determined. The average temperature range was 43.5°C. It was observed the bacteria adapted to the proposed substrate medium. In the BTS determination, the adaptation phase (0.006006 g/mL) and the exponential growth phase (0.0165165 g/mL) were identified. Isolation, identification and bioaugmentation of *Pseudomonas Sp* were achieved.*

Keywords: *Bioremediation, Contamination, Isolation, Growth Curve*

Introducción

El incremento de automóviles a nivel mundial está generando una problemática social por la contaminación ya que sus motores necesitan aceites lubricantes para su buen funcionamiento generando residuos peligrosos. El manejo y disposición final de los aceites lubricantes se realiza de forma inadecuada debido al desconocimiento de quienes intervienen en su manipulación sobre las potenciales consecuencias sobre el medio ambiente (Luján, 2014).

En el caso particular de los aceites lubricantes automotrices, los principales generadores son los talleres mecánicos donde se realiza el cambio de aceite, basta con hacer un recorrido por los talleres para identificar que no todos manejan adecuadamente sus residuos, es posible encontrar evidencias de derrames en algunos casos a suelo natural, o en las alcantarillas (Jurado, 2017).

Las técnicas de biorremediación consisten en hacer uso de microorganismos o plantas para conseguir eliminar mediante biodegradación la contaminación por compuestos orgánicos (Irfan, 2010). El empleo de la bacteria *Pseudomona Sp.* ha demostrado ser uno de los métodos más ecológicos, debido a que es rentable pues transforma a los aceites de lubricantes en subproductos inocuos como el dióxido de carbono y el agua. Esta presenta un rol a destacar en el proceso de biorremediación debido a su gran capacidad catabólica, requerimientos abióticos no muy exigentes y fácil adaptación a condiciones adversas. Lo cual permite participar activamente en la degradación de contaminantes tales como hidrocarburos y metales pesados (Prakash & Irfam, 2011).

En el taller mecánico “Los Tintos” ubicado en R/a Moctezuma 1ra de Paraíso, Tabasco se observa el derrame de aceites lubricantes para motor de vehículos, el cual es causado por el manejo inadecuado del mismo, esta situación se ha presentado desde hace aproximadamente 15 años desde que este taller empezó a ofrecer sus servicios. En esta investigación se identificó que en este sitio no cuentan con ningún almacén de residuos peligrosos. Es por ello por lo que surge la necesidad de proponer una técnica para recuperación de suelos contaminados, dado que la bacteria *Pseudomona Sp.* realiza una importante función de biorremediación, es conveniente aislar una población nativa para favorecer su crecimiento y reproducción mediante la técnica de bioaumentación en un biorreactor tipo Batch a escala piloto. El incremento de la biomasa bacteriana será de utilidad para realizar ensayos toxicológicos de la bacteria nativa que permitan conocer su comportamiento ante la presencia de hidrocarburos o aceites lubricantes de motor.

Material y métodos

La primera etapa consistió en el aislamiento y la identificación de la bacteria en estudio, donde se llevó a cabo el análisis de los parámetros fisicoquímicos, microbiológicos y bioquímicos correspondientes a la bacteria. La segunda etapa consistió en el montaje de pruebas piloto experimentales que permitieron monitorear las diferentes variables, tales

como pH, temperatura y biomasa total seca, el experimento se realizó por triplicado y se determinaron los promedios de cada variable, durante el periodo de 0 a 7 horas continuas en intervalos de 60 minutos, como lo sugiere Alfonso-Acosta *et al.*, (2019) con modificaciones a la técnica. La duración del experimento estuvo sujeta a las restricciones sanitarias del laboratorio. El diseño del biorreactor se apoya en un modelo cinético para la obtención de la biomasa y el consumo de sustrato, bajo condiciones controladas, de la bacteria *Pseudomona Sp.* Este modelo tiene como objetivo la bioaumentación de la bacteria de estudio. Para esto se planteó una prueba piloto en el laboratorio de química del Instituto Tecnológico Superior de Comalcalco (ITSC).

El sitio de estudio se realizó en taller mecánico con de nombre “Los Tintos” ubicado en la ranchería Moctezuma 1ra Sección de Paraíso, Tabasco. El muestreo se realizó el día 22 de febrero del 2021 de acuerdo con las especificaciones de la NOM-138-SEMARNAT/SSA1-2012. Para la delimitación del sitio de estudio se realizaron cuadrantes de 2m², se tomaron un total de 4 muestras de 500 g de suelo contaminado con aceite lubricante de motor. Y se transportaron al ITSC en refrigeración a una temperatura de 4-6 °C. Se preparó la muestra con respecto a los métodos AS-01 que especifica la norma NOM-021-SEMARNAT-2000. Finalmente, empleando los métodos AS-01 (preparación de la muestra) se pesó 1.5 kg de suelo para su análisis.

Determinación fisicoquímica

La prueba de pH se realizó con base en el método AS-02 por el procedimiento de Bouyoucos de la NOM-021-SEMARNAT-2000. Para medir la temperatura se empleó la técnica de Bolívar, (2020) colocando el termómetro marca Dove con un rango de 100°C.

Determinación microbiológica

Se preparó una solución madre en concentración 1:10 y se seleccionó 10 g de la muestra en condiciones asépticas de trabajo. Para la preparación del medio de sólido Agar Cetrimida se llevó a cabo de acuerdo con las instrucciones del fabricante, agregando 1 mL de glicerol como fuente de carbono, y se ajustó el pH del medio a 7.2 (+/- 0.2). Para la identificación de la morfología de las colonias se realizaron 10 frotis los cuales fueron teñidos con la técnica de tinción de Gram. La observación bajo el microscopio compuesto se llevó a cabo con respecto a la técnica de microscopía en campo claro (Madigan *et al.*, 2009).

Determinación de pruebas bioquímicas

Se realizó la prueba de la catalasa de acuerdo con el procedimiento de Bonilla (2016), empleando peróxido de hidrógeno al 95%. La prueba de licuefacción de la gelatina se realiza de acuerdo con la técnica de Bailon (2003).

Implementación del biorreactor para la producción de Pseudomona Sp.

Para el cálculo del dimensionamiento de volumen del recipiente se empleó la ecuación propuesta por Alfonso-Acosta *et al.* (2019). Las dimensiones se calcularon con una relación de altura - diámetro (H:D) mediante la ecuación 1:

$$VF = \frac{(\pi)(D^2)(H)}{4} \quad \text{Ecuación (1)}$$

Donde:

VF = Volumen del biorreactor (cm³)

$\pi = 3.1416$

D² = Diámetro del biorreactor al cuadrado (cm)

H = Altura (cm)

Para un total de 384.84 mL de capacidad, los cuales fueron redondeados a 400 mL que es el total a utilizar de medio de sustrato (caldo de soya tripticaseína).

Para el montaje del biorreactor se empleó un recipiente con capacidad neta de 500 mL marca Simax Czech Republic para preparar 384 mL del medio de sustrato (Caldo de Soya Tripticaseína) para inocular la bacteria de estudio; se empleó, además, un termómetro de mercurio marca Duve modelo CVQ-20150; un medidor de pH marca Conductronic modelo 2121; una parrilla eléctrica con agitación Thermo Scientific modelo SP131325 para mantener una temperatura óptima 37°C y agitación constante (200-300 RPM), y una bomba de aire con regulador marca AquaJet 101 de 120V x F60Hz x 2W para la aireación constante. Al finalizar el análisis se evalúan las variables de estudio correspondientes: pH, temperatura, biomasa total seca. Una vez preparado el medio se esterilizó y se procedió a inocular de forma directa (Alfonso-Acosta *et al.*, 2019).

Cinética de crecimiento de la bacteria de estudio

Para la determinación de la cinética de crecimiento de la bacteria de estudio, se realizó un monitoreo del pH y temperatura en condiciones controladas, así como la determinación de biomasa total seca.

El procedimiento de la determinación de biomasa total seca se realizó de acuerdo con Arana *et al.* (2012), con modificaciones a la técnica a 2300 RPM. Se realiza el cálculo del factor de concentración con la ecuación correspondiente:

$$FC = \frac{\text{mL de solución}}{\text{mL de diluyente}} \quad \text{Ecuación (2)}$$

Donde:

FC: Factor de concentración

mL de solución: Solución de biorreactor CST + inóculo (mL)

mL de diluyente: Solución salina estéril (mL)

BTS

$$= \frac{\text{Peso final cápsula muestra seca (g)} - \text{Peso inicial cápsula sin muestra (g)}}{FC (g)}$$

Donde:

BTS = Biomasa total seca.

Peso final de cápsula con muestra ya seca = Peso de la cápsula después de agregar 1 mL de pastilla celular + solución salina estéril, y haber secado al horno a 105°C por 24 horas (g).

Peso inicial de cápsula sin muestra y antes de secar (g) = Peso de la cápsula vacía después de lavar y secar (g).

Resultados y discusión

Determinaciones Fisicoquímicas.

Para la medición de pH del suelo contaminado por aceite lubricante para motor, se obtuvo un valor de 5.7 (ver tabla 1), que de acuerdo con lo establecido en la NOM-021-SEMARNAT-2000 es considerado moderadamente ácido. De acuerdo con Volke & Velazco (2002) el pH es muy importante porque influye en la recuperación de suelos contaminados por hidrocarburos, ya que determina el grado de adsorción de iones por las partículas del suelo. El pH encontrado osciló en rangos de 6 a 8, que de acuerdo Alexander (1994) se encuentra dentro del rango óptimo (pH 6-8) lo que facilita la biodegradación de los contaminantes (aceites lubricantes) en el suelo de estudio. Sin embargo, para mantener una mayor capacidad degradante, el pH debe ser neutro, entre 7.4–7.8, evitando al máximo las fluctuaciones.

En los monitoreos realizados, la temperatura promedio fue de 43.5 °C, valor que se encuentra dentro de las temperaturas máximas para el crecimiento de la bacteria. En estudios realizados por Vavasseur (2014) se identificó que en los análisis fisicoquímicos la temperatura tiene un gran efecto sobre la naturaleza del petróleo y sus derivados, afirmando que a bajas temperaturas la viscosidad de los hidrocarburos aumenta, la volatilización de alcanos de cadena corta se reduce y disminuye la solubilidad del oxígeno en el agua.

Determinación de pruebas microbiológicas

Se identificó la presencia y crecimiento de colonias aisladas en el agar Cetrimida. Se observaron colonias alargadas, planas, con el centro elevado y fluorescentes a la luz ultravioleta por efecto del pigmento pioverdina. Se realizó la técnica de tinción de Gram y se observó, con ayuda del microscopio óptico, las características de la bacteria Gram negativa, bacilos en forma de bastones y de coloración rosa correspondientes a la bacteria de estudio. Lo cual coincide con las características reportadas por Paz-Zarza (2019).

Determinación de pruebas bioquímicas

Una vez realizada la prueba de la catalasa se observó un resultado positivo, ya que hubo producción de burbujas, indicando que hay presencia de la enzima catalasa. Para la prueba de la licuefacción de la gelatina. Se observó un resultado positivo en los tubos de ensayo con gelatina nutritiva, ya que presentaron licuefacción por lo que se determinó la presencia de enzimas proteolíticas en la muestra.

Determinación de Biomasa Total Seca

Se aplicó la fórmula para determinar el factor de concentración de la solución del biorreactor donde se obtuvo un valor de 3.33. Una vez obtenidos los datos correspondientes al peso de las cápsulas níquel, se aplicó la fórmula para la determinación de la biomasa total seca expresada en g/mL (ver Tabla 2).

La Figura 1 muestra el aumento de la biomasa total seca debido al incremento del número de la población bacteriana en medio líquido. Durante las horas monitoreadas se observó que la bacteria de estudio se adapta a las condiciones controladas y al medio de sustrato durante las horas 0 y 1 en este rango de tiempo el valor promedio fue de 0.006006 g/mL observando en este momento la fase de adaptación. En un intervalo de tiempo comprendido desde las 2- 5 horas se identificó la fase de crecimiento exponencial. Donde el valor registrado más alto fue 0.0165165 g/mL (ver Figura 1). En estudios realizados por Pinholt *et al.* (2006) con referencia a la biomasa, se debe tener en cuenta la cinética de crecimiento del microorganismo obteniendo mayor rendimiento metabólico en la fase exponencial, debido a que el aumento de esta es un indicador del proceso de biorremediación.

Conclusiones

Se concluyó que tras realizar los análisis fisicoquímicos, bioquímicos y microbiológicos se logró aislar e identificar la bacteria de estudio (*Pseudomona Sp.*). Y una vez aislada se pudo utilizar y manipular para la implementación del biorreactor.

Al llevarse a cabo la evaluación del desempeño del biorreactor, se consiguió la bioaumentación del microorganismo ya que el reactor permitió mantener las condiciones de pH y temperatura deseadas para el crecimiento de la bacteria de estudio.

Tras los resultados obtenidos por medio de las técnicas de biomasa total seca se identificó la fase de adaptación y fase exponencial. Se estima también que de realizar más monitoreos se podrían registrar las dos siguientes etapas, es decir, la fase estacionaria y fase de muerte.

Tablas

Tabla 1. Resultados del monitoreo de pH y temperatura.

Tiempo (Horas)	pH	Temperatura (°C)
Hora 0 (10:30 a.m.)	5.73	45
Hora 1 (11.30 a.m.)	5.79	43
Hora 2 (12.30 p.m.)	5.84	43
Hora 3 (1:30 p.m.)	5.77	45
Hora 4 (2.30 p.m.)	5.79	44
Hora 5 (3:30 p.m.)	5.77	43
Hora 6 (4:30 p.m.)	5.73	42
Hora 7 (5:30 p.m.)	5.79	43

Tabla 2. Resultado de la biomasa total con respecto al tiempo monitoreo.

Tiempo (horas)	Peso inicial	Peso final	Biomasa total seca (g/mL)
Hora 0	35.06	35.10	0.006006
Hora 1	34.95	34.99	0.006006
Hora 2	36.83	36.92	0.0135135
Hora 3	36.7	36.78	0.012012
Hora 4	37.04	37.15	0.0165165
Hora 5	35.18	35.29	0.0165165
Hora 6	37.09	37.19	0.015015
Hora 7	36.95	37.04	0.0135135

Figuras

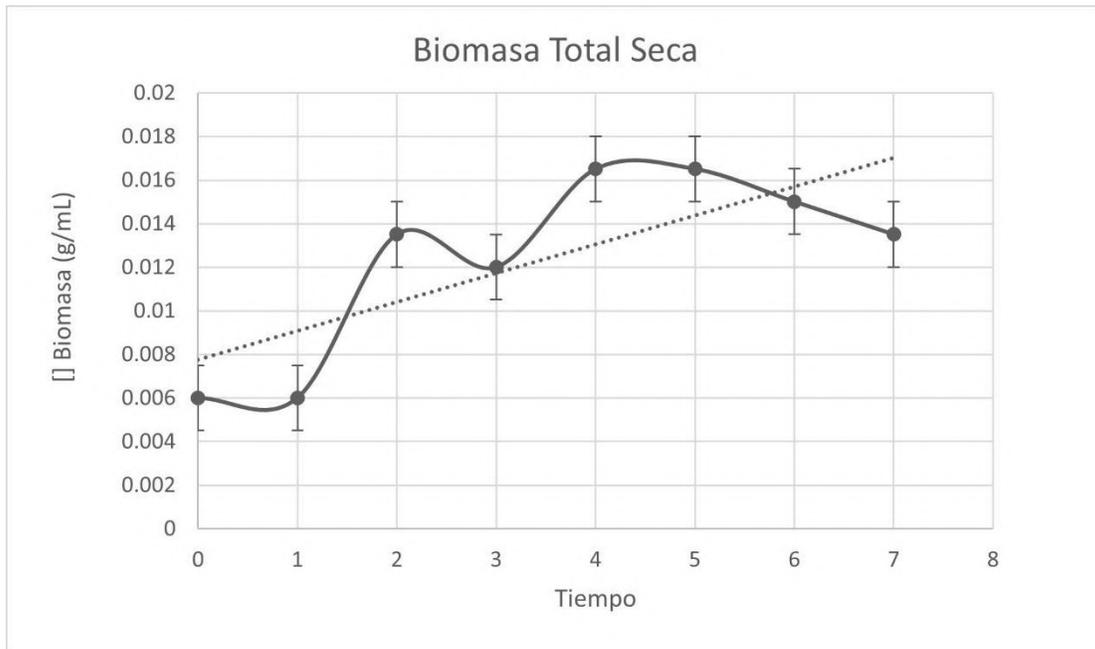


Figura 1. Aumento de la Biomasa Total Seca en el biorreactor tipo Bach escala piloto

Referencias

- Alfonso-Acosta, Yoel, Pérez-Rojas, Arley, & Yll-Lavín, Mario. (2019). Diseño de un biorreactor para la producción de inóculo de *Salmonella enteritidis*. *Revista Cubana de Química*, 31(1), 120-136. Recuperado en 30 de agosto de 2022, de http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S222454212019000100120&lng=es&tlng=es.
- Alexander M. (1994). *Biodegradation and bioremediation*. San Diego: Academic Press.
- Arana Inés, Orruño Maite e Isabel Barcina Isabel. (2012) Como abordar y resolver aspectos prácticos de microbiología 3. Cálculos de biomasa Departamento Inmunología, Microbiología y Parasitología Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea
- Bailon, L. (2003). Atlas de pruebas bioquímicas para identificar bacterias. México. Obtenido de <https://microbitos.files.wordpress.com/atlasmicrobiologia1.pdf>
- Bonilla. (2016). Manual de prácticas de microbiología. Obtenido de [http://www.cua.uam.mx/pdfs/conoce/libros/Manual de microbiologia.pdf](http://www.cua.uam.mx/pdfs/conoce/libros/Manual%20de%20microbiologia.pdf)
- Gallegos, A., & Vlecela, F. (2015). Diagnóstico De La Contaminación Ambiental Causada Por Aceites Usados Provenientes Del Sector Automotor Y Planteamiento De Soluciones Viables Para El Gobierno Autónomo Descentralizado Del Canton Azogues, 1–109. Retrieved from.
- Gutiérrez Cárdenas, Oscar G., Navarro Ibarra, Luis F., Loeza Lara, Pedro D., Río Rodríguez, Oscar Guadalupe del, & Jiménez Mejía, Rafael. (2017). Perfiles de resistencia a antibióticos y metales pesados en *Pseudomonas Aeruginosa* potencialmente patógenas aisladas de agua de uso agrícola. *Nova scientia*, 9(19), 9 7112. <https://doi.org/10.21640/ns.v9i19.957>
- Irfan, M. P. (2011). *Pseudomonas aeruginosa* is present in crude oil contaminated sites of Barmer Region. India.
- Jurado Adalberto. (2017). Contaminación y manejo de aceites lubricantes usados. Revista valores. Hoy en la Salle, universidad la Salle, 31 de octubre 2017. <https://hoy.lasalle.mx/contaminacion-y-manejo-de-aceites-lubricantes-usados/>
- Luján Roca, D.A. (2014). *Pseudomonas Aeruginosa*: un adversario peligroso. Acta bioquímica. clínica. latinoamericana. vol. 48 no. 4. La Plata dic. 2014.
- Madigan M.T., Martinko J.M., Bender K.S., Buckley D.H., Stahl D.A., Brock T. (2015). Brock Biology of microorganisms, 14th edition, Pearson, New York.
- NOM-021-SEMARNAT-2000. (2000). Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificaciones de suelos. Estudios, muestreo y análisis. MÉXICO: SEMARNAT.
- NOM-138-SEMARNAT/SSA1-2012. (2012). Que establece límites máximos permisibles de hidrocarburos en suelos y lineamientos para el muestreo en la caracterización y especificaciones para la remediación. MÉXICO: SEMARNAT
- Paz-Zarza, Victor Manuel, Mangwani-Mordani, Simran, Martínez-Maldonado, Alejandra, Álvarez-Hernández, Diego, Solano-Gálvez, Sandra Georgina, & Vázquez-López,

- Rosalino. (2019). *Pseudomonas aeruginosa*: patogenicidad y resistencia antimicrobiana en la infección urinaria. *Revista chilena de infectología*, 36(2), 180-189. <https://dx.doi.org/10.4067/S0716-10182019000200180>
- Pinholt Y, Struwe S, Kjoller A. (2006). Microbial changes during oil decomposition in soil. *Ecography*. 2:195-200.
- Prakash B & Irfan M. (2011). *Pseudomonas aeruginosa* is present in crude oil contaminated sites of Barmer Region (India). *J. Bioremed. Biodegrad.* 2:129.
- Vavasseur A. (2014). Bioremédiation des sols et des eaux: application aux pollutions chimique et nucléaire. *Pollution Atmosphérique (Supl.)*: 80-86.
- Volke TL & Velasco JA. (2002). *Tecnologías de remediación para suelos contaminados*. INE-SEMARNAT, México.

Capítulo XIV. Evaluación de la máxima producción de metano a partir de la mezcla de aguas residuales de nixtamal (nejayote) y porcícola mediante codigestión anaerobia

Jesús Eduardo Castro Payán¹; Denisse Serrano Palacios^{1*}; Luis Humberto Álvarez Valencia², Juan Francisco Maldonado Escalante¹, Edna Rosalba Meza Escalante¹

¹Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente. Instituto Tecnológico de Sonora. Calle Antonio Caso S/N y E. Kino, Colonia Villa ITSON. Cd. Obregón, Sonora, México. ²Departamento de Ciencias Agronómicas y Veterinarias. Instituto Tecnológico de Sonora. Ciudad Obregón, México.

*Autor de correspondencia: denisse.serrano@itson.edu.mx

Resumen

Una de las tecnologías más utilizadas para reducir la materia orgánica presente en las aguas residuales de alta carga es la digestión anaerobia, la cual aporta ventajas como la obtención de metano contenido en el biogás. El objetivo de este trabajo fue evaluar la capacidad de producción de metano de un lodo anaerobio mediante la digestión y codigestión anaerobia de aguas residuales porcinas (ARP) y nixtamal (ARN). La codigestión del ARN y ARP se llevó a cabo con proporciones (ARN/ARP) de 100/0 a 0/100 (vol/vol) a un ajuste de pH 7 y una DQO soluble de 3300 ±100 mg/L para ambas aguas residuales. La mayor producción de metano fue obtenida con la proporción 25/75 (1114.95 mL), con una eficiencia de remoción de DQO total de 49% y un rendimiento de metano de 0.41 gDQO-CH₄/gDQO_{in}. Por otro lado, la menor producción de metano se obtuvo en los ensayos de 100% ARN (737.35 mL), con una eficiencia de remoción de DQO de 26.31% y un rendimiento de metano de 1.06 gDQO-CH₄/gDQO_{in}. Los resultados obtenidos demuestran que la mezcla de las aguas residuales evaluadas puede trabajar de forma sinérgica para contribuir en la mayor producción de metano.

Palabras clave: Agua residual agroindustriales, producción de metano, mezcla ideal, tratamiento del agua, energía renovable, codigestión anaerobia

Evaluation of the maximum methane production from the mixture of nixtamal (nejayote) and swine wastewater by applying anaerobic co-digestion.

Abstract

One of the most widely used technologies to reduce the organic matter present in high load wastewaters is anaerobic digestion, which provides advantages such as obtaining the methane contained in biogas. The objective of this project was to evaluate the methane production capacity of an anaerobic sludge by mono- and co-digestion of swine (SW) and nixtamal (NW) wastewater. Co-digestion of NW and SW was carried out with ratios (NW/SW) of 100/0 to 0/100 (vol/vol) at a pH 7 adjustment and a soluble COD of 3300 ±100 mg/L for both wastewaters. The highest methane production was obtained with the 25/75 ratio (1114.95 mL), with a total COD removal efficiency of 49% and a methane yield of 0.41 gCOD-CH₄/gCOD_{in}. On the other hand, the lowest production of methane was obtained in the 100% NW assays (737.35 mL), with a COD removal efficiency of 26.31% and a methane yield of 1.06 gCOD-CH₄/gCOD_{in}. The results obtained demonstrate that the mixture of the evaluated wastewaters can work synergistically to contribute to higher methane production.

Keywords: *Agro-industrial wastewaters, methane production, ideal ratio, water treatment, renewable energies, anaerobic co-digestion.*

Introducción

El tratamiento de aguas residuales (AR) consiste en una serie de procesos físicos, químicos y biológicos que tienen como objetivo eliminar los contaminantes presentes en el agua de desecho de diversas fuentes. Las AR se generan en residencias, instituciones y locales comerciales, industriales o agrícolas. Estas pueden tratarse en el sitio donde se generan (por ejemplo, fosas sépticas u otros medios de depuración) o bien pueden ser recogidas y llevadas mediante una red de tuberías y/o eventualmente bombas a una planta de tratamiento municipal o tratamiento local (Palange & Zavala, 1987).

La digestión anaerobia, también denominada biometanización o producción de biogás, es un proceso controlado, en ausencia de oxígeno, en el que los residuos orgánicos se transforman en una mezcla de gases (biogás), constituida fundamentalmente por metano y dióxido de carbono, y un material digerido. El proceso se puede llevar a cabo en condiciones mesófilas (15°C-45°C) o termófilas (45°C-70°C). Por otro lado, el proceso de codigestión consiste en la digestión anaeróbica simultánea de múltiples residuos orgánicos, con características complementarias (León, 2011).

El metano se encuentra en una concentración de 55 a 60% en el biogás y además, puede contener también dióxido de carbono en una proporción de 35 a 40%, así como cantidades menores de otros gases, como ácido sulfhídrico, nitrógeno, oxígeno y vapor de agua, entre otros.

Actualmente, el biogás es producido a partir de residuos vegetales y animales, como el estiércol animal o humano y las aguas negras, por ejemplo. Puede producirse de manera natural en el ambiente, o de modo artificial en ciertos biodigestores, que pueden ser de algunos metros cúbicos, algunos países como China o la India, reportan el uso de algún sistema de este tipo de varios cientos o miles de metros cúbicos, o también como en los grandes complejos agropecuarios de Dinamarca o Alemania (Landeros, 2011).

La codigestión anaerobia, es el tratamiento de un conjunto de residuos orgánicos de diferente origen y composición, donde se mejora el balance de nutrientes y características fisicoquímicas del sustrato, ayudando a una mejor estabilización del sistema y a una mayor producción de biogás. Lo anterior favorecería la cogeneración de energía eléctrica y en consecuencia, reduciría la utilización de combustibles fósiles por el empleo de una energía limpia, renovable y de bajo costo (Bernal y Gonzales, 2020). El objetivo de este trabajo fue el evaluar la producción de biogás que se puede obtener a partir de la mezcla de aguas residuales provenientes de la industria porcícola y nixtamalización del maíz (nejayote) a diferentes proporciones mediante un proceso de codigestión anaerobia.

Material y Métodos

Para los ensayos de este trabajo, se contó con una biomasa proveniente de un reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB), instalado en la planta cervecera Constellation Brands de Cd. Obregón, donde es utilizado para el tratamiento de aguas residuales generadas en la industria cervecera.

La caracterización de la biomasa y las aguas residuales utilizadas en este trabajo así como las mezclas utilizadas, fueron realizadas con base a la metodología propuesta en el Standard Methods for the examination of water and waste water (2005), los parámetros evaluados fueron: sólidos totales (ST), sólidos totales volátiles (STV), sólidos totales fijos (STF) y sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV) y sólidos suspendidos fijos (SSF), demanda química de oxígeno (DQO) total y soluble, nitrógeno amoniacal (N-NH_4) y alcalinidad.

La caracterización y acondicionamiento de la biomasa anaerobia se realizó con base en la metodología escrita por Contreras (2017). Evaluando la granulometría, índice volumétrico de lodos (IVL) y velocidad de sedimentación de estas mismas. Inicialmente se tomó una muestra de lodo anaerobio (1500 mL) con una ligera capa de agua, el cual se lavó repetidamente con una solución salina con una concentración de 9 g/L de NaCl hasta obtener un sobrenadante claro. Posteriormente se realizó un lavado con agua destilada y se prosiguió con la cuantificación de los SST, SSV y SSF de una muestra de biomasa concentrada, para la toma de muestra de la biomasa se tiene en la superficie un espejo de agua. Por último, 24 horas antes de montar los ensayos, la muestra de biomasa ya lavada y sin sustrato, se guardó en una incubadora a una temperatura de 30°C para su activación.

Para las pruebas de biodegradabilidad, se propuso la combinación de 2 tipos de aguas residuales, agua de nixtamalización o nejayote (ARN) y porcícola (ARP), a 5 diferentes proporciones siendo estas 100/0, 75/25, 50/50, 25/75 y 0/100 respectivamente, empleando 15 botellas de 500 mL y siendo un triplicado por cada mezcla. Los ensayos de biodegradabilidad se realizaron ajustando previamente la DQO soluble, del agua con mayor concentración de materia orgánica (ARN) para igualarlo a la de menor concentración (ARP). En este caso, el nejayote tuvo que ser diluido 1:3 para poder ajustar ambas aguas a una concentración de 3300 ± 100 mg/L de DQO soluble. Previo a la inoculación, se procedió a hacer un ajuste de los pH en las muestras a un valor neutro de 7 ± 0.1 , ya que el nejayote tiene en promedio un pH de 12 y eleva el pH de las mezclas a 8 ± 0.2 .

Los ensayos se llevaron a cabo con el equipo AMPTS II de BioProcess (Figura 1), para poder tener mediciones continuas y mejor eficiencia en las lecturas de biogás.

Este consiste en 3 etapas:

- La primera es un baño maría que sirve para incubar las muestras a 35°C en el cual se introducen las botellas con muestra, las cuales llevan en la tapadera una caja controladora que las mantiene en constante agitación mecánica.

- La segunda consiste en hacer pasar el biogás producido en la primera etapa por unos frascos de 100 mL que contienen una solución de hidróxido de sodio 3M la cual ayuda a eliminar el CO₂ contenido en este mismo.
- La tercera etapa es una matriz de celdas de flujo, que captura mediciones cada 9 mL de metano producido y las procesa en un programa online en el cual el usuario puede entrar para monitorear los ensayos sin necesidad de estar revisando el equipo en el lugar.

Para la preparación de las botellas serológicas en el equipo AMPTS II de BioProcess, se agregaron 80 mL de lodo a cada una y 320 mL de mezcla/agua residual con la carga orgánica evaluada. Una vez añadidos los componentes en cada botella se cerraron inmediatamente y se procedió a hacer las conexiones requeridas para cada una de las mangueras que utiliza el equipo.

Esta prueba se dio por terminada una vez que los flujos de producción de metano fueron mínimos en todas las botellas y ya no hubo una producción significativa. Además, al finalizar la prueba se determinó la DQO total y soluble, la alcalinidad, pH y el amonio para cada una de las 15 muestras post-producción.

Con los resultados obtenidos se realizaron los cálculos adecuados para determinar la producción de biogás (mL), la velocidad específica de consumo y el porcentaje de biodegradabilidad de las mezclas de aguas residuales evaluadas.

Resultados y discusión

Para la preparación de las pruebas de biodegradabilidad, se realizó la caracterización fisicoquímica de las mezclas de las 2 aguas residuales a tratar. Analizando los parámetros indicados previamente en la metodología resumidos en la Tabla 1.

Los ensayos para biodegradabilidad se realizaron en un periodo de 10 días. Para la realización de esta prueba, se estandarizó la medida de 3,300±200 mg/L de DQO soluble para ambas aguas residuales, y así poder combinarlas a una misma concentración y tener un parámetro de referencia como lo es la materia fácilmente degradable.

Al comparar los resultados obtenidos para cada muestra utilizada, podemos ver que hay una gran diferencia entre las producciones de metano obtenidas para las mezclas en su mayor proporción nejayote, compradas con las muestras que son mayormente agua porcícola. Como se muestra en la Figura 2, la mezcla de aguas 25/75 fue la que mejores resultados tuvo, con 1114.95 mL de metano producidos, superando por poco a la producción obtenida por el agua residual porcícola por sí sola con 1067.5 mL de metano. Por otro lado, se registran los ensayos con mayor proporción de nejayote como los de menor producción de metano con 737.35 mL para el 100% Nejayote y 758.9 mL para el 75/25.

En la Figura 3 se observa, que el agua de nejayote no solo fue la menor productora, sino también la que menor DQO total removi6 en comparaci6n de las dem6s combinaciones, que en este caso, no hubo una diferencia muy grande entre todas las pruebas en mezcla, ya que la remoci6n varía en un promedio de 53.8±5%, lo cual nos da un punto a favor del uso de la

codigestión para el tratamiento de estas aguas, tanto para la obtención del biogás como producto principal, como para el tratamiento de las AR utilizadas en el proceso.

Los resultados del ensayo de biodegradabilidad se describen en la Tabla 2, donde se comparan las diferencias al tener un ensayo con mayor proporción de nejayote o agua porcícola, también coinciden en que las mezclas mayormente porcícolas fueron las que mejor velocidad específica de consumo obtuvieron, teniendo hasta 0.31 gDQO/gSSV*día para la mezcla 25/75 y 0.2 gDQO/gSSV*día para el nejayote solo.

La concentración de DQO en el ARN utilizada en esta prueba fue de 6,195.6 mg/L y se logró una remoción del 26.31%, por lo que se puede notar un decrecimiento en la eficiencia de remoción de este contaminante cuando la concentración es mucho mayor, lo cual puede ser causado por la afinidad de la biomasa utilizada con el sustrato implementado.

Al tomar en cuenta los resultados obtenidos en los ensayos de 100% ARP, con velocidad específica de consumo de 0.26 gDQO/gSSV*día, una concentración de 29992.6 mgDQO/L, un porcentaje de remoción de 58.7%, y una producción de metano acumulado de 1067.5 mL, se puede notar la mejora que representa la combinación de las aguas en porcentajes 25% nejayote y 75% porcícola, al tener una mejor producción de metano y aprovechamiento máximo del sustrato con respecto a los 2 casos de solo utilizar el ARP por separado.

A pesar de que las mezclas mayormente nejayote no tuvieron una buena producción de metano (737.35 para 100% ARN y 758.9 mL en mezcla 75/25) en comparación de las demás mezclas (1,114.95 mL en mezcla 25/75 y 1067.5 mL para 100%ARP), éstas tuvieron un mejor rendimiento en cuanto a los mL de metano producidos por cada gramo de DQO inicial (Figura 4). Esto debido a que su producción de metano fue muy buena, tomando en cuenta que el nejayote tenía aproximadamente 5 veces menos la concentración de DQO total que la contenida en el agua porcina. Por lo tanto, su producción de metano fue bastante significativa teniendo la eficiencia de conversión más alta de las 5 muestras analizadas (siendo de 1.06 gDQO -CH₄/gDQOin).

Los resultados obtenidos de producción de metano en este estudio son bastante buenos, ya que otros autores, utilizando aguas residuales porcinas en un lapso de 10 días (al igual que este estudio), reportan volúmenes de hasta 7 L de metano con volúmenes de ensayos de 8.6 L y una producción de 15 L de metano con volúmenes de ensayo de 14.25 L (Andreia *et al.*, 2022). Mientras que la producción obtenida en nuestros ensayos con la mezcla de 25/75 (nejayote-porcícola) es de 1.11 L de metano con reactores de 500 mL. Por otro lado, en pruebas utilizando aguas residuales de nixtamal, se han reportado valores muy bajos de producción de metano, obteniéndose 194.3 mL en un reactor de 3.5 L evaluado en un periodo de 7 días (Chalé, 2016)

Por otro lado, la velocidad específica de consumo en el ensayo 25/75, en el que se obtuvo los mejores resultados, fue de 0.31 gDQO/gSSV*día, con una concentración de 24,074.55 mgDQO/L y remoción de DQO 48.99%. Al comparar los resultados obtenidos con otros autores como el de Ferreira-Rolón (2014), reporta un valor de 0.6 gDQO/gSSV*día, evaluado un agua residual de nixtamal con una concentración inicial de 1800 mg DQO/L y donde se obtiene una eficiencia de remoción del 85%. Por otra parte, Beily en 2015, evaluando un

agua residual porcícola, reportó una velocidad específica de consumo de 0.37 gDQO/gSSV*día, con una DQO inicial de 1,400 mg/L y una remoción de aproximadamente 19.5%. Lo anterior puede deberse a características del inóculo, a la adaptación del sustrato/microorganismo, además de complejidad de los componentes del sustrato.

Caso contrario sucede al comparar el rendimiento de la producción de biogás con respecto al DQO inicial de las aguas residuales evaluadas de forma individual, obteniéndose datos de 371.91 para el ARN y 111.23 para el ARP mLCH₄/gDQO_{in}, en los trabajos anteriores se obtuvieron datos de 35.32 mLCH₄/gDQO_{in} para los estudios con ARN (Chalé, 2016) y 111.63-144.37 mLCH₄/gDQO_{in} para el ARP (Andreia *et al.*, 2022). Una respuesta a este comportamiento, puede ser la baja concentración de materia orgánica contenido en las ARN que aparentemente hace ver que hay una mayor producción de metano, cuando en realidad hay una menor remoción de materia orgánica y menor volumen producido de metano.

Conclusiones

La codigestión de las aguas residuales evaluadas en este trabajo, obtuvieron un resultado favorable, no solo en producción de metano, sino también en porcentajes de eliminación de materia orgánica (DQO). La muestra con mayor producción de este biogás fue una de las mezclas nejayote/porcícola (25/75), obteniéndose 1.11 L de CH₄, superando lo generado por ambas aguas residuales por separado, con una velocidad específica de consumo también superior a los demás ensayos (0.3181 gDQO/gSSV*día), lo cual representa una mejora de 1.2 veces mayor al ARP.

Con los resultados obtenidos, se observa que la codigestión anaerobia utilizando ambas aguas residuales, aumenta la producción de biogás significativamente debido a la sinergia que existe entre los dos sustratos, debido al aumento de la relación de nutrientes y el de la carga de materia orgánica biodegradable, típico de estos procesos. Además, se sugiere continuar con la búsqueda de estrategias que aumenten la producción de metano, ya sea bajo las condiciones evaluadas o variando algunos parámetros, con el fin de maximizar el uso de residuos potenciales para la producción de un biocombustible útil en diferentes campos.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por el proyecto PROFAPI_CA_2022_0005, del programa de fortalecimiento a la investigación del Instituto Tecnológico de Sonora a través de la coordinación de gestión y apoyos del cuerpo académico.

Tablas

Tabla 1. Resumen de caracterización fisicoquímica de las mezclas previo a ensayos de biodegradabilidad.

Muestra (ARN / ARP)	ALCALINIDAD (mg/L)	pH		AMONIO (mg/L)	DQO total (mg/L)	DQO soluble (mg/L)
		Inicial	Ajustado			
100% Nejayote (diluida 1:3)	42.78	11.36	6.98	1.44	6,195.6	3,691.22
75 / 25	538.66	8.43	7.01	306.43	13,504.31	3,243.23
50 / 50	929.80	7.82	7.0	668.69	19,234.88	3,548.67
25 / 75	1,383.45	7.44	7.01	939.07	24,074.55	3,039.59
100% Porcícola	1,855.58	7.35	7.01	1,115.98	29,992.6	3,121.05

Tabla 2. Resultados obtenidos del ensayo de biodegradabilidad.

Mezcla utilizada	DQO total eliminada		Velocidad específica de consumo (gDQO/gSSV*día)	Producción de metano	mL CH ₄ /gDQO _{in}	gDQO - CH ₄ /gDQO _{in}
	(mg/L)	(%)				
100% Nejayote	1,630.31	26.31	0.20	737.35	371.91	1.06
75 / 25	7,619.74	56.4	0.22	758.9	175.62	0.50
50 / 50	9,819.57	51.1	0.02	975.75	158.53	0.45
25 / 75	11,796.04	48.99	0.31	1114.95	144.73	0.41
100% Porcícola	17,605.21	58.69	0.26	1067.5	111.23	0.32

Figuras



Figura 1. Sistema “Automatic Methane Potential Test System” (AMPTS®) II: 1) Incubadora con 15 reactores (500mL) en batch; 2) Unidad de absorción de CO₂; 3) Equipo de medición de flujo y volumen de gas producido

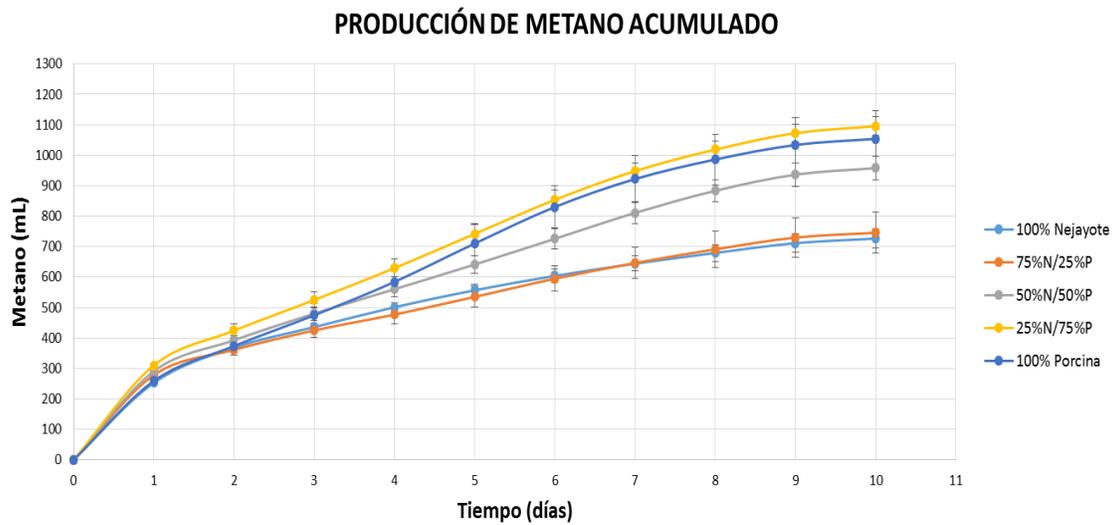


Figura 2. Producción acumulada de metano (CH₄) en cada mezcla evaluada

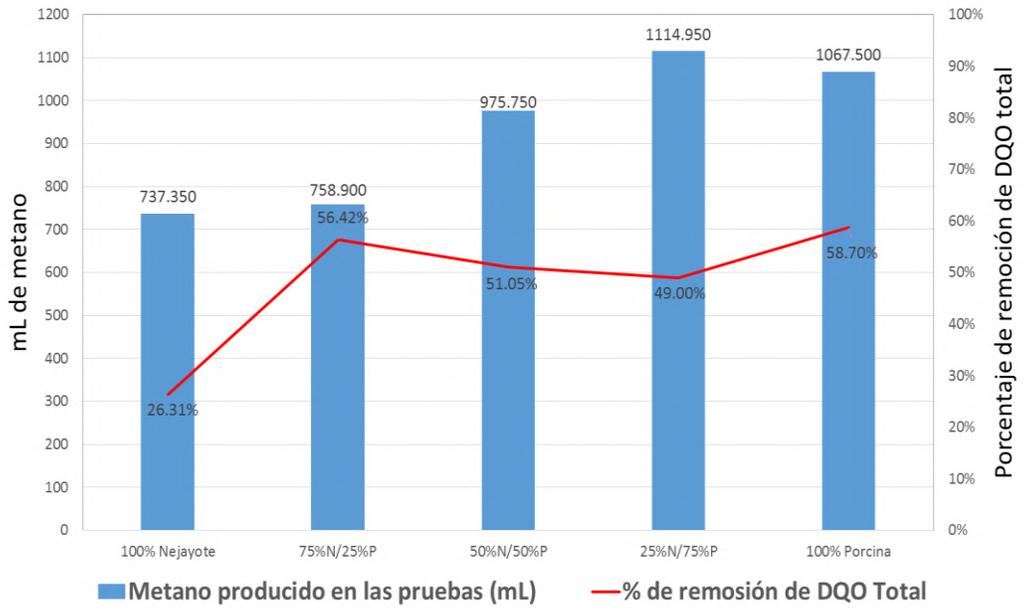


Figura 3. Producción de metano (CH₄) comparada con la DQO total removida

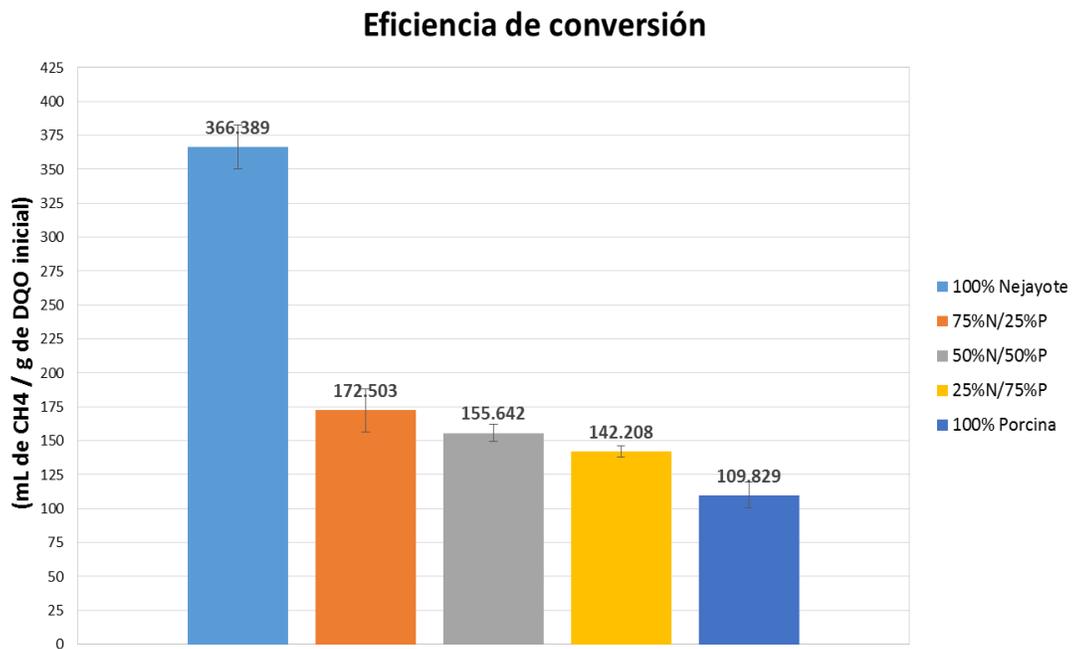


Figura 4. Eficiencia de conversión de metano por gramo de DQO inicial

Referencias

- Andreia D. Santos, João R. Silva, Luis M. Castro, Rosa M. Quinta-Ferreira, “*A biochemical methane potential of pig slurry*”. Energy Reports, Volume 8, Supplement 3, 2022, Pages 153-158, <https://doi.org/10.1016/j.egy.2022.01.127>.
- APHA. (2005). “*Standard methods for the examination of water and waste water*”, 21st ed. Washington, DC: American Public Health Association.
- Appels, L., Baeyens, J., Degrève, J. & Dewil, R. (2008). “*Principles and Potential of the Anaerobic Digestion of Waste-Activated Sludge*”. Progress in Energy and Combustion Science. 34. 755-781. doi:10.1016/j.pecs.2008.06.002.
- Baldegras, A. (2011). “*El biogás por descomposición anaerobia*”. EBE <http://ebe.cat/index.php/es/biogas-es/queesbiogas-es>
- Beily, M. (2015). “*Caracterización de efluentes de cerdos, con énfasis en su biodegradabilidad anaeróbica*”. Instituto tecnológico de Buenos Aires. Tesis para obtener el grado de maestría en Gestión Ambiental. Recuperado de: https://repositorio.inta.gob.ar/bitstream/handle/20.500.12123/2080/INTA_CICVyA_IMyZA_Beily_ME_Caracterizacion_efluentes_cerdos__enfasis_biodegradabilidad.pdf?sequence=2&isAllowed=y
- BESEL, S.A. (2007). “*Biomasa digestores anaerobios*”. Instituto por la diversificación y ahorro de energía, Madrid, España. Disponible en: https://www.idae.es/uploads/documentos/documentos_10737_Biomasa_Digestores_Anaerobios_A2007_0d62926d.pdf
- BioProcess Control. AMPTS II—Methane Potential Analysis Tool. Available online: https://bpcinstruments.com/bpc_products/automatic-methane-potential-test-system/
- Chalé, J. (2016). “*Obtención de metano a partir de aguas residuales de maíz (Nejayote) mediante dos reactores en serie*”. [Tesis publicada para la obtención del grado de maestría en Ciencias en Energías Renovables]. Centro de Investigación Científica de Yucatán.
- Cheng, J. & Liu, B. (2002). “*swine wastewater treatment in anaerobic digesters with floating medium*”. Transactions of the ASAE, 45(3). doi:10.13031/2013.8842
- Contreras, F. (2017). “*Evaluación de la actividad microbiana en la fase inicial y en estado estacionario de un UASB a partir de la caracterización de la Actividad Metanogénica Específica (AME)*”. Instituto Tecnológico de Sonora.
- Ferreira-Rolón, A. (2014). “*Aumento de la actividad metanogénica en lodos granulares, precipitando calcio en el nejayote mediante el burbujeo de CO_2* ”. Revista Mexicana de Ingeniería Química. vol.13, n.2, pp.517-525. <https://www.scielo.org.mx/pdf/rmiq/v13n2/v13n2a16.pdf>
- Garzón, M., & G. Buelna. (2014). “*Caracterización de aguas residuales porcinas y su tratamiento por diferentes procesos en México*”. Revista Internacional de Contaminación Ambiental (RICA), 30 (1):65-79.

- González-Sánchez, M. (2015). “Residuos agroindustriales con potencial para la producción de metano mediante la digestión anaerobia”. *Revista Argentina de microbiología*, 229-235.
- Julio, I., & Peláez, C., & Molina, F. (2016). “Evaluación de la co-digestión anaerobia de lodos de aguas residuales municipales con residuos de alimentos”. *Revista ION*, 29(1),63-70. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=342046466006>
- Landeros, C., & Sánchez, O. (2011). “De los fuegos fatuos al biogás”. *La ciencia y el Hombre*. <https://www.uv.mx/cienciahombre/revistae/vol25num1/articulos/fuegos/>
- León, C. (2011). “Digestión anaerobia de residuos”. *Junta de Castilla y León*. <https://medioambiente.jcyl.es/web/es/1285029036172.htmL>
- Limoli, A., Langone, M., & Andreottola, G. (2016). “Ammonia removal from raw manure digestate by means of a turbulent mixing stripping process”. *Journal of environmental management*, 176, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.03.007>
- Mohamad, S., Taib, S., Rezanía, S., Din, M., Talaiekhosani, A., Ponraj, M., Sabbagh, F., Sairan, F., (2015). “Perspectives of phytoremediation using water hyacinth for reoval of heavy metals, organic and inorganic pollutants in wastewater”. *Journal of environmental management*. 163, 125–133. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.08.018>.
- Montañés, R. (2014). “Co-digestión anaerobia de lodos de depuradora y residuos vegetales de cultivos energéticos. Estrategias para mejorar la producción de biogás”. *Dianlet*. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=53071>
- Palange, R., Zavala, A. (1987). “Water Pollution Control: Guidelines for Project Planning and Financing”. *Environmental & Social Sustainable Development (ESD)* recuperado de: <http://documents1.worldbank.org/curated/en/671981468182932246/pdf/NonAsciiFileName0.pdf>
- SAGARPA (2012), “Análisis De La Cadena De Valor Maíz-Tortilla: Situacion Actual Y Factores De Competencia Local”. *Secretaria de economía, Dirección general de industrias básicas*, 2, 1-35. Disponible en: https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwjhxumUwsT6AhVBL0QIHZIsAFQQFnoECAoQAQ&url=http%3A%2F%2Fwww.2006-2012.economia.gob.mx%2Ffiles%2Fcomunidad_negocios%2Findustria_comercio%2FinformacionSectorial%2F20120411_analisis_cadena_valor_maiz-tortilla.pdf&usg=AOvVaw0hNpj85s83460Lpxt6RDpq
- Salmeron A; Rodriguez M; Pineda S; Cristiani U; Juárez R; Ruiz O; Galíndez M, (2003). “Aerobic treatment of maize-processing wastewater (nejayote) in a single-stream multi-stage bioreactor”. *Journal Environmental Engineering and Science*. 2, 401-406.
- Smith, H. Z. (2002). “Advanced technologies in water and wastewater treatment”. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 247-264.

Capítulo XV. Cultivo de *Tradescantia zebrina* mediante un sistema acuapónico utilizando *Oreochromis niloticus*

José Emmanuel Gómez Mora¹; José Ramón Laines Canepa^{2*}

¹Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. División Académica de Ciencias Biológicas. Correo electrónico:

²Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. División Académica de Ciencias Biológicas. Autor de

*Autor de correspondencia: josra_2001@yahoo.com.mx

Resumen

*La acuaponía, unifica la acuicultura e hidroponía, convierte los desechos de peces en nutrientes para plantas y ofrece de manera sustentable especies acuáticas y vegetales para la alimentación. Tres sistemas acuapónicos de pequeña escala (tanque 1, tanque 2 y tanque 3), utilizando la especie acuática *Oreochromis niloticus* (tilapia gris) y la especie vegetal *Tradescantia zebrina* (matalí), fueron evaluados en un periodo de seis meses. Se empleó un diseño experimental completamente aleatorizado de un factor para la evaluación del desempeño de los tanques. Se empleó un ANOVA simple, seguido de una prueba de Bonferroni para las variables largo de esqueje (cm), ancho de hoja (cm) y número de hoja. Mientras que para el largo de hoja (cm) y grosor de tallo (mm) fueron analizados por la prueba de Kruskal-Wallis. Cada sistema acuapónico estuvo conformado por un contenedor de 200 l dividido por una zona de acuicultura en la que se introdujo un organismo adulto de la especie acuática *Oreochromis niloticus* y una zona hidropónica en la que se sembraron ocho esquejes de matalí. La zona hidropónica de los sistemas acuapónicos fue rellenada con roca volcánica usada como sustrato para el matalí y como medio filtrante del agua. Las variables medidas en cada sistema fueron, el crecimiento de la especie *Oreochromis niloticus*, (longitud, ancho y peso), y los parámetros de crecimiento de la especie *Tradescantia zebrina* (número de esquejes, promedio de longitud de esqueje, promedio de largo de hoja por esqueje, promedio de ancho de hoja por esqueje, promedio de grosor de tallo por esqueje, promedio de número de hojas por esqueje). Se observó que la *Tradescantia zebrina* del tanque 2 obtuvo el mayor promedio de largo de esqueje y mayor promedio de número de hojas. El mayor promedio del largo de las hojas corresponde al matalí cultivado en el tanque 3. Los mayores promedios de ancho de hoja y grosor de tallo se encontraron en el matalí del tanque 1. Los resultados antes descritos permiten concluir que la hidroponía y la acuicultura pueden unificarse para hacer crecer organismos acuáticos y vegetales.*

Palabras clave: Acuaponía, biotecnología, sustentabilidad, matalí, parámetros biométricos

Cultivation of *Tradescantia zebrina* in an aquaponic system using *Oreochromis niloticus*

Abstract

*Aquaponics, unifying aquaculture, and hydroponics, converts fish waste into plant nutrients and sustainably provides aquatic and plant species for food. Three small-scale aquaponic systems (tank 1, tank 2 and tank 3), using the aquatic species *Oreochromis niloticus* (gray tilapia) and the plant species *Tradescantia zebrina* (matali), were evaluated over a six-month period. A one-factor completely randomized experimental design was used to evaluate tank performance. A simple ANOVA was used, followed by a Bonferroni test for the variables*

scion length (cm), leaf width (cm) and leaf number. Leaf length (cm) and stem thickness (mm) were analyzed by Kruskal-Wallis test. Each aquaponic system consisted of a 200 l container divided by an aquaculture zone in which an adult organism of the aquatic species *Oreochromis niloticus* was introduced and a hydroponic zone in which eight matali cuttings were planted. The hydroponic zone of the aquaponic systems was filled with volcanic rock used as a substrate for the matali and as a filter medium for the water. The variables measured in each system were, the growth of the species *Oreochromis niloticus*, (length, width, and weight), and the growth parameters of the species *Tradescantia zebrina* (number of cuttings, average length of cuttings, average leaf length per cutting, average leaf width per cutting, average stem thickness per cutting, average number of leaves per cutting). It was observed that *Tradescantia zebrina* from tank 2 obtained the highest average of cuttings length and highest average of number of leaves. The highest average of leaf length corresponds to the matali grown in tank 3. The highest averages of leaf width and stem thickness were found in the matali from tank 1. The results described above allow concluding that hydroponics and aquaculture can be unified to grow aquatic and plant organisms.

Keywords: Aquaponics, biotechnology, sustainability, matali, biometric parameters

Introducción

Un sistema acuapónico es una biotecnología que se distingue por la manera en que una especie vegetal entra en contacto con el agua recirculada proveniente de donde crecen organismos acuáticos. A nivel mundial 810 millones de personas padecen hambre, lo anterior representa que una de cada diez personas no cuenta con suficiente alimento (FAO, 2020). En México el 23.5% de la población vive en pobreza alimentaria (CONEVAL, 2022), Al finalizar la década del 2000, entre los años de 2008-2010, México fue el país que más pobres alimentarios generó en América Latina, llegando a la cifra de cinco millones (CEPAL, 2013). Las agendas políticas del siglo XXI de los gobiernos y de las organizaciones internacionales que se ocupan de la alimentación y la salud, tienen el objetivo de generar herramientas para la sociedad que les permitan fijar indicadores mínimos de bienestar, continúan enfrentándose a la disminución del hambre, a la pobreza extrema y a la inseguridad alimentaria. Han buscado técnicas o tecnologías de producción sostenible, que también contribuyan en la solución del sobrepeso. En 2015, la Asamblea General de la Organización de las Naciones Unidas estableció los Objetivos del Desarrollo Sostenible (ODS) relacionado a la agenda 2030 para los países, donde se propone terminar la desnutrición y el hambre, en América Latina y el Caribe, la agricultura sostenible y la adopción de hábitos alimentarios saludables son técnicas que contribuyen a la seguridad alimentaria (Salazar & Godoy, 2018). El ser humano ha podido desarrollar técnicas de cultivo de frutas, vegetales y proteína animal con la característica de que dichas técnicas sean sustentables. La acuaponía no sólo ofrece la producción de alimentos de manera sustentable recirculando el agua, además provee una alternativa para el control de la esterilización tóxica del suelo originada por el uso de agroquímicos o por la práctica de monocultivos (Somerville *et al.*, 2014). En la actualidad no se ha evaluado el rendimiento de la producción de *Tradescantia zebrina* en sistemas acuapónicos con un organismo de *Oreochromis niloticus* adulto. El objetivo de esta

investigación fue evaluar por un periodo de seis meses el crecimiento de la especie *Tradescantia zebrina* en tres sistemas acuapónicos de pequeña escala, usando como especie acuática *Oreochromis niloticus* de talla adulta. Los resultados obtenidos en esta investigación aportan una técnica de producción de *Tradescantia zebrina*, en un traspatio, con bajo consumo de energía eléctrica, materiales de fácil obtención y amigable con el medio ambiente.

Material y método

La producción de *Tradescantia zebrina* se llevó a cabo en tres sistemas acuapónicos de pequeña escala (tanque 1 al 3).

Instalación del sistema acuapónico

Los sistemas estuvieron compuestos por un contenedor cilíndrico de capacidad de 200 l al que se le realizó un corte de 20 cm de altura. La parte de menor proporción es usada como contenedor de roca volcánica (tezontle) la cual funciona como sustrato para la fijación de las raíces de la planta y a su vez como biofiltro para el agua. Esta sección es llamada sección hidropónica y es colocada en la parte superior de la parte restante del contenedor.

La parte de mayor proporción es la zona de acuicultura. A ésta se le realiza un corte en forma de óvalo a una altura de 45 cm. para poder tener acceso y libertad de añadir agua, alimentar al pez, o de limpieza. En esta zona se incluye una bomba sumergible con un caudal de 300 l/h y se le suministra aireación por medio de una bomba adicional externa de capacidad de 75 l/h.

Ambas secciones se encuentran interconectadas por mangueras de 5/16" así como de tubería de pvc de 3/4". La recirculación del agua inicia de la zona de acuicultura, subiendo a la zona hidropónica y por medio de un sifón campana regresa el agua a la zona de acuicultura.

Operación del sistema acuapónico

Después de haber realizado la instalación de los sistemas acuapónicos, cada uno se llenó con 100 l de agua potable, el organismo acuático se introdujo en su respectivo tanque, el organismo fue alimentado tres veces al día cada cuatro horas. Los desechos de los peces iniciaron el proceso de maduración del sistema y después de un mes, los ocho esquejes de la planta fueron sembrados, las bombas sumergibles fueron limpiadas semanalmente.

Los sistemas acuapónicos fueron evaluados en un periodo de seis meses, la especie *Oreochromis niloticus* fue adquirida en una granja acuícola de nombre "La utopía" ubicada en Villahermosa, Tabasco, México, mientras que la especie vegetal *Tradescantia zebrina* fue adquirida en un establecimiento local en el municipio de Nacajuca, Tabasco, México. Los sistemas acuapónicos fueron desarrollados en una zona de clima tropical ubicada en Nacajuca, Tabasco, México.

Medición de los parámetros biométricos

Las mediciones del grosor de tallo de la planta fueron hechas con un vernier, las mediciones de ancho de hoja, largo de hoja y largo de esqueje fueron hechas con el uso de una cinta métrica, después de haber realizado las mediciones, los datos fueron evaluados mediante el análisis de los promedios de cada parámetro biométrico al inicio del experimento y al final de este.

Diseño experimental y análisis estadístico

Un diseño experimental completamente aleatorizado de un factor se empleó para evaluar las medidas finales de la especie *Tradescantia zebrina*, se verificó la comprobación de los postulados de la normalidad y homocedasticidad, las variables que cumplieron con la ruta paramétrica fueron el largo de esqueje (cm), ancho de hoja (cm) y número de hoja para estos casos se empleó un ANOVA simple, seguido de una prueba de Bonferroni ya que el número de muestras finales en cada tanque fue distinto. Mientras que para las variables largo de hoja (cm), y grosor de tallo (mm) fueron analizados por la prueba de Kruskal-Wallis. Todos los análisis estadísticos y gráficos se realizaron con el software de paquete estadístico Statgraphics Centurion™ v 18 con un grado de significancia $\alpha=0.05$.

Resultados y discusión

Instalación de los sistemas acuapónicos

En la Figura 1. Se observan las fases de instalación de los sistemas acuapónicos de pequeña escala. Las fases realizadas para llevar a cabo la instalación de cada uno de los sistemas acuapónicos desde la preparación del material, hasta sembrar la *Tradescantia zebrina*, fueron: La fase 1, consistió en dividir cada contenedor de plástico de 90 cm de altura en contenedores de 70 cm y 20 cm de altura, con una caladora marca Black & Decker® de 420 w de potencia. En la fase 2, una vez que los contenedores fueron cortados, se limpiaron y lavaron los residuos de plástico. En la fase 3, se instalaron las tuberías y las bombas sumergibles para los sistemas de recirculación de cada uno de los contenedores. En la fase 4, los recipientes de menor proporción (20 cm) fueron acoplados en la parte superior de los contenedores de 70 cm. En la fase 5, cada uno de los contenedores fue desinfectado con cloro. En la fase 6, cada uno de los contenedores de menor proporción se llenó con tezontle que previamente fue lavado. En la fase 7, los contenedores de 70 cm se llenaron con 100 L de agua purificada. En la fase 8, las mangueras de aireación se introdujeron a los contenedores de 70 cm. En la fase 9, las tilapias fueron introducidas en cada uno de los contenedores. En la fase 10, los nitratos del agua fueron medidos periódicamente, hasta encontrar su presencia. En la fase 11, los esquejes de *Tradescantia zebrina* fueron sembrados en cada uno de los contenedores. Durante la experimentación, los sistemas acuapónicos de pequeña escala no presentaron fallas en sus respectivos sistemas de recirculación y aireación del agua. Los organismos de *Oreochromis niloticus* y el *Tradescantia zebrina* de los sistemas acuapónicos

lograron la supervivencia durante seis meses de duración del experimento y no se observaron visualmente deficiencias o enfermedades en los peces, ni en las plantas.

Mediciones de parámetros biométricos.

Los parámetros iniciales y finales de núm. de esquejes, promedio de largo de esquejes, promedio de largo de hoja, promedio de ancho de hoja, promedio de grosor de hoja y promedio de número de hojas para la especie *Tradescantia zebrina* de los tanques 1 al 3 se muestran en la tabla 1. Se observó que el tanque con menor valor de promedios finales fue el tanque 1 ligeramente por debajo de los promedios obtenidos en el tanque 3, por el contrario, es posible observar que el número de esquejes, el promedio de ancho de hojas y el número de hojas de mayor pertenecen al tanque 2. Las variables largo de esqueje y largo de hoja de mayor promedio están localizadas en el tanque 3. Los datos observados demuestran que es posible realizar la reproducción de la especie *Tradescantia zebrina*, usando los sistemas acuapónicos de pequeña escala en simbiosis con la especie *O. niloticus*, así como el rendimiento que un organismo adulto macho de 450g (talla final) puede sustentar la vida y reproducción de hasta 39 plantas de un promedio de 37 cm de largo con un promedio de 17 hojas en cada planta. Algunos autores sugieren que la *Tradescantia zebrina* puede adaptarse a distintos tipos de siembra, hidropónicos, macetas, muros verdes (González, 2019), sin embargo, hasta el momento, no se encontró alguna investigación que proporcione algún dato de producción bajo alguna técnica de cultivo con el que se puedan comparar los resultados de esta investigación.

Análisis Estadístico

Largo de esqueje (cm).

En la Figura 2 se muestra el ANOVA simple de las medidas promedio del largo de esqueje final (cm) de cada tanque. Los sistemas acuapónicos de pequeña escala tuvieron una producción estadística igual en el largo de los esquejes. Estos resultados podrían indicar que la especie tiene facilidad para adaptarse a sistemas acuapónicos, se pudo apreciar un incremento en el largo de esqueje de cada tanque, siendo el tanque 3 el que obtuvo el mayor promedio.

Largo de hoja (cm).

En la Figura 3 se observa la prueba Kruskal-Wallis del parámetro largo de hoja final (cm) de los esquejes de los sistemas acuapónicos, la prueba de Kruskal-Wallis indicó homogeneidad estadística en el grupo de los sistemas acuapónicos. Aunque estadísticamente hay homogeneidad, se puede observar que, entre los tres tanques, el tanque 3 obtuvo el mayor incremento en el largo de hoja.

Ancho de hoja (cm).

En la Figura 4 se muestra el ANOVA simple del parámetro biométrico ancho de hoja final (cm), los resultados sugieren que no existen diferencias estadísticamente significativas entre los tanques. Aunque existe una diferencia estadística entre el tanque 1 y 2, se toma como igualdad estadística porque ambos son iguales estadísticamente con el tanque 3.

Grosor de tallo (mm).

En la Figura 5 se muestra el análisis Kruskal–Wallis del parámetro grosor de tallo final (mm), La prueba indicó que no existen diferencias estadísticamente significativas en este parámetro. Este factor es importante ya que dependiendo del grosor del tallo, la planta tiene menos probabilidad de romperse al ser manipulada y no alterar los resultados de largo de esqueje, se puede apreciar que los promedios obtenidos en los tanques fueron similares.

Número de hojas

En la figura 6 se observa el ANOVA simple de la variable número de hojas final por esqueje, los resultados indicaron que no existen diferencias significativas entre los sistemas, a pesar de que no existe una diferencia estadística se puede observar que el promedio final de este parámetro en el tanque 2, supera por cuatro unidades al resto de los tanques.

Conclusiones

Los resultados del presente experimento permiten concluir que la hidroponía y la acuicultura pueden unificarse para producir la especie *Tradescantia zebrina*, en combinación con la especie acuática *Oreochromis niloticus*. Además, existe poca varianza en los datos de la planta de cada uno de los tres tanques, los datos obtenidos de la planta también indicaron que hubo una multiplicación significativa de las ocho plantas iniciales. En el sistema acuapónico 2 (tanque 2), se llegó a producir casi cinco veces más del número de esquejes inicial, tomando en consideración que los nutrientes para las plantas fueron aportados por los desechos de una sola tilapia adulta. En los sistemas acuapónicos de pequeña escala se pueden cultivar más especies vegetales, esta experimentación se puede probar con otra especie vegetal para comparar su rendimiento con la *Tradescantia zebrina* y determinar cuál tiene mejor rendimiento. Recomienda evaluar el rendimiento de sistemas acuapónicos en espacios al aire libre que permitan el uso de contenedores de mayor tamaño donde pueda habitar una mayor cantidad de organismos acuáticos.

Tablas

Tabla 1. Datos de promedios iniciales y finales de Tradescantia zebrina de cada sistema acuapónico

Parámetros	Tanque 1			Tanque 2			Tanque 3		
	Valor inicial	Valor final	Ganancia	Valor inicial	Valor final	Ganancia	Valor inicial	Valor final	Ganancia
Núm. de esquejes	8	24	16	8	39	31	8	21	13
Largo de esqueje (cm)	32.4	36	3.6	29.9	37	7.1	31.4	38	6.6
Largo de hoja (cm)	6.8	7.5	0.7	6.7	8	1.3	5.9	8.4	2.5
Ancho de hoja (cm)	2.6	3.9	1.3	3.3	4.1	0.8	2.8	3.9	1.1
Grosor de tallo (mm)	3.6	3.9	.3	3.7	3.8	.1	3.6	3.8	.2
Número de hojas	8	14	6	7	17	10	8	14	6

Figuras

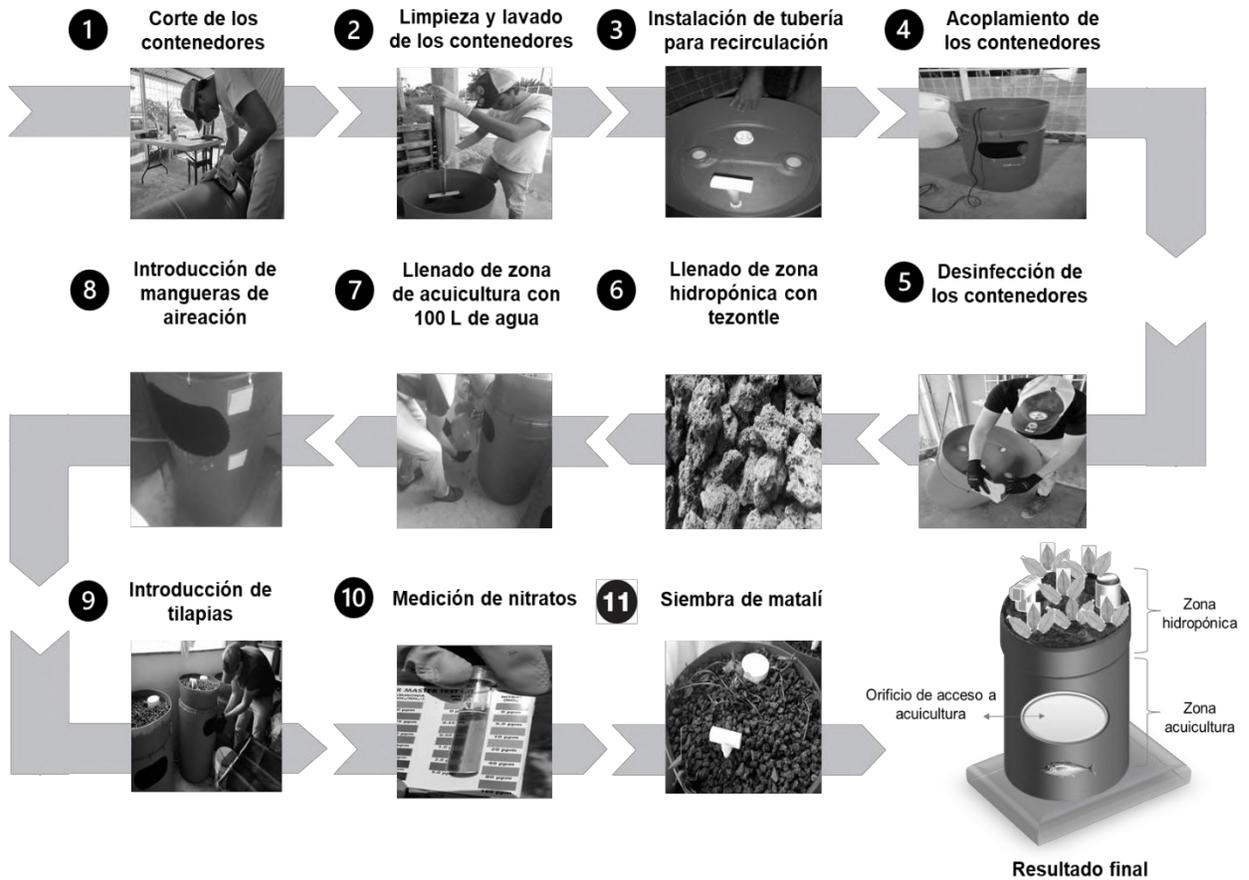


Figura 1. Fases para la instalación de los sistemas acuapónicos de pequeña escala

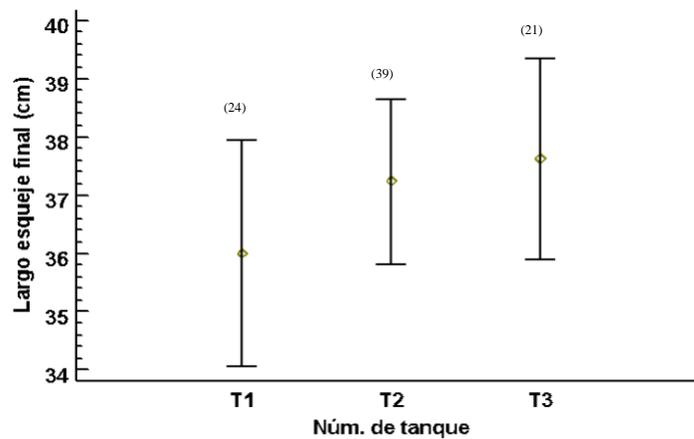


Figura 2. Valores promedio (\pm IB) de largo de esqueje final cm en los diferentes sistemas acuapónicos, los números en paréntesis muestran el número de muestras, números entre paréntesis indican el número de muestras

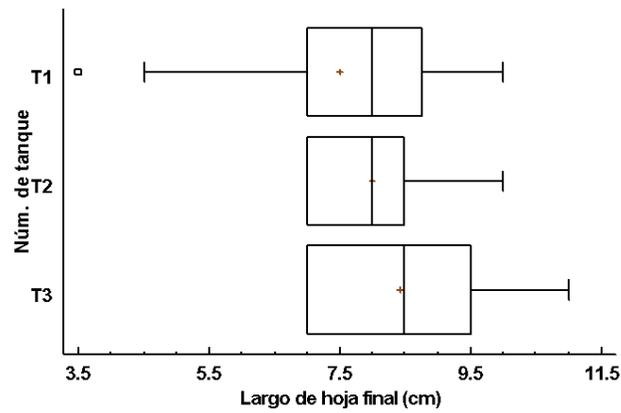


Figura 3. Gráfico de caja y bigotes donde se muestra la mediana (\pm RI) de largo de hoja final (cm) en los diferentes sistemas acuapónicos (+) indica promedio, (\square) indica casos extremos

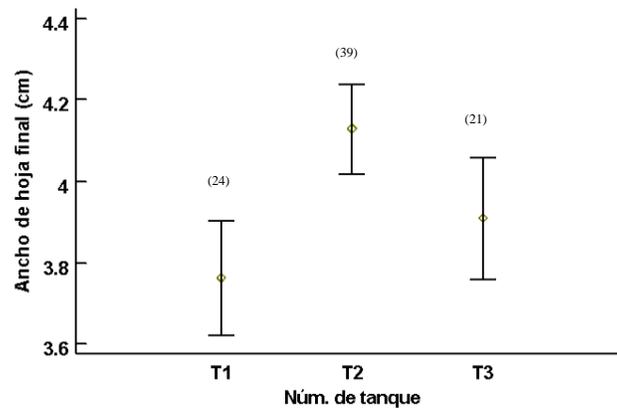


Figura 4. Valores promedio (\pm IB) de ancho de hoja final cm en los diferentes sistemas acuapónicos, los números en paréntesis muestran el número de muestras

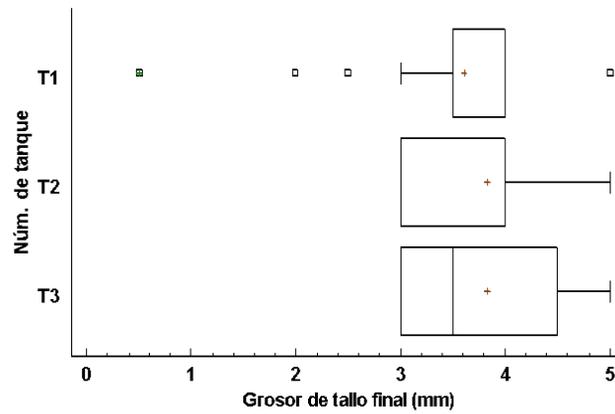


Figura 5. Valores de mediana (\pm RI) de grosor de tallo final mm en los diferentes sistemas acuapónicos, (+) indica promedio, (\square) indica casos extremos

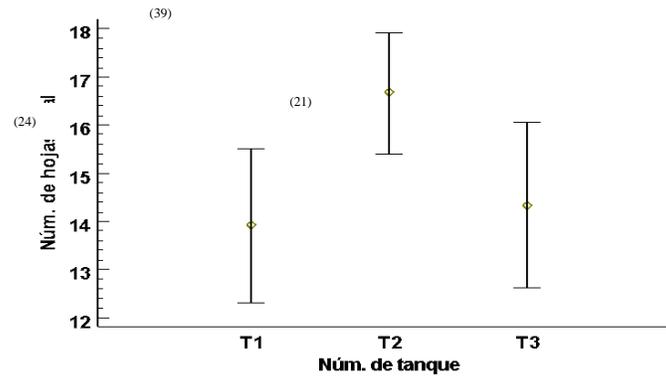


Figura 6. Valores promedio (\pm IB) de número de hojas final en cada sistema acuapónico, los números en el paréntesis indican el número de muestras

Referencias

- CEPAL (2013). Panorama social de América Latina y el Caribe. División de Desarrollo Social y la División de Estadísticas, Naciones Unidas.
- CONEVAL (2022). Medición de la Pobreza. Disponible en: <https://www.coneval.org.mx/Medicion/Paginas/PobrezaInicio.aspx>
- FAO, IFAD, UNICEF, WFP and WHO (2021). The State of Food Security and Nutrition in the World 2021. Transforming food systems for food security, improved nutrition and affordable healthy diets for all. Rome, FAO.
- González, CCER (2019). División de Ciencias Biológicas y Ambientales.
- Salazar, R. L., y Godoy, S. A. S. (2018). La seguridad alimentaria en México: el reto inconcluso de reducir la pobreza y el hambre. Espacio abierto: cuaderno venezolano de sociología, 27(1), 125-148.
- Somerville, C. & Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2015). Small-scale aquaponic food production: Integrated fish and plant farming.

Capítulo XVI. Evaluación de un biocoagulante producido a partir del nopal camueso aplicado en el tratamiento de aguas residuales domésticas

María del Rosario Salaises-Quirino¹; Gloria Itzel Valdivia-Cabral¹; Nahum Andrés Medellín-Castillo²; Verónica Ávila-Vázquez¹; Miguel Mauricio Aguilera-Flores^{1*}

¹Instituto Politécnico Nacional, Unidad Profesional Interdisciplinaria de Ingeniería Campus Zacatecas, Ingeniería Ambiental (UPIIZ), Blvd. Del Bote 202 Cerro del Gato Ejido La Escondida, Col. Ciudad Administrativa 98160 Zacatecas, Zac., México. ²Centro de Investigación y Estudios de Posgrado, Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Av. Manuel Nava No. 8, Col. Zona Universitaria Poniente 78290, San Luis Potosí, S.L.P., México.

*Autor de correspondencia: maguileraf@ipn.mx

Resumen

*Actualmente el sulfato de aluminio es el coagulante mayormente utilizado para el tratamiento con coagulación de aguas residuales. Sin embargo, su uso está directamente relacionado con impactos negativos a la salud humana y al ambiente. Con el objetivo de buscar alternativas al uso de este agente químico, se evaluó la eficiencia de un biocoagulante producido a partir del mucílago extraído del nopal camueso (*Opuntia robusta*), con respecto al sulfato de aluminio, en la clarificación de una muestra de agua residual doméstica. La extracción del mucílago se hizo mediante etanol como solvente. Se desarrolló un diseño experimental, cuyo factor numérico se asoció a la fracción y concentración del coagulante a utilizar (de las mezclas de *Opuntia robusta* y/o sulfato de aluminio), en contrastes de 200, 400, 600 y 800 mg/L, definiendo como variable de respuesta el porcentaje de remoción de turbidez. Esto permitió definir 12 ensayos, correspondientes a la cantidad de pruebas de jarras a realizar. Durante las pruebas experimentales, las características fisicoquímicas del agua residual (pH, temperatura, conductividad y turbidez) fueron evaluadas antes y después de los ensayos de jarras. De los ensayos realizados, el tratamiento más efectivo fue el compuesto por *Opuntia robusta* y sulfato de aluminio en concentraciones de 66.6 [mg/L], y 133.4 [mg/L], respectivamente, pues removió el 79.74% de la turbidez, con lo que se concluye que los resultados obtenidos sugieren la posibilidad de implementar sistemas duales en la clarificación de aguas residuales domésticas, además de indicar que el biocoagulante obtenido a partir de *Opuntia robusta* presentó efectividad como biocoagulante debido a su alto contenido de ácido galacturónico.*

Palabras clave: *Aguas residuales domésticas, biocoagulante, dosis óptima, tratamiento del agua, turbidez*

Evaluation of a biocoagulant produced from the nopal camera applied in domestic wastewater treatment

Abstract

*Aluminum sulfate is currently the most widely used coagulant for the coagulation treatment of wastewater. However, its use is directly related to negative impacts on human health and the environment. In order to find alternatives to the use of this chemical agent, the efficiency of a biocoagulant produced from the mucilage extracted from nopal camueso (*Opuntia**

robusta) concerning aluminum sulfate was evaluated in the clarification of a domestic wastewater sample. Mucilage extraction was done using ethanol as the solvent. An experimental design was performed whose numerical factor was associated with the fraction and concentration of the coagulant to be used (*Opuntia robusta* and/or aluminum sulfate), in contrasts of 200, 400, 600, and 800 mg/L, defining as response variable the percentage of turbidity removal. This design allowed defining 12 trials, corresponding to the number of jar tests to be carried out. During the experimental tests, the physicochemical characteristics of the wastewater (pH, temperature, conductivity, and turbidity) were evaluated before and after the jar tests. Of the tests carried out, the most effective treatment was composed of *Opuntia robusta* and aluminum sulfate in concentrations of 66.6 and 133.4 [mg/L], respectively, since it removed 79.74% of the turbidity. The results suggest the possibility of implementing dual systems in the clarification of domestic wastewater, in addition to indicating that the biocoagulant obtained from *Opuntia robusta* presented effectiveness as a biocoagulant due to its high content of galacturonic acid.

Keywords: *Biocoagulant, domestic wastewater, optimal dose, turbidity, water treatment*

Introducción

Una de las principales etapas en el tren de tratamiento de aguas residuales es la clarificación del agua, la cual consiste en la adición de coagulantes químicos. Sin embargo, estos agentes están directamente relacionados con impactos negativos en la salud humana y el ambiente (Miller *et al.*, 2008). Durante los últimos años se han investigado los impactos negativos de los coagulantes utilizados para la clarificación de aguas residuales, específicamente la del sulfato de aluminio, el cual es fácilmente asimilado por el ser humano y causa varias afectaciones a la salud (Gurdián & Coto, 2011). Además, este coagulante genera lodos que no pueden ser utilizados como biosólidos (Miller *et al.*, 2008; Yin, 2010). Por tal motivo, en años recientes, ha existido un aumento en el desarrollo de alternativas al uso de coagulantes sintéticos como lo son los biocoagulantes, los cuales son sustancias solubles en agua, procedentes de materiales de origen vegetal, que actúan de forma similar a los coagulantes sintéticos en el proceso de clarificación del agua residual (Vargas & Romero, 2006). Se ha demostrado que, los porcentajes de remoción de turbidez de los coagulantes naturales oscilan entre 64 y 91 %, para alcanzar estos rendimientos el biocoagulante debe ser empleado en concentraciones mayores a 45 mg/L (Flores, 2006; Meza *et al.*, 2018). Las especies vegetales utilizadas para la elaboración de biocoagulantes son aquellas que presentan alto contenido de mucílago, el cual es un conjunto de carbohidratos complejos con gran capacidad de absorber agua y considerados fuente potencial industrial de hidrocoloides; contiene L-arabinosa, D-galactosa, L-ramnosa, D-xilosa y ácido galacturónico. Este complejo viscoso de hidratos de carbono se ha estudiado ampliamente como coagulante natural, siendo atractivas para estos fines aquellas especies con una alta densidad poblacional (Nazareno & Padrón, 2011). Por tal motivo en el presente estudio, se hizo uso del mucílago extraído de *Opuntia robusta* para la fabricación de un biocoagulante utilizado para la clarificación de agua residual doméstica.

Además, la eficiencia del biocoagulante se comparó con la del sulfato de aluminio, por lo que los resultados obtenidos permiten ofrecer alternativas en el uso de biocoagulantes o sistemas duales en la clarificación de aguas residuales domésticas. Para así evaluar la eficiencia en la clarificación de agua residual doméstica de biocoagulantes elaborados a partir del mucílago extraído de *Uncaria tomentosa* y *Opuntia robusta*, con respecto al $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.

Material y métodos

La extracción del mucílago se realizó mediante la metodología propuesta por Sáenz *et al.* (2006). La corteza de las pencas de *Opuntia robusta* fue retirada, después se lavaron con agua del grifo. Una vez lavadas y cortadas, las pencas se molieron en una licuadora doméstica utilizando agua destilada en proporción 1:2 (p/v). A la mezcla obtenida se le realizó un tratamiento térmico a $50\text{ }^\circ\text{C} \pm 5$ durante 1 h. Finalizada esta operación, se procedió a centrifugar la suspensión a 3,500 rpm durante 10 min. El sedimento se desechó y al sobrenadante se le agregó etanol en proporción 1:4 (v/v), se dejó reposar durante 24 h en refrigeración a $4\text{ }^\circ\text{C}$. Después, la mezcla fue filtrada al vacío, y el sólido obtenido se dejó secar a temperatura ambiente durante 24 h. Una vez seco el mucílago, se trituró en un mortero. El producto obtenido se almacenó en un frasco de vidrio con tapa a $5\text{ }^\circ\text{C}$. La muestra de agua residual doméstica se recolectó en una descarga de agua residual municipal ubicada en el municipio de Zacatecas (Zacatecas, México). Se recolectaron 9 L de agua residual, siguiendo el método establecido en la NMX-AA-003-1980 (Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, 1980), el cual consiste en enjuagar el recipiente muestreador en tres ocasiones antes de recolectar la muestra. Después, el recipiente se introdujo en la descarga de agua residual y se tomó el volumen necesario, colocándolo dentro de un bidón con tapa para permitir su transporte. La muestra se analizó dentro las 24 h posteriores a su recolección. Se realizaron 12 ensayos de prueba de jarras por duplicado. Cada ensayo de jarras consistió en la adición de la mezcla correspondiente de coagulantes (de 200 a 800 mg/L) a 500 mL de agua cruda. Cada una de las mezclas fueron elegidas conforme a la Tabla 3 donde se indican las proporciones de cuanto se puso de cada coagulante basándose en el desarrollo experimental. Las muestras se agitaron a una velocidad de 150 rpm durante 5 minutos. Transcurrido el tiempo, se añadió 1 mL de floculante comercial al 0.1% previamente preparado, después se retomó la agitación a 50 rpm durante 30 minutos. Transcurrido este tiempo, las muestras se dejaron reposar 60 minutos para permitir que los flóculos sedimentaran. Los parámetros que se evaluaron para la determinación de la calidad del agua residual doméstica que se sometió a tratamiento, antes y después, son: pH por el método del potenciómetro establecido en la NMX-AA-008-SFCI-2016 (Secretaría de Economía, 2016); conductividad por el método que establece la NMX-AA-093-SCFI-2018 (Secretaría de Economía, 2018); turbidez por el método del turbidímetro establecido en la NMX-AA-038-SCFI-2001 (Secretaría de Economía, 2001); sólidos suspendidos totales (SST) por el método que establece la NMX-AA-034-SCFI-2015 (Secretaría de Economía, 2015). Para realizar las mediciones anteriores, se utilizaron 50 mL de la superficie de cada muestra evitando tomar

flóculos, con ese volumen se midió pH, conductividad y turbidez, mientras que para SST se utilizaron 30 mL.

Resultados y discusión

En la Tabla 1, se observan los gramos de coagulante obtenido por cada 100 g de *Opuntia robusta*, así como la cantidad necesaria para la realización de las 12 pruebas de jarras por duplicado, en donde se requirieron 3.00 g de biocoagulante.

Por otra parte, una de las principales propiedades cualitativas que presentó el biocoagulante obtenido fue la consistencia viscosa, la cual es consecuencia de la composición química del mucílago, además de un color particular, debido a los pigmentos de la especie vegetal (Stuppner *et al.*, 2002; Nazareno & Padrón, 2011). Como se observa en la Figura 1, el biocoagulante extraído *Opuntia robusta* presenta una tonalidad café clara. En cuanto a la muestra de agua residual doméstica cruda, en la Tabla 2 se muestran los valores de pH, conductividad, turbidez y SST correspondientes.

La NOM-001-SEMARNAT-2021 (SEMARNAT, 2022) establece como límite máximo permisible una concentración de SST de 140 mg/L cuando el agua residual es descargada en un bien nacional (suelo). En el agua residual doméstica muestreada se obtuvo un valor de 63.33 mg/L para este parámetro, por lo tanto, se encuentra dentro de lo establecido en la NOM anterior. Sin embargo, parte de la población en México utiliza agua residual para satisfacer sus necesidades, con fin de evitar impactos negativos en la salud humana el agua debe cumplir con los parámetros dispuestos en la NOM-127-SSA1-2021 (Secretaría de Salud, 2022), en donde se establece un rango de pH de 6.5 a 8.5, por lo que el valor obtenido en la muestra de agua residual doméstica cumple con este parámetro; contrario a la turbidez, pues la muestra de agua presentó 51.06 UNT y la norma marca como límite máximo permisible 4 UNT.

Además, los altos niveles de turbidez también afectan al ambiente por lo que es necesaria su remoción, pues las partículas suspendidas absorben calor de la luz del sol, haciendo que el agua se caliente y así reduzca la concentración de oxígeno en el agua. Por otra parte, se dispersa la luz, de esta forma decrece la actividad fotosintética en plantas y algas, que contribuye a bajar la concentración de oxígeno más aún (SEMARNAT, 2014).

La Tabla 3 muestra los valores promedios de pH, conductividad, turbidez y SST obtenidos del agua residual doméstica después de haber sido tratada con sulfato de aluminio, y el biocoagulante obtenido de *Opuntia robusta*, correspondientes a las 12 pruebas de jarras realizadas. En la Tabla 3 se muestra que la corrida 7 representó al tratamiento más efectivo, pues removió el 79.74% de la turbidez, seguido de la corrida 1 la cual corresponde al sulfato de aluminio puro, donde se removió el 74.03% de turbidez. Estos resultados se deben a que se utilizaron concentraciones cercanas a las óptimas de ambos coagulantes (Barrenechea, 2004; Tayron *et al.*, 2017). En la corrida 4, se disminuyó la turbidez en un 66.59%. Por su parte, la corrida 3 se realizó en su totalidad con *Opuntia robusta*, la cantidad utilizada confirmó mayores niveles de turbidez al agua residual cruda.

En general, se observa que las pruebas en donde se empleó sulfato de aluminio removieron más turbidez del agua residual que el coagulante natural por sí solo. Asimismo, es posible observar que el mucílago extraído de *Opuntia robusta* ofrece una alternativa en el uso de sistemas duales de tratamientos de agua residual doméstica, esto se debe a que esta especie vegetal contiene una gran variedad de carbohidratos particularmente de ácido galacturónico (Nazareno & Padrón, 2011; Custodio, 2020). En cuanto a los SST, no fue posible obtener los datos de este parámetro de todas las corridas realizadas debido a interferencias en el procedimiento, sin embargo, en las pruebas 2, 3 y 5 se observa que a medida que la turbidez disminuye, la concentración de SST lo hace junto con ésta, ya que ambos parámetros están directamente relacionados, pues son los sólidos presentes en el agua los que le otorgan la turbidez. Lo mismo sucede con la conductividad, pues cuanto mayor es la cantidad de SST, mayor es el valor de la conductividad eléctrica porque éstos forman parte del material que es capaz de conducir la electricidad en el agua (Olivero *et al.*, 2013). En la Tabla 3 se muestra que el valor más alto de conductividad corresponde a la corrida 9, el cual fue de 1,432 $\mu\text{S}/\text{cm}$, esto se debe a que el sulfato de aluminio es un coagulante metálico, muy sensible al pH y a la alcalinidad y es posible que se solubilice el aluminio, incrementando la conductividad eléctrica y la reducción del pH (Hernández *et al.*, 2013), lo que podría explicar el aumento de la conductividad y la disminución del pH en las pruebas donde se utilizó una mayor cantidad del coagulante inorgánico.

Conclusiones

Se realizó la extracción del mucílago de *Opuntia robusta*, y por cada 100 g de esta especie vegetal se obtuvieron 735.29 g de coagulante. Por consiguiente, se procesaron 735.29 g de esta especie vegetal para completar las 12 pruebas de jarras. Al emplear 66.6 mg/L de coagulante de *Opuntia robusta* y 133.4 mg/L de sulfato de aluminio en la misma corrida se obtuvo una remoción de turbidez del 79.74%, lo cual representa el tratamiento con mayor eficiencia debido a que las concentraciones utilizadas se encuentran dentro de las óptimas de ambos coagulantes. La *Opuntia robusta* ofrece una alternativa al uso de coagulantes sintéticos en sistemas duales para el tratamiento de aguas residuales domésticas por coagulación debido a su composición química.

Agradecimientos

Los autores agradecemos a la Secretaría de Investigación y Posgrado del Instituto Politécnico Nacional por el apoyo económico otorgado para el desarrollo de este trabajo a través del proyecto SIP-20220420.

Tablas**Tabla 1.** Rendimiento de *Opuntia robusta*

Cantidad obtenida de mucílago en g por cada 100 g	Cantidad de especie vegetal requerida en g para las pruebas de jarras
0.408	735.29

Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos del agua residual doméstica cruda

pH	Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)	Turbidez (UNT)	SST (mg/L)
7.69	1213	51.06	63.33

Tabla 3. Valores de los parámetros fisicoquímicos del agua residual después del tratamiento

Corrida	Concentración [mg/L]			pH	Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)	Turbidez (UNT)	Remoción de turbidez (%)	SST (mg/L)
	<i>Opuntia robusta</i>	Sulfato de aluminio	Total					
1	0	200	200	7.08	1229	13.26	74.03	ND
2	200	0	200	7.63	1230	39.07	23.48	33.33
3	133.4	66.6	200	7.19	1129	33.22	34.09	ND
4	66.6	133.4	200	7.32	1227	10.34	79.74	ND
5	280	120	400	7.38	1195	32.02	37.28	ND
6	120	280	400	7.24	1263	29.04	43.12	ND
7	180	420	600	7.02	1271	28.03	45.12	ND
8	420	180	600	7.23	1223	28.99	43.22	ND
9	533.4	266.66	800	7.48	1261	49.50	3.05	45
10	800	0	800	7.70	1274	52.99	----	48.66
11	266.6	533.4	800	6.89	1276	17.06	66.58	ND
12	0	800	800	6.19	1432	38.70	24.21	ND

Figuras



Figura 1. Mucílago extraído de *Opuntia robusta*.

Referencias

- Barrenechea, M. (2004). Tratamiento de agua para consumo humano. *Tecnologías de coagulación*, 174(2), 196-198.
- Custodio, R. (2020, 03 de noviembre). *Plantas medicinales, uña de gato*. Información de Salud Natural. <https://www.casapia.com/blog/plantas-medicinales/plantas-medicinales-utiles-en-el-tratamiento-de-afecciones-ostearticulares-articulo-informativo.html>
- Flores, A. (2006). Evaluación preliminar de la reserva del nopal (*Opuntia* spp) en la región Laguna-Chihuahua. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, (2), 191-196.
- Gurdián, R. y Coto, J. (2011). Estudio preliminar del uso de la semilla de tamarindo (*Tamarindus indica*) en la coagulación-floculación de aguas residuales. *Tecnología en Marcha*, 16 (2), 12-22.
- Hernández, I., Gonzales, R., Arriaga, M., Aranda, J. y Barra, G. (2013). Clarificación de agua del arroyo el Hueleque de Poza Rica, Ver, utilizando cal, sulfato de aluminio e hidroxocloruro de aluminio. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 9 (1), 1-10.
- Meza, M., Riñaos, K., y Mercado, I. (2018). Evaluación del poder coagulante del sulfato de aluminio y las semillas de *Moringa oleífera* en el proceso de clarificación del agua de la ciénaga de Malambo-Atlántico. *Revista UIS Ingenierías*, 17(2), 95-104.
- Miller, S., Fugate, E., Craver, V., Smith, J. and Zimmerman, J. (2008). Toward understanding the efficacy and mechanism of *Opuntia* ssp. as a natural coagulant for potential application in water treatment. *Environmental Science & Technology*, 42 (12), 4274- 4279.
- Nazareno, M. y Padrón, C. (2011). Nuevas tecnologías desarrolladas para el aprovechamiento de las cactáceas en la elaboración de alimentos. Componentes funcionales y propiedades antioxidantes. *Revista Venezolana de Ciencia y Tecnología de Alimentos*, 2 (1), 202-238.
- Olivero, E., Mercado, I., y Montes, I. (2013). Remoción de la turbidez del agua del río Magdalena usando el mucílago del nopal *Opuntia ficus-indica*. *Producción más limpia*, 8 (1), 19-27.
- Sáenz, C., Berger, H., Corrales, J., Galletti L. y García, V (2006). Boletín de servicios agrícolas de la FAO 162. Utilización agroindustrial del nopal. *Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación*, 14 (2), 4.5.
- Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (1980). Norma Mexicana NMX-AA-003-1980. Aguas residuales.- Muestreo. Diario Oficial de la Federación: 11 de febrero de 1980, México.
- Secretaría de Economía (2001). Norma Mexicana NMX-AA-039-SCFI-2015 Análisis de agua.- Determinación de turbiedad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Diario Oficial de la Federación: 01 de agosto de 2001, México.
- Secretaría de Economía (2015). Norma Mexicana NMX-AA-034-SCFI Análisis de agua.- Medición de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Diario Oficial de la Federación: 16 de febrero de 2015, México.

- Secretaría de Economía (2016). Norma Mexicana NMX-AA-008-SCFI-2016 Análisis de agua.- Medición del pH en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.- método de prueba. Diario Oficial de la Federación: 05 de julio de 2016, México.
- Secretaría de Economía (2018). Norma Mexicana NMX-AA-093-SCFI-2018 Análisis de agua.- Medición de la conductividad eléctrica en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Diario Oficial de la Federación: 26 de junio de 2018, México.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT] (2022). Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021, Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación. Diario Oficial de la Federación: 11 de marzo de 2022, México.
- Secretaría de Salud (2022). Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021, Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de la calidad del agua. Diario Oficial de la Federación: 02 de mayo de 2022, México.
- SEMARNAT (2014). Sólidos suspendidos totales y turbidez. En Agua, informe 15. Consultado el 09 de enero de 2021.
- Stuppner, H., Sturm, S., Geisen, G., y Zillian, U. (2002). Plantas Medicinales. *Supplement Issue*, 132(7), 8-12.
- Tayron, A., Guzman, L., y Barros, I. (2017). Evaluación de la *Cassia fistula* como coagulante natural en el tratamiento primario de aguas residuales. *Orinquia*, 12 (1), 73-75.
- Vargas, M. y Romero, L. (2006). Aprovechamiento de algunos materiales en el desarrollo de coagulantes y floculantes para el tratamiento de aguas en Costa Rica. *Tecnología en Marcha*, 19 (4), 37-41.
- Yin, C. (2010). Emerging usage of plant-based coagulants for water and wastewater treatment. *Process Biochemistry*, 45 (9), 1437-1444.

Capítulo XVII. Tratamiento de aguas residuales provenientes de una empresa textil mediante sistemas biológicos

Berenice Sánchez Cerón¹; Gabriela Allende Valera¹; José Carlos Mendoza Hernández^{2*}; Gabriela Pérez Osorio²

¹Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Facultad de Ciencias Biológicas, 18 sur y Av. San Claudio Puebla, México. ²Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Facultad de Ingeniería Ambiental, 18 sur y Av. San Claudio Puebla, México.

*Autor de correspondencia: josecarlos.mendoza@correo.buap.mx

Resumen

En el presente estudio se analizó la capacidad de biodegradación de dos consorcios (C1: Escherichia coli M6A, Pseudomonas putida B03, Enterobacter sp. N9, Serratia sp. K120 y Enterobacter sp. K131 y C2: Escherichia coli M2N, Pseudomonas putida B44, Enterobacter sp. N16, Salmonella sp. MC188 y Enterobacter sp. K131) para la biorremediación de tres muestras de aguas residuales textiles diferentes del efluente de una empresa textil del estado de Puebla, mediante espectrofotometría UV/vis durante 5 días. Después de 120 h de tratamiento se obtuvieron porcentajes de degradación de hasta 80.384% para el agua residual de coloración café, 59.930141% para el agua residual de coloración azul y 89.8337104% para el agua residual de coloración morado. De igual forma, se realizó el modelo cinético de la reacción de degradación, obteniendo que todos los tratamientos la degradación es dependiente de la concentración del contaminante, es decir, pertenece al primer orden. De acuerdo con los resultados obtenidos los consorcios C1 y C2 son una buena alternativa biotecnológica para la biorremediación de aguas residuales textiles.

Palabras clave: Agua residual textil, consorcios, contaminantes, degradación

Treatment of wastewater from a textile company using biological systems

Abstract

In the present study, the biodegradation capacity of two consortia was analyzed (C1: Escherichia coli M6A, Pseudomonas putida B03, Enterobacter sp. N9, Serratia sp. K120 and Enterobacter sp. K131 and C2: Escherichia coli M2N, Pseudomonas putida B44, Enterobacter sp. N16, Salmonella sp. MC188 and Enterobacter sp. K131) for the bioremediation of three different textile wastewater samples from the effluent of a textile company in the state of Puebla, using UV/vis spectrophotometry for 5 days. After 120 h of treatment, degradation percentages of up to 80.384% were obtained for the brown colored residual water, 59.930141% for the blue colored residual water and 89.8337104% for the purple colored residual water. In the same way, the kinetic model of the degradation reaction was carried out, obtaining that all the treatments the degradation is dependent on the concentration of the contaminant, that is, it belongs to the first order. According to the results obtained, consortiums C1 and C2 are a good biotechnological alternative for the bioremediation of textile wastewater.

Keywords: Textile residual water, consortia, pollutants, degradation

Introducción

El agua es un recurso indispensable para los seres humanos, la demanda en el consumo de agua se ha duplicado en el último siglo principalmente por la industrialización, la urbanización, etc. (Ahmad *et al.*, 2022), esto hace evidente el problema en la contaminación de agua dulce por industrias especialmente en países en desarrollo. La industria textil genera una cantidad abrumadora de efluentes líquidos además de también emitir desechos sólidos, emisiones al aire y requerir de un consumo alto de energía (Yacout & Hassouna, 2016); el agua residual contiene concentraciones altas de colorantes recalcitrantes que se consideran contaminantes emergentes y son ampliamente estudiados en las aguas residuales, de igual manera contienen sales inorgánicas y metales pesados (Khamparia & Jaspal, 2017). Debido a las características de las aguas residuales provenientes de la industria textil, se sabe que estas tienen la capacidad de modificar las características físicas, químicas y biológicas del cuerpo de agua receptor de estos efluentes, ya que pueden aumentar los valores de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), los sólidos disueltos totales (TDS), la demanda química de oxígeno (DQO), los sólidos suspendidos totales (TSS) y a su vez, modifican los valores de pH y la coloración del agua (Singh *et al.*, 2019).

La naturaleza de los colorantes textiles generalmente es xenobiótica y se ha observado que son cancerígenos y mutagénicos (Shah & Bera, 2021). Los colorantes que más se usan en la industria textil son los de tipo azo, antraquinona y trifenilmetano que tienen una estructura estable debido a su naturaleza aromática y por lo tanto son difíciles de degradar (Moyo *et al.*, 2022). Así mismo, los colorantes tienen una serie de impactos negativos en el medio ambiente, afectando gravemente a los cuerpos de agua, la vida marina, la fertilidad del suelo y en general, la integridad del ecosistema en el cual se encuentren presentes (Shah & Bera, 2021). En el tema ambiental, muchos colorantes reducen la penetración de la luz y la fotosíntesis en los cuerpos de agua (Suba *et al.*, 2019), lo que causa el agotamiento del oxígeno y la falta de oxigenación del ambiente acuático estancado, resultando en el deterioro de la calidad del agua y una menor solubilidad del gas que puede ser tóxico para la flora y la fauna acuática; además de resultar en olores pestilentes en los cuerpos de agua (Moyo *et al.*, 2022). Para la salud humana los colorantes son altamente peligrosos al ser identificados como mutagénicos, teratogénicos, cancerígenos y/o tóxicos, así mismo pueden provocar irritación de la piel, reacciones alérgicas, dermatitis, ulceración de la piel, agudización de las vías respiratorias, entre otros (Chang *et al.*, 2021; Moyo *et al.*, 2022).

El problema de las aguas residuales textiles ha sido abordado con la aplicación de diversos tratamientos que van desde procesos de oxidación avanzados (POA), biológicos y fisicoquímicos, así como sus combinaciones (Khamparia & Jaspal, 2017). Los procesos fisicoquímicos siempre son el primer paso en el tratamiento del agua residual textil (Pensupa *et al.*, 2017.) dentro de este tipo de tratamientos se encuentra la adsorción, precipitación, coagulación, oxidación y filtración (Bedekar *et al.*, 2016); los tratamientos biológicos utilizan enzimas o células enteras de microorganismos para degradar o eliminar los compuestos no deseados de las aguas residuales textiles y mayormente son utilizados después de un método

fisicoquímico (Pensupa *et al.*, 2017) y por último se encuentran los POA que son de mucho interés para la industria pues se ha llegado a comprobar para la oxidación efectiva de una amplia variedad de materiales orgánicos y colorantes (Ambaye & Hagos, 2020). A pesar de que se han aplicado diferentes tratamientos a este tipo de efluentes, hay ciertos inconvenientes que se presentan, como, por ejemplo, la ineficacia, los altos costos e incluso, la generación de contaminantes secundarios (Didier de Vasconcelos *et al.*, 2022).

Dentro de los tratamientos mencionados, los procesos biológicos mediados por bacterias se considera una opción atractiva debido a las ventajas que estos tienen, ya que son eficientes, amigables con el medio ambiente, tiene bajos costos de operación e implementación (Didier de Vasconcelos *et al.*, 2022). Además, tienen la versatilidad de operar bajo condiciones aeróbicas o anaeróbicas, y los organismos bacterianos tienen la ventaja de una duración de crecimiento más corta, así como la capacidad de degradar y conseguir una completa mineralización de los contaminantes (Moyo *et al.*, 2022; Didier de Vasconcelos *et al.*, 2022). La degradación de colorantes por bacterias puede realizarse utilizando cultivos puros o consorcios microbianos, sin embargo, se ha reportado que el empleo de consorcios microbianos muestra mejores rendimientos en comparación a los cultivos puros, lo cual se atribuye a las acciones metabólicas que se realizan de forma sinérgica y a la estabilidad que puede alcanzarse en condiciones como temperatura y pH (Didier de Vasconcelos *et al.*, 2022).

Es importante recalcar que el estudio de aguas residuales textiles reales ya que la degradación de esta puede ser completamente diferente por la combinación de diversos colorantes, productos químicos, partículas en suspensión, nutrientes y población microbiana que intervienen en el tratamiento biológico (Ambaye & Hagos, 2020). En este trabajo el objetivo es evaluar la acción de dos consorcios que previamente han mostrado una buena capacidad en la degradación de colorantes antraquinónicos, para la decoloración de tres muestras diferentes de efluentes provenientes de una fábrica de textiles del estado de Puebla.

Material y métodos

Cepas microbianas

Se utilizaron cepas previamente aisladas e identificadas por Mendoza-Hernández *et al.* (2015), Mendoza-Hernández *et al.* (2016) y Sánchez-Cerón *et al.* (2022). Las cepas correspondientes son: *Escherichia coli* M6A, *Escherichia coli* M2N, *Pseudomonas putida* B03, *Pseudomonas putida* B44, *Enterobacter sp.* N9, *Enterobacter sp.* N16, *Enterobacter sp.* K131, *Serratia sp.* K120 y *Salmonella sp.* MC188.

Generación de inóculo bacteriano

Las cepas seleccionadas se conformaron por su pureza y posterior a su cultivo en placa, las colonias se suspendieron en 5 mL de caldo Luria Bertani (LB) (10 g⁻¹ peptona de caseína, 5 g⁻¹ extracto de levadura, 10 g⁻¹ de NaCl) y se colocaron en incubación a 30 °C durante 48 h. Posterior al tiempo de incubación fueron centrifugadas a 8000 rpm por 15 minutos. El

sobrenadante fue decantado y el pellet formado se resuspendió en Medio Mínimo Mineral (MMM) (0.4 gl^{-1} KH_2PO_4 , 2 gl^{-1} K_2HPO_4 , 0.2 gl^{-1} MgSO_4 , 0.1 gl^{-1} CaCl_2 , 0.005 gl^{-1} FeSO_4 , 0.002 gl^{-1} H_3BO_3 , 0.005 gl^{-1} ZnSO_4 , 0.001 gl^{-1} NaMo , 0.003 gl^{-1} MnSO_4 , 0.001 gl^{-1} CoSO_4 , 0.001 gl^{-1} CuSO_4 , 0.001 gl^{-1} NiSO_4) ajustando a 0.5 A a 600 nm que equivale a 1×10^9 UFC mL^{-1} aproximadamente. Se formaron dos consorcios con las cepas elegidas, utilizando como inóculo 500 μl de suspensión de cada cepa, el consorcio uno (C1) consta de las cepas: *Escherichia coli* M6A, *Pseudomonas putida* B03, *Enterobacter sp.* N9, *Serratia sp.* K120 y *Enterobacter sp.* K131, por su parte, el consorcio dos (C2) está conformado por las cepas: *Escherichia coli* M2N, *Pseudomonas putida* B44, *Enterobacter sp.* N16, *Salmonella sp.* MC188 y *Enterobacter sp.* K131.

Biodegradación de aguas residuales

Las aguas residuales utilizadas en este ensayo se obtuvieron de una planta de tratamiento de una industria textil del estado de Puebla. Se trabajaron con tres muestras de agua residual cuya coloración aparente es: café (agua residual 1), azul (agua residual 2), morado (agua residual 3). Para cada agua residual se realizaron dos tratamientos: uno con el agua residual complementada con 3 gl^{-1} de sacarosa y el otro sin sacarosa. Cada muestra de agua residual fue inoculada con los consorcios formados, respectivamente y se incubaron a 30 °C durante 120 horas.

A cada una de las muestras de agua residual se le realizó un barrido espectral utilizando el espectrofotómetro UV/Vis (PerkinElmer modelo Lambda 25) para determinar la longitud de onda a la que absorben.

Se tomó una alícuota de 2 mL diariamente durante 120 h, la cual se centrifugó a 11 000 rpm por 15 minutos. Al sobrenadante obtenido se le realizó un barrido espectral utilizando el espectrofotómetro UV/Vis (PerkinElmer modelo Lambda 25).

Cinética de biodegradación

Para realizar el estudio del modelo cinético que tienen las reacciones de degradación de agua residual frente a los dos consorcios propuestos se analizaron los datos de absorbancia obtenidos cada 24 h hasta la finalización del tratamiento en el espectrofotómetro UV/Vis (PerkinElmer modelo Lambda 25). Las ecuaciones 1, 2 y 3 (Wanyonyi *et al.*, 2017) fueron tomadas para el cálculo del modelo cinético de la reacción para encontrar el orden de la reacción.

$$C_t = C_0 - k_0 t \quad \text{Ecuación (1)}$$

$$\ln \ln (C_t) = k_1 t + \ln \ln (C_0) \quad \text{Ecuación (2)}$$

$$\frac{1}{C_t} = \frac{1}{C_0} + k_2 t \quad \text{Ecuación (3)}$$

Donde:

Ct es la concentración de colorante (mg/l-1)

C0 es la concentración inicial del colorante (mg/l-1)

t es tiempo

k0 es la constante de grado 0 (mg/l-1/h)

k1 es la constante de grado 1

k2 es la constante de grado 2

Finalmente, se definió el factor de correlación (R^2), la pendiente (m) y la ordenada al origen (b).

Resultados y discusión

Biodegradación de aguas residuales

Para el agua residual de coloración aparente café (denominada como agua residual 1) se obtuvo mediante el barrido espectral (Figura 1) que el pico de absorbancia más alto fue de 380 nm, esta muestra de efluente textil sin tratamiento previo presentó la absorbancia de 0.19883, este valor de absorbancia fue tomado para conocer el porcentaje de degradación del agua residual al no conocer la composición química de la muestra ni la concentración inicial de algún componente. En la Tabla 1 se presentan los porcentajes de degradación de los consorcios C1 y C2 sin y con sacarosa adicional, donde se puede observar que la degradación desde las 24 h de tratamiento es mayor al 50%, con porcentajes de degradación de 74.682392% para C1, 72.8622441% para C1 con sacarosa, 73.5014837% para C2 y 63.516069% para C2 con sacarosa. Al finalizar el tratamiento, es decir, a las 120 h el tratamiento que mostró mejores resultados fue el C1 con una degradación de 80.3842478%, seguido del C2 con 78.8387064%, C1 con sacarosa con 77.2685208% y finalmente el C2 con sacarosa con 72.1797515%. De acuerdo con los datos obtenidos se puede apreciar que desde el inicio el consorcio que presentó mejores resultados fue el C1 sin sacarosa, esto se puede visualizar de manera gráfica en la Figura 1 donde se muestra el espectro obtenido a partir de la muestra de agua residual 1 y la comparación a las 120 h con cada uno de los tratamientos probados.

En la Figura 2, se da a conocer el barrido espectral de la muestra de agua residual azul denominada con el número 2, donde se aprecia que la mayor absorbancia fue a una longitud de onda de 670 nm, con una absorbancia sin tratamiento previo de 0.404415, misma que se toma como referencia para el cálculo de degradación de coloración aparente en la muestra a lo largo del proceso biológico. En la Tabla 2 se puede observar la degradación del agua residual 2 en lapsos de 24 h hasta la culminación del tratamiento, donde se observa que al principio del tratamiento, a las 24 h los tratamientos adicionados con sacarosa obtuvieron mejores resultados, pues el C1 y 2 con sacarosa presentan porcentajes de degradación de 81.8995339% y 81.6564667%, respectivamente, mientras que los tratamientos sin sacarosa no tuvieron una degradación tan favorecida con porcentajes de degradación de 41.6510268% y 36.9818132% para C1 y C2, respectivamente. En la Figura 2, se presenta la comparación

de la muestra inicial y cada uno de los tratamientos después de 120 h donde se observa que la mayor degradación fue con el tratamiento de consorcio C1 con sacarosa adicionada con 89.8337104%, seguido del consorcio 2 con sacarosa con 88.8394347%, finalmente los tratamientos sin sacarosa tuvieron una menor degradación frente a los adicionados con sacarosa con 58.7950496% y 56.6346451% para C1 y C2, respectivamente.

Los resultados obtenidos del barrido espectral realizado para la muestra de agua residual con una coloración aparente morada (agua residual 3) (Figura 3), mostró que absorbe a una longitud de onda de 570 nm, correspondiente a una absorbancia de 0.396515, la cual se tomó como referencia para obtener el porcentaje de degradación de la coloración del agua. Como se observa en la figura 3, los valores de absorbancia correspondiente a la longitud de onda de 570 nm fueron disminuyendo conforme pasaba el tiempo, lo que a su vez se vio reflejado en los porcentajes de degradación alcanzados, mostrados en la tabla 3. Después de 120 h de tratamiento, el consorcio C1 tuvo un porcentaje de degradación del 18.9929763%, por su parte, el consorcio C1 con sacarosa sólo alcanzó el 16.9108357% de degradación. En el caso del consorcio C2 el porcentaje de degradación obtenido al finalizar el tratamiento fue del 18.4376379%, sin embargo, cuando el consorcio C2 se complementó con sacarosa, el porcentaje de degradación fue del 59.9301414%, siendo este el porcentaje de degradación más alto.

Durante los últimos años la desintoxicación de aguas residuales textiles mediante microorganismos, entre ellos las bacterias, ha mostrado buenos resultados, lo cual lo convierte en un tratamiento atractivo debido a que es una opción eficiente, respetuosa con el medio ambiente y costeable, como se ha mencionado con anterioridad (Maqbool *et al.*, 2020). Si bien los cultivos bacterianos puros tienen resultados prometedores en la degradación de colorantes, se ha reportado que el uso de consorcios tiene mejores resultados en comparación al uso del cultivo puro, esto debido a las acciones metabólicas sinérgicas que realizan (Maqbool *et al.*, 2020). Lo cual se corrobora con los resultados obtenidos en este trabajo con los consorcios bacterianos formados y aplicados a las muestras de aguas residuales textiles. Tomando en cuenta la coloración aparente del agua residual café (agua residual 1) se puede decir que nuestros resultados muestran cierto grado de similitud con Kurade *et al.* (2013) quienes degradan de manera específica el colorante café disperso 118 con una concentración inicial de 50 mg l⁻¹ en un 96% con el microorganismo *Brevibacillus laterosporus* después de un tiempo de tratamiento de 48 h, aunque este porcentaje de degradación es mayor al nuestro se tiene que tomar en cuenta que en el estudio realizado se tomó una muestra de agua residual textil que contiene una variedad de componentes que pueden llegar a interferir en la degradación biológica, por lo que la degradación alcanzada por el C1 de 80.3842478%, que fue el de mayor capacidad de degradación, es considerado como un valor alto. De igual forma la cepa *Pseudomonas sp.* LBC1, mismo género que forma parte de ambos consorcios con cepas diferentes de la especie *Pseudomonas putida* ha demostrado la capacidad de degradar el colorante café directo MR a una concentración de 100 mg l⁻¹ con un 90% de degradación al término de tratamiento (Telke, *et al.*, 2012).

En el caso de la denominada agua residual 2, con una coloración aparente azul podemos decir que el mejor tratamiento fue el aplicado por C1 con sacarosa adicionada con un porcentaje de degradación de 89.8337104%, este resultado coincide con la degradación de un consorcio conformado por *Aeromonas hydrophila* (Abs37), *Citrobacter sp.* (Cbs50) y *Pseudomonas putida*(Pzr3) donde fue estudiada la degradación de una combinación de azul de Evans y verde brillante de hasta 170 mg^l-1 con una eficiencia de 89.1% de degradación al final del tratamiento, en este estudio también se demostró que el uso del consorcio frente al uso de capa cepa por separado resultó beneficioso en el tratamiento para degradar la mezcla de colorantes (Zabłocka-Godlewska & Przysaś, 2020). De igual (Biswas & Basak, 2021) ha estudiado la cepa *Bacillus rigiliprofundii* para evaluar la degradación del colorante azul brillante remazol R donde se observó una degradación de hasta 80% en un lapso de 264 h de tratamiento lo que pone en ventaja ambos consorcios adicionados con sacarosa utilizados en este estudio al presentar valores mayores de degradación.

Los porcentajes de degradación después de 120 h de tratamiento biológico del agua residual 3 cuya coloración aparentemente es morada, fueron variables (tabla 3), sin embargo, el consorcio C2 con sacarosa fue el que obtuvo el mayor porcentaje de degradación en comparación a los otros ensayos, alcanzando un porcentaje del 59.9301414%. Estos resultados difieren con lo reportado por Saratale *et al.* (2010), en donde utilizaron un consorcio bacteriano denominado GR compuesto por las cepas *Proteus vulgaris* (NCIM-2027) y *Micrococcus glutamicus* (NCIM-2168) y lo probaron en una mezcla de colorantes, entre ellos el Violet 5R en una concentración de 50 mg^l-1 y después de 72 h de tratamiento a 30 °C, se alcanzó un porcentaje de degradación del 96%.

En futuras investigaciones se pretende una caracterización adecuada de la composición química de cada muestra de agua residual para poder detectar los mecanismos de degradación de los consorcios microbianos y estudiar el tratamiento más efectivo.

Cinética de biodegradación

En la Tabla 4 se reportan los parámetros cinéticos obtenidos de la muestra de agua residual café (agua residual 1). Considerando los valores obtenidos del factor de correlación (R^2) de los consorcios C1, C2 y C2-S, se observa que los consorcios siguen un orden de decoloración de orden cero, lo cual quiere decir que la degradación es dependiente del tiempo. Por su parte, el factor de correlación del consorcio C1-S indica que sigue un orden de reacción de segundo orden, por lo cual, la biodegradación es dependiente del tiempo y la concentración del contaminante presente, que en este caso se asume es el colorante.

En la Tabla 5 se presentan los parámetros cinéticos de la muestra de agua residual azul (agua residual 2), denominada agua residual 2. Los cálculos del coeficiente de correlación el orden de reacción de los tratamientos de C1 y C2 con y sin sacarosa son del primero orden, es decir que son dependientes de la concentración del colorante en el efluente, se asume que el colorante es el principal contaminante en la muestra.

En la Tabla 6 se muestran los parámetros cinéticos correspondientes a la muestra de agua residual morada (agua residual 3). De acuerdo con los valores del factor de correlación (R^2) obtenidos para los consorcios C1, C1-S, C2 y C2-S (Tabla 3), se infiere que los consorcios siguen una cinética de degradación de primer orden, por lo tanto, la biodegradación es dependiente de la concentración del contaminante y, debido a la apariencia del agua, el contaminante es el colorante.

Como se observa en la tabla 3, correspondiente a los parámetros cinéticos del agua residual 1 con coloración café, la degradación se acopla mejor a una reacción de orden cero, con excepción del consorcio C1-S que se adapta mejor a una de segundo orden. Estos resultados coinciden con lo reportado por Tan *et al.* (2013) en donde estudiaron la eficiencia de degradación del colorante Ácido Brillante Escarlata GR utilizando una comunidad microbiana obtenida de distintas muestras ambientales y, de acuerdo con los resultados, el proceso de decoloración fue descrito mejor por una cinética de orden cero.

Como se muestra en la Tabla 2, para el agua residual 2 de color azul muestra que todos los tratamientos presentan una cinética de primer orden, estos resultados coinciden con el estudio realizado por Biswas & Basak (2021) dónde se realizó la cinética de degradación por la bacteria *Bacillus rigiliprofundus* del colorante azul brillante remazol R y de acuerdo con el valor obtenido del coeficiente de correlación se muestra el modelo de primer orden es el más aplicable.

Los resultados obtenidos en el caso de la cinética de degradación del agua residual 3 de coloración aparente morada (tabla 3), muestran que la degradación se acopla mejor a una cinética de primer orden. En la bibliografía no se encontró alguna investigación que muestre resultados similares en relación con el estudio cinético de degradación del agua residual de estudio. Sin embargo, se han reportado diferentes cepas bacterias que muestran resultados similares, tal es el caso de lo reportado por Karunya *et al.* (2014) en donde mencionan que la bacteria *Moraxella osloensis* aislada de sitios contaminados con aguas residuales textiles, tiene altos porcentajes de degradación del colorante Mordant Black 17 a 100 mg l^{-1} y a su vez, los altos valores del coeficiente de correlación indican que la biodegradación del tinte textil sigue una cinética de primer orden.

Conclusiones

Los resultados obtenidos en las muestras de agua residuales textiles tratadas indican que el tratamiento biológico aplicado con los consorcios microbianos propuestos (C1 y C2) logró la decoloración de estas, alcanzando porcentajes de degradación prometedores, lo que a su vez demuestra que las bacterias seleccionadas tienen la capacidad de degradar los contaminantes presentes en estos efluentes, siendo los colorantes textiles los contaminantes de mayor prevalencia. Así mismo, se infiere que la degradación de los efluentes depende directamente de la naturaleza química de los contaminantes que conforman la muestra. Para cada muestra de agua residual el tratamiento que mejor funcionó fue de consorcio C1 para

agua residual 1, consorcio C1 con sacarosa para el agua residual 2 y consorcio C2 con sacarosa para el agua residual 3 con porcentajes de degradación altos.

El estudio de tratamientos biológicos en agua residual textil real es importante para observar cómo es el funcionamiento de los tratamientos desarrollados a escala laboratorio en ambientes reales con una variedad de contaminantes dentro de una muestra y cómo influyen en los microorganismos o consorcios frente a estas situaciones.

Tablas**Tabla 1.** Degradación del agua residual café durante el tratamiento biológico

Tiempo (h)	C1 (%)	C1-S (%)	C2 (%)	C2-S (%)
24	74.682392	72.8622441	73.5014837	63.516069
48	75.6435146	74.1004879	73.7569783	63.516069
72	75.6435146	74.1004879	73.7569783	70.5985012
96	77.6577981	75.2818991	74.7070362	71.7442036
120	80.3842478	77.2685208	78.8387064	72.1797515

*En la Tabla 1 se muestran los porcentajes de degradación obtenidos para el agua residual café posterior a la aplicación del tratamiento biológico mediante los consorcios bacterianos

Tabla 2. Degradación del agua residual azul durante el tratamiento biológico

Tiempo (h)	C1(%)	C1-S (%)	C2 (%)	C2-S (%)
24	41.6510268	81.8995339	36.9818132	81.6564667
48	43.4872594	83.2466649	38.9129978	83.8482747
72	46.6416923	84.9716257	44.7169368	87.2467638
96	52.9035768	86.5106388	48.5768332	88.5377644
120	58.7950496	89.8337104	56.6346451	88.8394347

*En la tabla 2 se muestran los porcentajes de degradación obtenidos para el agua residual azul posterior a la aplicación del tratamiento biológico mediante los consorcios bacterianos

Tabla 3. Degradación del agua residual morada durante el tratamiento biológico

Tiempo (h)	C1(%)	C1-S (%)	C2 (%)	C2-S (%)
24	9.86444397	5.77758723	7.90335801	0.69556007
48	11.7178417	6.56696468	9.83317151	11.4005775
72	14.1273344	9.90983948	10.4856058	12.8257443
96	17.3322573	10.1706115	14.7275639	13.367464
120	18.9929763	16.9108357	18.4376379	59.9301414

*En la tabla 3 se muestran los porcentajes de degradación obtenidos para el agua residual morada posterior a la aplicación del tratamiento biológico mediante los consorcios bacterianos

Tabla 4. Parámetros cinéticos de la biodegradación del agua residual café

	K_0	R^2	K_1	R^2	K_2	R^2
C1	7.0588E-05	0.34999974	0.00164262	0.3043743	-0.03832125	0.31819888
C1-S	4.2233E-05	0.23562077	0.00089269	0.29710853	-0.01886127	0.31778282
C2	8.2083E-05	0.48794161	0.00175318	0.15488245	-0.03758244	0.1551855
C2-S	0.00021172	0.837614	0.00332412	0.70457408	-0.05250103	0.71333062

*En la tabla 4 se reportan los parámetros cinéticos de la biodegradación del agua residual café después del tratamiento biológico. De acuerdo con los valores obtenidos del factor de correlación (R^2) se obtuvo el modelo cinético que se acopló mejor a la biodegradación.

Tabla 5. Parámetros cinéticos de la biodegradación del agua residual azul

	K_0	R^2	K_1	R^2	K_2	R^2
C1	-0.00073645	0.95181231	-0.00365848	0.99791891	0.01833847	0.9815936
C1+S	-0.00032239	0.96564015	-0.00571007	0.99233884	0.10372709	0.96572074
C2	-0.00082517	0.96133428	-0.00383223	0.99684917	0.01798821	0.96959635
C2+S	-0.0003211	0.91810298	-0.00556979	0.99689378	0.09839549	0.98559785

*En la tabla 5 se reportan los parámetros cinéticos de la biodegradación del agua residual azul después del tratamiento biológico. De acuerdo con los valores obtenidos del factor de correlación (R^2) se obtuvo el modelo cinético que se acopló mejor a la biodegradación.

Tabla 6. Parámetros cinéticos de la biodegradación del agua residual morado

	K_0	R^2	K_1	R^2	K_2	R^2
C1	-0.00039439	0.99047237	-0.00116361	0.99980465	0.00343589	0.98684777
C1-S	-0.00042741	0.86554181	-0.00121175	0.99964172	0.00343988	0.95828398
C2	-0.00042895	0.93273218	-0.0012448	0.99974602	0.00361626	0.97899522
C2-S	-0.00198978	0.67911202	-0.00765659	0.99452246	0.03155513	0.49545221

*En la tabla 6 se reportan los parámetros cinéticos de la biodegradación del agua residual morada después del tratamiento biológico. De acuerdo con los valores obtenidos del factor de correlación (R^2) se obtuvo el modelo cinético que se acopló mejor a la biodegradación.

Figuras

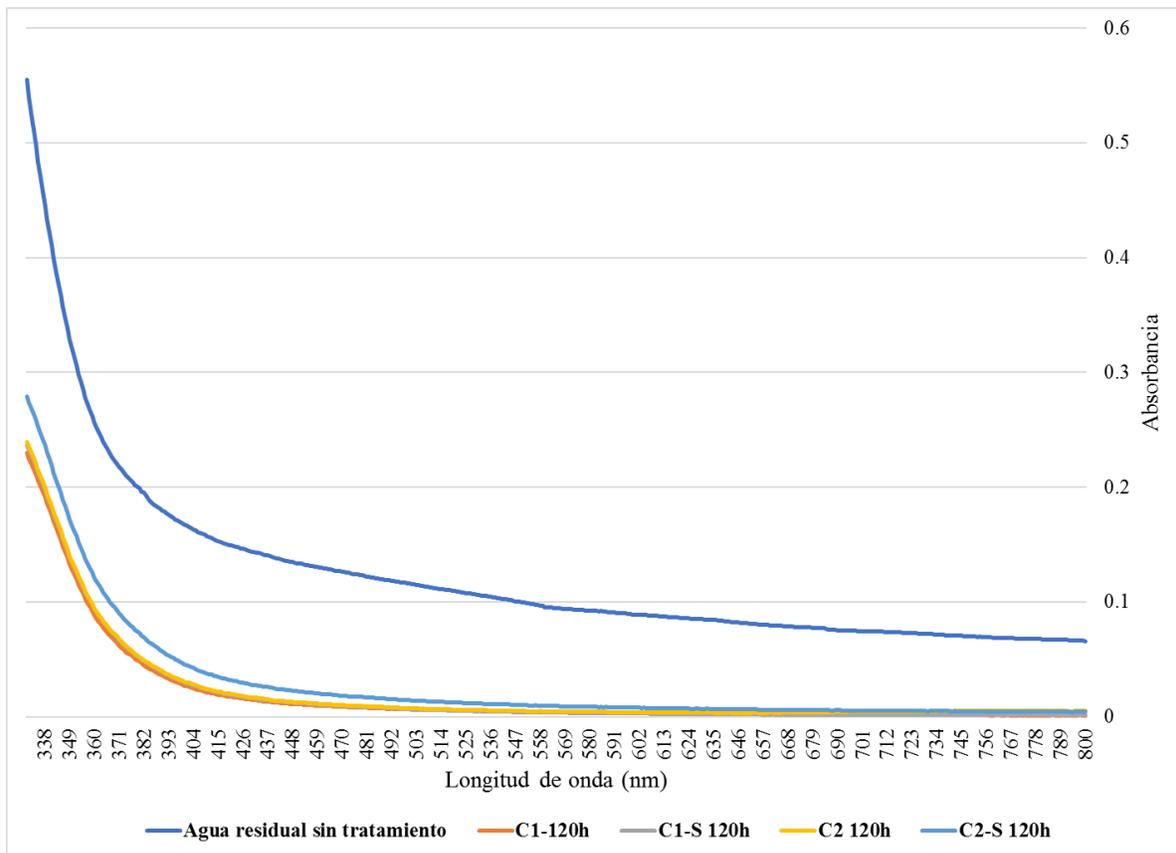


Figura 1. Espectros de absorción en función del tiempo para el agua residual café

*En la Figura 1 se muestra la comparación del barrido espectral del agua residual color café sin tratamiento y el agua residual después de cada uno de los tratamientos propuestos después de 120 h. El pico de absorbancia más alto para este color fue 380 nm, mismo que se utilizó para calcular el porcentaje de degradación del colorante textil.

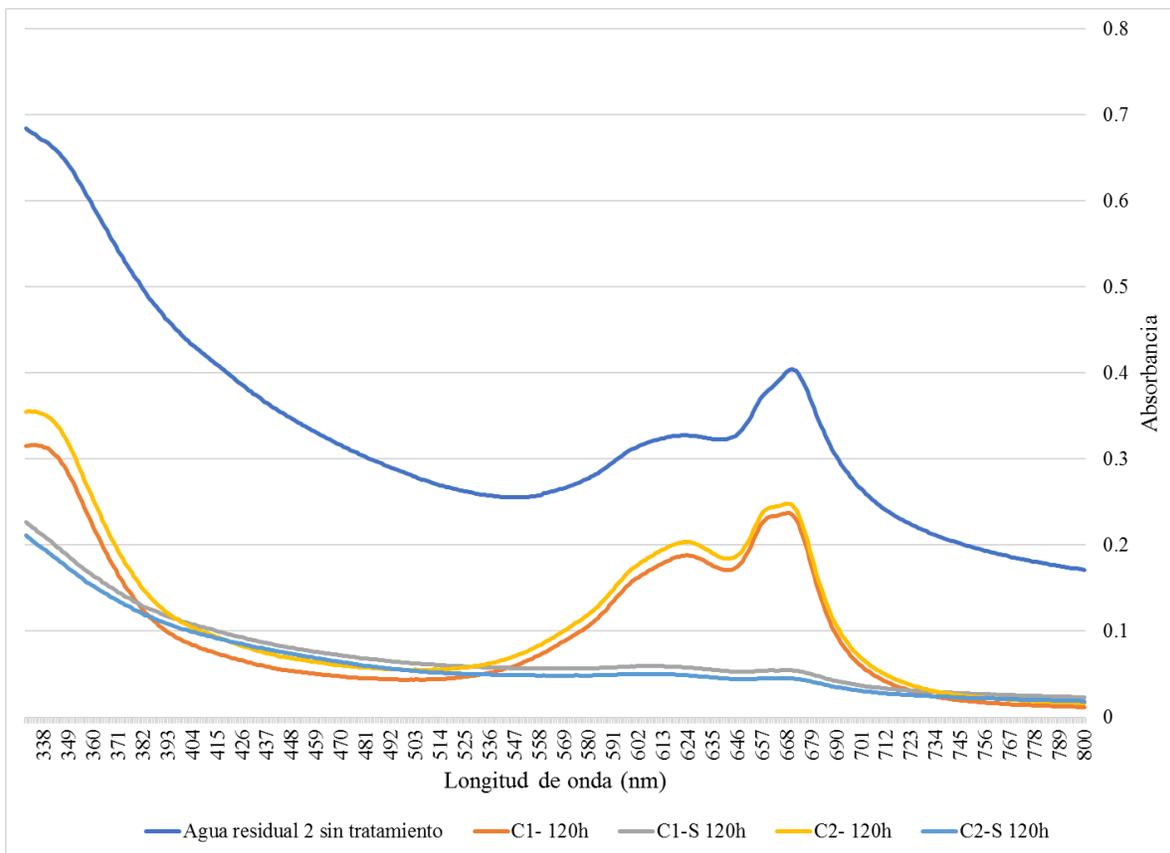


Figura 2. Espectros de absorción en función del tiempo para el agua residual azul

*En la Figura 2 se muestra la comparación del barrido espectral del agua residual color azul sin tratamiento y el agua residual después de cada uno de los tratamientos propuestos después de 120 h. El pico de absorbancia más alto para este color fue 670 nm, mismo que se utilizó para calcular el porcentaje de degradación del colorante textil.

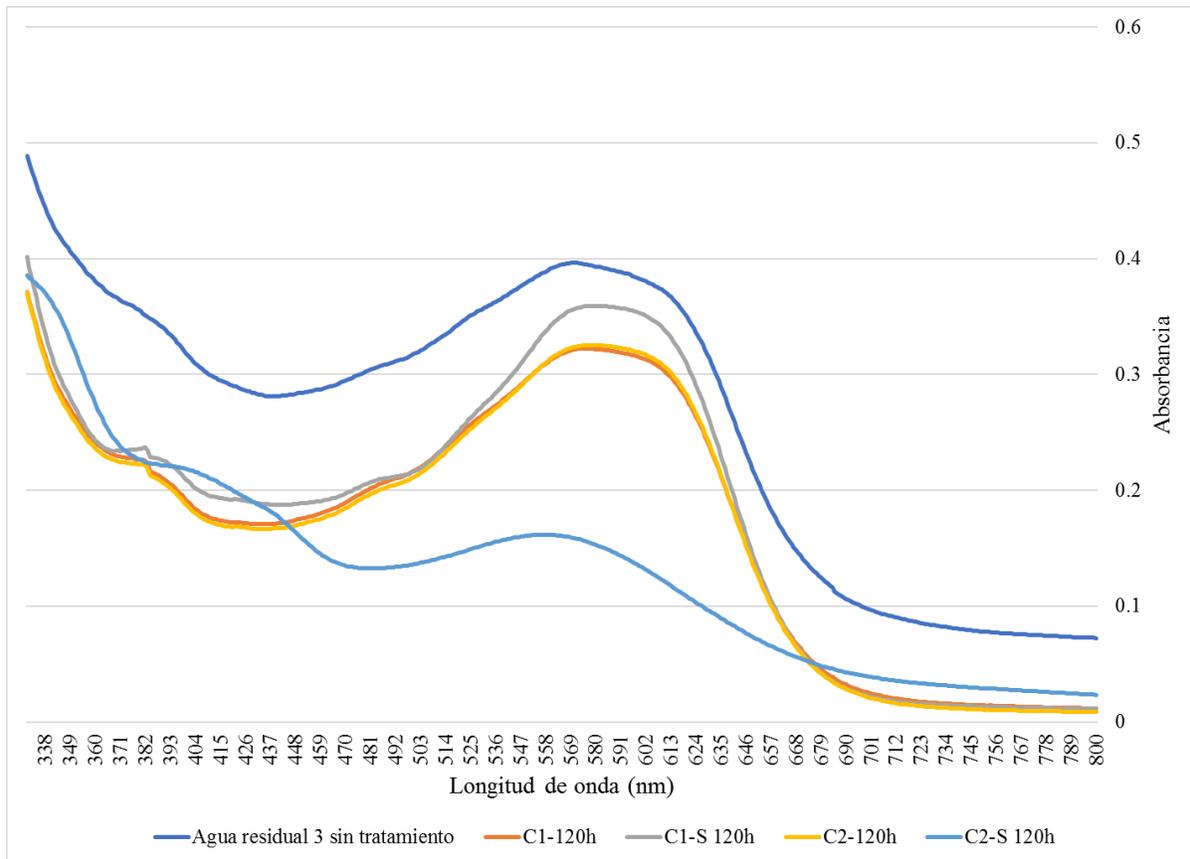


Figura 3. Espectros de absorción en función del tiempo para el agua residual morado

*En la Figura 3 se muestra la comparación del barrido espectral del agua residual color azul sin tratamiento y el agua residual después de cada uno de los tratamientos propuestos después de 120 h. El pico de absorbancia más alto para este color fue 570 nm, mismo que se utilizó para calcular el porcentaje de degradación del colorante textil.

Referencias

- Ahmad, B., Dilshad, M. R., Haider, B., Anwar, M. M., Ali, H., Gilani, S. M. A., Ahmad, H.B. & Farooq, M. (2022). Synthesis of novel fly ash based geo-polymeric membranes for the treatment of textile waste water. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 19, 6117–6126. <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03527-4>
- Ambaye, T. G., & Hagos, K. (2020). Photocatalytic and biological oxidation treatment of real textile wastewater. *Nanotechnology for Environmental Engineering*, 5(3). <https://doi.org/10.1007/s41204-020-00094-w>
- Bedekar, P. A., Bhalkar, B. N., Patil, S. M., & Govindwar, S. P. (2016). Moringa oleifera-mediated coagulation of textile wastewater and its biodegradation using novel consortium-BBA grown on agricultural waste substratum. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(20), 20963–20976. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7279-8>
- Chang, Y., Yang, D., Li, R., Wang, T. & Zhu, Y. (2021). Textile Dye Biodecolorization by Manganese Peroxidase: A Review. *Molecules*, 26(15): 4403. doi: 10.3390/molecules26154403.
- Didier de Vasconcelos, G. M., de Oliveira Schmidt, V. K., Besegatto, S. V., Rodrigues, É. F., Artifon, W., de Andrade, L. M., Mazur, L. P., Fai, A. E. C., de Oliveira, D., Ulson de Souza, A. A., de Arruda Guelli Ulson de Souza, S. M., & de Andrade, C. J. (2022). *Fundamental Concepts of Dye-Containing Textile Wastewater Treatments: Microbial and Enzymatic Approaches BT - Biological Approaches in Dye-Containing Wastewater: Volume 2* (A. Khadir & S. S. Muthu (eds.); pp. 17–55). Springer Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-19-0526-1_2
- Karunya, A., Rose, C., & Valli Nachiyar, C. (2014). Biodegradation of the textile dye Mordant Black 17 (Calcon) by *Moraxella osloensis* isolated from textile effluent-contaminated site. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 30(3), 915–924. <https://doi.org/10.1007/s11274-013-1509-8>
- Khamparia, S. & Jaspal, D. K. (2017). Adsorption in combination with ozonation for the treatment of textile waste water: a critical review. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 11(8). <https://doi.org/10.1007/s11783-017-0899-5>
- Kurade, M. B., Waghmode, T. R., Kabra, A. N., & Govindwar, S. P. (2013). Degradation of a xenobiotic textile dye, Disperse Brown 118, by *Brevibacillus laterosporus*. *Biotechnology Letters*, 35(10), 1593–1598. <https://doi.org/10.1007/s10529-013-1253-z>
- Maqbool, Z., Nadeem, H., Mahmood, F., Siddique, M. H., Shahzad, T., Azeem, F., Shahid, M., Muzammil, S., & Hussain, S. (2020). *Environmental Effects and Microbial Detoxification of Textile Dyes BT - Methods for Bioremediation of Water and Wastewater Pollution* (Inamuddin, M. I. Ahamed, E. Lichtfouse, & A. M. Asiri (eds.); pp. 289–326). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-48985-4_14
- Mendoza-Hernández, J.C., Perea-Vélez, Y.S. Arriola-Morales J., Martínez-Simón S.M. & Pérez-Osorio, G. (2016). Assessing the effects of heavy metals in ACC deaminase and

- IAA production on plant growth-promoting bacteria. *Microbiological Research*, 188-189, 53–61. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2016.05.001>
- Mendoza-Hernández, J.C., Vega-Hernández M., Silveti-Loeza Á., Arriola-Morales J. & Pérez-Osorio G. (2015). Estudio de la estructura de las biopelículas de *Pseudomonas putida* mediante microscopia de fuerza atómica (AFM) en presencia de permetrina y cipermetrina. *International Multilingual Journal of Contemporary Research*, 3(2), 120-130. <http://dx.doi.org/10.15640/imjcr.v3n2a12>
- Moyo, S., Makhanya, B.P. & Zwane, P.E. (2022). Use of bacterial isolates in the treatment of textile dye wastewater: A review. *Heliyon*. 8(6). doi: 10.1016/j.heliyon.2022.e09632.
- Pensupa, N., Leu, S.-Y., Hu, Y., Du, C., Liu, H., Jing, H., ... Lin, C. S. K. (2017). Recent Trends in Sustainable Textile Waste Recycling Methods: Current Situation and Future Prospects. *Topics in Current Chemistry*, 375(5).
- Sánchez-Cerón, B., Allende-Valera, G., Mendoza-Hernández, J.C. & Pérez-Osorio, G. (2022). Biodegradación De Colorantes Textiles Por Escherichia coli. *International Multilingual Journal of Science and Technology*, 7 (7), 2528-9810
- Saratale, R. G., Saratale, G. D., Chang, J. S., & Govindwar, S. P. (2010). Decolorization and biodegradation of reactive dyes and dye wastewater by a developed bacterial consortium. *Biodegradation*, 21(6), 999–1015. <https://doi.org/10.1007/s10532-010-9360-1>
- Shah, M. P., & Bera, S. P. (2021). Microbial treatment of textile dye Reactive Red 3 by a newly developed bacterial consortium. *Nanotechnology for Environmental Engineering*, 6(3), 62. <https://doi.org/10.1007/s41204-021-00156-7>
- Singh, R. P., Singh, P. K., Gupta, R., & Singh, R. L. (2019). *Treatment and Recycling of Wastewater from Textile Industry BT - Advances in Biological Treatment of Industrial Waste Water and their Recycling for a Sustainable Future* (R. L. Singh & R. P. Singh (eds.); pp. 225–266). Springer Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-13-1468-1_8
- Suba, V., Rathika, G., Ranjith Kumar, E., Saravanabhavan, M., Badavath, V. N., & Thangamani, K. S. (2019). Enhanced Adsorption and Antimicrobial Activity of Fabricated Apocynaceae Leaf Waste Activated Carbon by Cobalt Ferrite Nanoparticles for Textile Effluent Treatment. *Journal of Inorganic and Organometallic Polymers and Materials*. 29, 550–563. <https://doi.org/10.1007/s10904-018-1030-5>
- Tan, L., Ning, S., Wang, Y., & Cao, X. (2013). Aerobic decolorization of Acid Brilliant Scarlet GR by microbial community and the community dynamics during sequencing batch processes. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 29(10), 1763–1771. <https://doi.org/10.1007/s11274-012-1249-1>
- Telke, A.A., Kim, SW. & Govindwar, S.P. (2012). Significant reduction in toxicity, BOD, and COD of textile dyes and textile industry effluent by a novel bacterium *Pseudomonas sp.* LBC1. *Folia Microbiol* 57, 115–122 <https://doi.org/10.1007/s12223-012-0103-z>
- Wanyonyi, W.C., Onyari, J.M., Shiundu, P.M., Mulaa, F.J. (2017). Biodegradation and Detoxification of Malachite Green Dye Using Novel Enzymes from *Bacillus cereus* Strain KM201428: Kinetic and Metabolite Analysis. *Energy Procedia*, 119, 38–51. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.07.044>

- Yacout, D. M. M., & Hassouna, M. S. (2016). Identifying potential environmental impacts of waste handling strategies in textile industry. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(8). <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5443-8>
- Zabłocka-Godlewska, E. & Przystaś, W. (2020). Fed-Batch Decolourization of Mixture of Brilliant Green and Evans Blue by Bacteria Species Applied as Pure and Mixed Cultures: Influence of Growth Conditions. *Water Air Soil Pollut* 231, 75. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-4441-1>

Capítulo XVIII. Biodegradación de cianuro: análisis del metabolismo de bacterias cianotróficas autóctonas

Diana Elena Enriquez-Torres¹; María José Alvarado-López¹; Sofía Esperanza Garrido-Hoyos²; Elie Girgis El-Kassis¹; Genoveva Rosano-Ortega^{1*}

¹Universidad Popular Autónoma del Estado de Puebla. ²Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

*Autor de correspondencia: genoveva.rosano@upaep.mx

Resumen

*El cianuro puede encontrarse de forma natural y antropogénica en el medio ambiente, esta última fuente puede generar efluentes contaminados con características recalcitrantes y por consecuencia, de difícil tratamiento. Es por esto que a lo largo de los años se han propuesto diversos métodos fisicoquímicos y biotecnológicos para descontaminar este tipo de efluentes. Estos últimos han sido objeto de estudio y han presentado grandes avances durante las últimas décadas, sin embargo, aún existen vacíos por cubrir, como el caso del estudio del metabolismo de bacterias cianotróficas, en particular de las autóctonas que se han aislado a partir de relaves mineros, que es el objetivo de este trabajo, y el cual implicó el diseño de primers específicos para la amplificación de genes de enzimas cianotróficas mediante PCRs. Se diseñaron 22 pares de primers para enzimas de las rutas cianotróficas oxidativas (cianasa), hidrolíticas (cianuro hidratasa y cianuro dihidratasa) y de sustitución (3-mercaptopiruvato sulfurtransferasa y rodanasa) para los géneros bacterianos autóctonos *Microbacterium*, *Bacillus cereus* group, *Brevibacterium*, *Brevundimonas* y *Cellulosimicrobium*. Se obtuvieron amplificaciones que posiblemente correspondan a los genes de la enzima cianasa de *M. paraoxydans*, a los de la enzima 3-mercaptopiruvato sulfurtransferasa de *B. cereus* y *M. paraoxydans*, a los de la rodanasa de *B. vesicularis*, *B. cereus*, *M. paraoxydans* y *Cellulosimicrobium* sp., a los genes de la enzima cianuro hidratasa de *M. paraoxydans*, así como a los de la enzima cianuro dihidratasa de *B. cereus*, y que se secuenciarán para identificarlas. En trabajos futuros se confirma esta posibilidad y se podría describir el metabolismo presente en bacterias cianotróficas autóctonas de relaves mineros para su aplicación en el tratamiento de este tipo de efluentes tóxicos y recalcitrantes.*

Palabras clave: cianuro, biorremediación, bacterias cianotróficas, bacterias autóctonas, metabolismo

Cyanide biodegradation: native cyanotrophic bacteria metabolism analysis

Abstract

Cyanide can be found in natural and anthropogenic way in the environment, the last one can generate contaminated effluents with recalcitrant characteristics and, consequently, difficult to treat. This is why over the years, physicochemical and biotechnological methods have been proposed to decontaminate this type of effluent. Biotechnological methods have been object of study and have made great progress in recent decades, however, there are still gaps to be filled, such as the study of metabolism of cyanotrophic bacteria, particularly the native ones that have been isolated from mining tailings, which is the objective of this work, and involved

the design of specific primers for amplification of cyanotrophic enzyme genes by PCRs. Twenty-two pairs of primers were designed for enzymes of oxidative (cyanase), hydrolytic (cyanide hydratase and cyanide dihydratase) and substitution (3-mercaptopyruvate sulfurtransferase and rhodanase) cyanotrophic pathways for the native bacterial genera Microbacterium, Bacillus cereus group, Brevibacterium, Brevundimonas and Cellulosimicrobium. Amplifications obtained possibly correspond to M. paraoxydans' cyanase enzyme genes, to B. cereus and M. paraoxydans' 3-mercaptopyruvate sulfurtransferase enzyme genes, to B. vesicularis, B. cereus, M. paraoxydans and Cellulosimicrobium sp.' rhodanase enzyme genes, to M. paraoxydans' cyanide hydratase enzyme genes, as well as B. cereus' cyanide dihydratase enzyme genes, and they will be sequenced to identify them. In future works, this possibility would be confirmed, and metabolism present in native cyanotrophic bacteria from mining tailings could be described for its application in the treatment of this type of toxic and recalcitrant effluents.

Keywords: Cyanide, bioremediation, cyanotrophic bacteria, native bacteria, metabolism

Introducción

De forma natural, podemos encontrar al grupo $C\equiv N$ en los compuestos cianogénicos que producen algunas plantas, insectos, hongos y bacterias (Razanamahandry *et al.*, 2017; Cabello *et al.*, 2018; Kumar *et al.*, 2013 citado en Sharma *et al.*, 2019), sin embargo, el efecto negativo del cianuro sobre los organismos vivos y el medio ambiente radica en las fuentes antropogénicas (Sharma *et al.*, 2019). Este compuesto presenta alta afinidad a los metales, como el hierro, provocando el bloqueo de la función de metaloproteínas, entre ellas, la citocromo c oxidasa, impidiendo el transporte de electrones desde el citocromo c al oxígeno, y por ende, inhibiendo la respiración celular de organismos aerobios estrictos (Luque-Almagro *et al.*, 2016; Park *et al.*, 2017; Way, 1984 citado en Terada *et al.*, 2022). Por otro lado, la cianuración empleada en la industria minera, en especial la extracción de oro y plata, junto con otros procesos de fuentes antropogénicas, como la industria farmacéutica, la metalúrgica, la fabricación de polímeros de nitrilo, la síntesis de plásticos y pinturas, la galvanoplastia, la producción de agroquímicos, así como las prácticas agrícolas que utilizan herbicidas de nitrilo, la refinación del petróleo y la industria joyera, generan efluentes contaminados con compuestos de cianuro con características recalcitrantes (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades [ATSDR], 2006; Razanamahandry *et al.*, 2017; Lovecka *et al.*, 2015 citado en Cabello *et al.*, 2018; Sharma *et al.*, 2019; Kumar *et al.*, 2013 citado en Sharma *et al.*, 2019) particularmente cuando se encuentran en aguas residuales.

Por esta razón, es relevante identificar el problema ambiental y evaluar métodos para la descontaminación del cianuro en aguas. A lo largo de los años, se han aplicado diferentes tratamientos fisicoquímicos, como la cloración alcalina, oxidación con peróxido de hidrógeno, ozonización, mezcla de dióxido de azufre/aire, entre otros (Park *et al.*, 2017; Cabello *et al.*, 2018). De acuerdo con Cabello *et al.* (2018), estos métodos requieren equipo

y mantenimiento especial, representan altos costos y no tienen efectividad sobre los complejos metal-cianuro. Es por esto, que en las últimas décadas se han investigado y empleado métodos biotecnológicos para eliminar el cianuro mediante las enzimas de algunos microorganismos que pueden utilizar al cianuro como fuente de carbono y/o nitrógeno (Razanamahandry *et al.*, 2019), convirtiendo a estos métodos en grandes alternativas para tratar los efluentes industriales contaminados con cianuro (Cabello *et al.*, 2018; Sharma *et al.*, 2019). Emplear la degradación microbiana del cianuro conlleva a la formación de productos no tóxicos o menos tóxicos, como amoníaco y dióxido de carbono, de acuerdo con las diferentes rutas metabólicas (metabolismo cianotrófico) que implican reacciones reductoras, hidrolíticas, oxidativas, de síntesis o de sustitución mediante enzimas (Sharma *et al.*, 2019) y que dependen de la naturaleza genética de las bacterias cianotróficas (por ejemplo mecanismo de tolerancia a cianuro basado en oxidasas alternas) y sus condiciones de cultivo (proceso de disociación del ión ciano) (Gupta *et al.*, 2010).

Es por esto por lo que dentro de la Red de Desarrollo e Innovación de Tecnología Sustentable del Grupo de Investigación de la UPAEP en conjunto con el IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua), se han realizado diferentes proyectos de investigación relacionados a la biodegradación de cianuro: Sayavedra y Tejeda Gil (2018), apostaron por un tratamiento terciario a la oxidación avanzada por medio de cepas bacterianas autóctonas aisladas de una presa de relaves mineros. Alvarado-López (en proceso) retoma esta línea de investigación estudiando la biorremediación de cianuro con un consorcio bacteriano cianotrófico autóctono en las que probó la degradación de cianuro en medio sintético de hasta 120 ppm. Este consorcio está formado por *Brevundimonas vesicularis*, *Brevibacterium casei*, *Cellulosimicrobium sp.*, *Microbacterium paraoxydans* y *Bacillus cereus*.

Dada la diversidad de metabolismos cianotróficos, uno de los aspectos importantes que resta estudiar es el metabolismo del consorcio para identificar las rutas de degradación que presentan estos microorganismos, el cual es el objetivo general de este trabajo.

Material y métodos

Para estudiar el metabolismo cianotrófico de las cepas que forman el consorcio, se identificaron las principales enzimas cianotróficas basadas en Sharma *et al.* (2019) identificando sus secuencias de aminoácidos en UniProtKB y se usaron para análisis posteriores. Se estudiaron 5 enzimas de bacterias ya conocidas como cianotróficas: cianasa, 3-mercaptopiruvato sulfurtransferasa, rodanasa, cianuro hidratasa y cianuro dihidratasa. En el caso de la enzima cianasa se utilizó la secuencia de *Pseudomonas aeruginosa* (A0A367LZ82), para la 3-mercaptopiruvato sulfurtransferasa se usó la secuencia de *Pseudomonas aeruginosa* (Q9I452), para la rodanasa se utilizaron las secuencias de *Azotobacter vinelandi* (P52197) y *Pseudomonas aeruginosa* (Q9HUK9), para la cianuro hidratasa se empleó la secuencia de *Alcaligenes sp* (A0A1D7XF17). y para la cianuro dihidratasa se usó la de *Bacillus pumilus* (B3GNT7).

Diseño de primers específicos para genes del metabolismo cianotrófico

Las secuencias de aminoácidos anteriormente seleccionadas se usaron para alineaciones con los proteomas de bacterias de los géneros del consorcio cianotrófico autóctono mediante Protein BLAST (NCBI). Las secuencias con porcentaje de identidad mayor al 40% y un query coverage mayor al 90%, se consideraron como análogas y se usaron para hacer alineamientos múltiples.

Posteriormente se analizaron las múltiples alineaciones con Jalview 2.11.1.4 para identificar las regiones conservadas de 6 aminoácidos como mínimo y así poder obtener las secuencias nucleotídicas mediante las bases de datos del Pathosystems Resource Integration Center (Patric 3.6.12) y del Instituto Europeo de Bioinformática de EMBL-EBI. Con la herramienta de traducción de Expasy (Swiss Bioinformatics Resource portal) se identificaron las secuencias nucleotídicas de estas regiones conservadas y se usaron para las propuestas de primers específicos. Estas secuencias propuestas se analizaron con la herramienta IDT Oligoanalyzer, con el propósito de estimar la T_m y evitar la formación de horquillas, homodímeros y heterodímeros. Los primers que produjeron alguna de estas estructuras fueron sustituidos por otros, lo cual implicó la selección y análisis de nuevas regiones conservadas. Para evitar amplificaciones inespecíficas se mantuvo una mínima degeneración de los primers.

Amplificación de los genes cianotróficos mediante PCRs

Como siguiente paso, se realizaron PCRs para las 5 enzimas, utilizando la mezcla de reacción presentada en la Tabla 1. Las condiciones de las reacciones se muestran en la Tabla 2 y varían de acuerdo a la T_m de cada primer y al tiempo de elongación que se estableció de acuerdo con la longitud de las pares de bases. Se realizó electroforesis en gel de agarosa al 1.6% para determinar el tamaño de pares de bases amplificadas y comparar con el tamaño esperado. Posterior a esta amplificación, se purificarán las bandas que resulten consistentes en tamaño esperado para su secuenciación y posterior identificación.

Resultados y discusión

Estudio del metabolismo cianotrófico

Luego de hacer los alineamientos entre las secuencias de las bacterias ya conocidas como cianotróficas y las del consorcio cianotrófico autóctono, se encontraron los siguientes resultados: para la enzima cianasa se encontraron analogías con *M. paraoxydans* y *B. cereus*, para la enzimas 3-mercaptopiruvato sulfurtransferasa y rodanasa, se hallaron analogías en las 5 cepas del consorcio, y por último para las enzima cianuro hidratasa y cianuro dihidratasa, se encontraron analogías para las cepas de *B. vesicularis*, *B. casei*, *M. paraoxydans* y *B. cereus*.

Diseño de primers específicos para genes del metabolismo cianotrófico

Se diseñaron 22 pares de primers, los cuales se muestran en la Tabla 3. En el caso de la rodanasa para *Cellulosimicrobium sp.* y la cianuro hidratasa para *M. paraoxydans*, se identificaron dos grupos de microorganismos con analogías, por lo que se diseñaron 2 pares de primers para cada una.

Amplificación de los genes cianotróficos mediante PCRs

Los resultados de las amplificaciones de los genes de enzimas cianotróficas se muestran en la Tabla 4. Para la ruta oxidativa, los genes de la enzima cianasa amplificaron para *M. paraoxydans* y *B. cereus*, obteniendo el tamaño aproximado al esperado para *M. paraoxydans*. En las rutas de sustitución, los genes de la enzima 3-mercaptopiruvato sulfurtransferasa no se amplificaron para *Cellulosimicrobium sp.* Para *B. vesicularis*, el tamaño del gen amplificado resultó mayor al esperado, para *B. casei*, el tamaño amplificado resultó menor, para *B. cereus* el tamaño resultó muy cercano al esperado y para *M. paraoxydans* se amplificaron múltiples bandas. En el caso de la rodanasa, no se obtuvo amplificación para *B. casei*, sin embargo, los productos amplificados para las demás cepas resultaron muy similares a los tamaños esperados. Por otro lado, para las rutas hidrolíticas, los genes de la enzima cianuro hidratasa no amplificaron para *B. vesicularis* y *B. cereus*, para *B. casei* el tamaño amplificado fue mayor que el esperado y para *M. paraoxydans* se amplificaron 3 bandas, la de menor tamaño resultó similar al tamaño esperado. En cuanto a la enzima cianuro dihidratasa, los genes de esta enzima amplificaron múltiples bandas para *B. vesicularis*, para *B. cereus* amplificaron una banda que resultó de mayor tamaño en comparación al esperado.

La inexistencia de información sobre el metabolismo de las bacterias que forman el consorcio cianotrófico dificultó el análisis bioinformático, y con ello, el diseño de los primers específicos, sin embargo, se logró la amplificación de genes de las diversas enzimas para algunas cepas del consorcio.

De acuerdo con los resultados, los genes de la enzima cianasa perteneciente a la ruta oxidativa, pueden estar presentes en *M. paraoxydans* y *B. cereus*, aunque los tamaños de pares de bases resultantes son mayores, existe la posibilidad de que la región conservada presente una secuencia nucleotídica más larga, pero con los mismos primers forward y reverse propuestos.

Los genes de la enzima mercapto piruvato sulfurtransferasa (ruta de sustitución) son muy probables de encontrar en *B. cereus* debido a la semejanza de tamaño de pares de bases entre la amplificación resultante y la esperada. Aunque para *B. vesicularis* y *B. casei* los tamaños fueron diferentes a los esperados, se tendrá que comprobar si estas amplificaciones corresponden o no a las esperadas. En el caso de *Cellulosimicrobium sp.* en el que no se amplificó ninguna banda, es probable que esta cepa no presente los genes que codifican para la enzima de interés o que los primers diseñados solo funcionen para otras especies del género

Cellulosimicrobium. Para *M. paraoxydans* que presentó múltiples bandas, se secuenciará la banda más intensa y de tamaño muy parecido al esperado (158 bp).

Como ya se mencionó, los tamaños de los genes que codifican para la enzima rodanasa (ruta de sustitución) son muy similares a los esperados, por lo que hay una gran posibilidad de que la enzima está presente en todas las cepas autóctonas, a excepción de *B. casei* que no amplificó.

Los genes de la enzima cianuro hidratasa, catalogada dentro de las rutas hidrolíticas, es probable que no se encuentren en *B. vesicularis* ni en *B. cereus*, o que los primers diseñados solo funcionen para otras especies del género. Para *B. casei*, aunque el tamaño resultante de pares de bases es mayor que el esperado, se realizará la secuenciación para determinar si los genes de la enzima se encuentran o no presentes. En caso de *M. paraoxydans* donde se obtuvieron múltiples amplificaciones, se tomará la más cercana al tamaño esperado para realizar la secuenciación.

Por último, para la cianuro dihidratasa (ruta hidrolítica), se secuenciará el producto obtenido para *B. cereus* y el producto más cercano al esperado en cuanto al tamaño de pares de bases para *B. vesicularis* donde se obtuvieron múltiples bandas.

En general, es importante realizar la secuenciación de las amplificaciones resultantes para determinar si las cepas bacterianas presentan o no los genes de interés y en el caso de aquellas que no amplificaron, se realizará el diseño de nuevos primers para comprobar la ausencia de los genes que codifican las enzimas de interés.

Es importante mencionar que existen investigaciones que asocian a *Microbacterium* (Han *et al.*, 2014; Sankaranarayanan y Gowthami, 2015), *Bacillus cereus* (Dwivedi *et al.*, 2016), *Brevibacterium* (He *et al.*, 2014) y *Brevundimonas* (Han *et al.*, 2014; Zhao, 2011) como cepas degradadoras de cianuro o que se encontraban en consorcios cianotróficos autóctonos. En cuanto a *Cellulosimicrobium*, se ha descrito previamente como cianogénico (Yadav *et al.*, 2015), sin relacionarlo en un consorcio nativo. Por lo tanto, a pesar de tener referencias que demuestran la relación de estos microorganismos con la degradación de cianuro, hasta el momento no se ha estudiado completamente cómo funciona el metabolismo de estas cepas bacterianas, por lo que este trabajo ayudaría a cubrir este vacío de conocimientos.

Conclusiones

Con los resultados obtenidos se infiere la posibilidad de contar con la presencia de las rutas: oxidativa, de sustitución e hidrolíticas que se discutieron anteriormente, sin embargo, es necesaria la secuenciación de las amplificaciones obtenidas para corroborar esta hipótesis.

Por otro lado, gracias a este trabajo, se aporta información de interés que contribuye a llenar un vacío en el conocimiento sobre el metabolismo de degradación de bacterias cianotróficas. Aunque la investigación está en progreso, las expectativas una vez concluida esta etapa, se enfocan en entender cómo las cepas del consorcio logran degradar el cianuro del agua al identificar las rutas metabólicas cianotróficas presentes.

Agradecimientos

Mi sincero agradecimiento a la Dirección de Investigación de la Universidad Popular Autónoma de Puebla por otorgar una Beca de Investigación y ayudarme a cumplir mi objetivo de estudiar la Maestría.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, por la beca que ayuda a continuar mis estudios.

Tablas

Tabla 1. Mezcla de reacción para la amplificación de genes cianotróficos

Componente	Cantidad (μL)
ADN diluido 100x	3
Primer mix específico 10 mM	1
ADN Dream Taq polimerasa (2x)	10
Agua MilliQ	6

Tabla 2. Condiciones de reacción para la amplificación de genes cianotróficos

Etapa	Número de ciclos	T (° C)	Tiempo (s)
Desnaturalización inicial	1	95	180
Desnaturalización		95	30
Hibridación	34	Tm	30
Elongación		72	*
Mantenimiento	1	4	∞

Tm: Representa la temperatura más baja del par de primers -1°C

*El tiempo de elongación depende de la longitud de los genes.

Tabla 3. Primers diseñados para la amplificación de genes cianotróficos

Microorganismo	Primer forward	Primer reverse	Tm (°C)	TE (bp)	Dímeros
<i>Cianasa de Pseudomonas aeruginosa</i>					
<i>M. paraoxydans</i>	GAC CCC ACS ATC TAC CGC TTC	CAG GAA CTT GCC GTC GAT	59	177	No
<i>B. cereus</i>	ATG AAT AGA CAA GAA GCT ACG	ACG GAA YGG TAA GAA TTT CCC	55	438	No
<i>3-mercaptopiruvato sulfurtransferasa de Pseudomonas aeruginosa</i>					
<i>B. vesicularis</i>	AGY TGG CAT CTG GAC GG	GTS ACK CCS GAK CCG CA	59	216	No
<i>B. casei</i>	AY CCG CTG CCR AGT CCC	GA CCA TCC CGA CCA GCT	61	738	No
<i>Cellulosimicrobium sp.</i>	CC TGG TGG CTG YTG CG	CGG CTC GAC CTC GC	58	246	No
<i>M. paraoxydans</i>	GG GTG CTC GAC GGC	G AGS ACC TCG GTC ACC	58	158	Si
<i>B. cereus</i>	TGT CGW TTT GAY TTA GC	C RCC AGA ACC RCA ATA TAC	50	633	No
<i>Rodanasa de Azotobacter vinelandi / Pseudomonas aeruginosa*</i>					
<i>B. vesicularis</i>	GGA TTG TTC TCG GCK GC	CGC ATC CAC GAC YTG	54	234	No
* <i>B. casei</i>	GAG GAR GAY GTG CTG CTC TAC	GGA RCC GTC GTA GTT GCG	60	747	No
<i>Cellulosimicrobium sp. grupo 1</i>	AG TGG ATC GCS GAG GGM CG	GTT GCC CCA CTC GGT CCA	64	510	Si
<i>Cellulosimicrobium sp. grupo 2</i>	TC GAC GTG CGG TGG GC	CGA CCA CTG CGA CCA CGA	64	822	No
<i>M. paraoxydans</i>	GAC AAG AAC AAC TGG TGG	CC CCA YTC SGT CCA CG	55	591	No
<i>B. cereus</i>	GTT ACA GTC GAA TGG TTA	TA AGA AAT CCA ATC ACT CC	51	855	No
<i>Cianuro dihidratasa de Bacillus pumilus</i>					
<i>B. vesicularis</i>	TTC GGC GAY GGY TCG AC	CGC TGC TTC GTC CTG TCC	60	207	No
<i>B. casei</i>	ATC TGC TGG GAG AAC TAC ATG	CG NCC CTC BAR SGC GAT	58	165	Si
<i>M. paraoxydans grupo 1</i>	GCY GCC GTY CAR GCY GA	CAG GTG CTC CCA GCA GTT	60	516	Si
<i>M. paraoxydans grupo 2</i>	GTS TTC CCC GAG GCG TTC	AA GTT CGC GTC GTA GCA GAC	62	417	No
<i>B. cereus</i>	TAT AAA AAT GCT GTT GAA	ATC AAA GTA TCC TGG CCA	48	357	Si
<i>Cianuro hidratasa de Alcaligenes sp.</i>					
<i>B. vesicularis</i>	CGG CTA ATC GTC TTT CCC	GTT GAC GCT CAA CTG GAA	57	780	No
<i>B. casei</i>	TAY CCG AAG GGC AGC AC	GTA GTT CTC CCA GCA GAT	55	360	No
<i>M. paraoxydans</i>	GTC TTC CCC GAG GCG TTC	GTA GCA GAC CGA CAG GGC	61	381	No
<i>B. cereus</i>	ATG AAC AGT TAT CCT AAA	AAT CTT TTT ATT ATT GTT	43	984	No

TE: Tamaño esperado

Tabla 4. Comparación del tamaño de pares de bases esperadas vs el tamaño de pares de bases amplificadas

Microorganismo	Cianasa		3-mercapto piruvato sulfurtransfe- rasa		Rodanasa		Cianuro hidratasa		Cianuro dihidratasa	
	TE (bp)	TR (bp)	TE (bp)	TR (bp)	TE (bp)	TR (bp)	TE (bp)	TR (bp)	TE (bp)	TR (bp)
<i>Brevundimonas vesicularis</i>			216	600	234	220	780	NA	207	MB
<i>Brevibacterium casei</i>			738	500	747	NA	360	780	165	NA
<i>Cellulosimicrobium sp.</i>			246	NA	510, 822	430, 650				
<i>Microbacterium paraoxydans</i>	177	280	158	MB	591	550	381	MB	516, 417	NA, NA
<i>Bacillus cereus</i>	438	750	633	600	855	800	984	NA	357	480

TE: Tamaño esperado, **TR:** Tamaño resultante, **NA:** No amplificó, **MB:** Múltiples bandas

Referencias

- Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. (2006). Resumen de Salud Pública Cianuro. *División de Toxicología y Medicina Ambiental*.
- Cabello, P., Luque-Almagro, V. M., Olaya-Abril, A., Sáez, L. P., Moreno-Vivián, C., & Dolores Roldán, M. (2018). Assimilation of cyanide and cyano-derivatives by *Pseudomonas pseudoalcaligenes* CECT5344: From omic approaches to biotechnological applications. *FEMS Microbiology Letters*, 365(6), 1–7. <https://doi.org/10.1093/femsle/fny032>
- Gupta, N., Balomajumder, C., & Agarwal, V. K. (2010). Enzymatic mechanism and biochemistry for cyanide degradation: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 176(1–3), 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.11.038>
- Luque-Almagro, V. M., Moreno-Vivián, C., & Roldán, M. D. (2016). Biodegradation of cyanide wastes from mining and jewellery industries. *Current Opinion in Biotechnology*, 38, 9–13. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2015.12.004>
- Park, J. M., Sewell, B. T., & Benedik, M. J. (2017). Cyanide bioremediation: the potential of engineered nitrilases. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 101(8), 3029–3042. <https://doi.org/10.1007/s00253-017-8204-x>
- Razanamahandry, L. C., Karoui, H., Andrianisa, H. A., & Yacouba, H. (2017). Bioremediation of soil and water polluted by cyanide: A review. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 11(6), 272–291. <https://doi.org/10.5897/ajest2016.2264>
- Razanamahandry, L. C., Onwordi, C. T., Saban, W., Bashir, A. K. H., Mekuto, L., Malenga, E., Manikandan, E., Fosso-Kankeu, E., Maaza, M., & Ntwampe, S. K. O. (2019). Performance of various cyanide degrading bacteria on the biodegradation of free cyanide in water. *Journal of Hazardous Materials*, 380(March), 120900. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.120900>
- Sharma, M., Akhter, Y., & Chatterjee, S. (2019). A review on remediation of cyanide containing industrial wastes using biological systems with special reference to enzymatic degradation. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 35(70), 1–14. <https://doi.org/10.1007/s11274-019-2643-8>
- Terada, A., Komatsu, D., Ogawa, T., Flamandita, D., Sahlan, M., Nishimura, M., & Yohda, M. (2022). Isolation of cyanide-degrading bacteria and molecular characterization of its cyanide-degrading nitrilase. *Biotechnology and Applied Biochemistry*, 69(1), 183–189. <https://doi.org/10.1002/bab.2095>

Capítulo XIX. Carbón activado encapsulado en quitosano para la eliminación de Azul de Metileno

Ma. Araceli Correa Murrieta^{1*}, Juan Daniel Hernández Valenzuela², Reyna Guadalupe Sánchez Duarte¹, Dalia Isabel Sánchez Machado², Yedidia Villegas Peralta¹

¹Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente. ²Departamento de Biotecnología y Ciencias Alimentarias, Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de Febrero 818 Sur, Centro, Cd. Obregón, Sonora, 85000, México.

*Autor de correspondencia: maria.correa@itson.edu.mx

Resumen

La contaminación de los cuerpos de agua es un tema latente y preocupante debido a la vitalidad de este líquido para la humanidad y el planeta. Distintos colorantes son ampliamente utilizados en la industria, como lo es la textil y papelera, los cuales cuentan con propiedades que dificultan la remoción. El azul de metileno suele tener distintas afectaciones en la salud, tanto por contacto, inhalación e ingesta, por ello es el interés del tratamiento de los efluentes que lo contengan. Sonora se destaca por su gran producción de residuos agrícolas y pesqueros, como es la gavilla de trigo y las cáscaras de camarón, a partir de los cuales se pueden obtener carbón activado y quitosano, respectivamente. En esta investigación fue utilizado carbón activado encapsulado en quitosano para eliminar azul de metileno acuoso. El carbón activado fue obtenido a partir de gavilla de trigo y el quitosano a partir de cáscaras de camarón. En los ensayos se determinaron las condiciones óptimas de adsorción de azul de metileno en perlas de quitosano-carbón activado. A partir de los resultados obtenidos, se concluye que la mayor adsorción de azul de metileno fue en un tiempo de contacto de 3 h y una masa de adsorbente de 2 g. Finalmente, se concluye que el carbón activado encapsulado en quitosano es una alternativa atractiva para la remoción de azul de metileno acuoso.

Palabras clave: Carbón activado, quitosano, azul de metileno, gavilla de trigo, adsorción

Activated carbon encapsulated in chitosan for the removal of Methylene Blue

Abstract

The contamination of water bodies is a latent and worrying issue due to the vitality of this liquid for humanity and the planet. Different dyes are widely used in industry, such as textiles and paper mills, which have properties that make removal difficult. Methylene blue usually has different effects on health, both by contact, inhalation and intake, so it is the interest of the treatment of effluents that contain it. Sonora stands out for its large production of agricultural and fishing waste, such as the sheaf of wheat and the shrimp shells, from which activated carbon and chitosan can be obtained, respectively. In this research, activated carbon encapsulated in chitosan was used to remove aqueous methylene blue. Activated carbon was obtained from sheaf of wheat and chitosan from shrimp shells. The tests determined the optimal conditions of methylene blue adsorption in chitosan-activated carbon beads. From the results obtained, it is concluded that the highest adsorption of methylene blue was in a contact time of 3 h and an adsorbent mass of 2 g. Finally, it is concluded that activated carbon encapsulated in chitosan is an attractive alternative for the removal of aqueous methylene blue.

Keywords: *Activated carbon, chitosan, methylene blue, wheat sheaf, adsorption*

Introducción

El agua es vital en el desarrollo de la vida humana, esencial para mantener la vida y el equilibrio ecológico, por ello su demanda suele ser muy elevada. Actualmente, la humanidad presenta escasez de agua, y cada vez representa un desafío latente por enfrentar.

Existen distintos factores que pueden contaminar el agua, desde microorganismos, metales pesados, colorantes, etc. Estos últimos suelen tener una rápida dilución, alteran las propiedades físicas del agua cambiando el color y causando un gran impacto ambiental. Estos colorantes se destacan por ser resistentes a la degradación (McMullan *et al.*, 2001). Es por ello que se buscan metodologías novedosas y de bajo costo para la remoción de estos contaminantes.

El azul de metileno tiene diversas aplicaciones, incluido el teñido de algodón y sedas, papel para colorear, etc. También se utiliza como indicador de oxidación-reducción, antiséptico y para otros fines medicinales (Zhang *et al.*, 2011). Puede causar quemaduras en los ojos que pueden ser responsables de lesiones oculares permanentes de humanos y animales. Por inhalación, puede dar lugar a breves períodos de respiración rápida o dificultosa, mientras que la ingestión por la boca produce una sensación de ardor y puede causar náuseas, vómitos, sudoración profusa y confusión mental (Rafatullah *et al.*, 2010). Por lo tanto, el tratamiento de efluentes que contienen dicho colorante es de interés debido a sus impactos nocivos en las aguas receptoras.

Sonora es uno de los mayores productores de trigo en México. SAGARPA (2017) reportó una producción de trigo en Sonora de 1.8 toneladas, lo cual garantiza una generación grande de residuos. Además, Sonora se destaca por una gran producción pesquera, según SAGARPA (2018) reporta que Sonora aporta el 38% total de la producción pesquera y acuícola nacional. Cajeme, se menciona como uno de los municipios con la mayor superficie sembrada.

Por lo anteriormente planteado, los residuos agrícolas y pesqueros deben ser aprovechados de diversas maneras, y en la región del Valle del Yaqui abundan estos residuos. Se puede producir carbón activado a partir de los residuos de la siembra de trigo, como es la gavilla de trigo, el cual se puede utilizar como adsorbente. Por otro lado, de los residuos pesqueros generados en gran volumen se puede aprovechar de diversas maneras, donde en el presente estudio se produjo quitosano a partir de cáscaras de camarón.

En conjunto de los adsorbentes ya mencionados, se busca la remoción de contaminantes acuosos, como lo es el azul de metileno, el cual es un colorante sintético utilizado en las industrias textiles. Es por ello que se tiene como objetivo determinar las condiciones óptimas de adsorción de azul de metileno en carbón activado encapsulado en quitosano.

Material y métodos

Materiales y reactivos

Las soluciones de estudio se prepararon a partir de azul de metileno trihidratado ($C_{16}H_{18}N_3SCl \cdot 3H_2O$). La concentración de azul de metileno se midió en un espectrofotómetro UV-VIS (AGILENT, CA, EE.UU) a una longitud de onda de 665 nm. Todos los reactivos utilizados fueron de grado reactivo.

Adsorbentes

El carbón activado fue producido en el laboratorio a partir de gavilla de trigo donada por un agricultor del Valle del Yaqui, Sonora, México, apoyándose en las metodologías de estudios realizados por varios investigadores (Gueu *et al.*, 2006; Mohan *et al.*, 2008). El quitosano se produjo a partir de residuos de camarón. La materia prima utilizada fueron cáscaras de camarón desechadas en la región. Éstas se sometieron a un tratamiento fisicoquímico, realizando modificaciones a la metodología propuestas por Abdou *et al.* (2008). El procedimiento general consistió en desmineralizar, desproteínizar y desacetilar la quitina. La síntesis del carbón activado encapsulado en quitosano se llevó a cabo siguiendo las metodologías de otros investigadores que trabajaron con carbón activado obtenido de cáscaras de coco y carbón mineral (Babel & Kurniawan, 2004; Bajpai y Sonia, 2012), con modificaciones. Brevemente, una cantidad de carbón activado se vertió lentamente en quitosano (disuelto previamente en ácido acético diluido), y se agitó durante una hora. Posteriormente, la mezcla se coaguló en una solución de hidróxido de sodio, para formar esferas (perlas) de diámetros pequeños. Las perlas resultantes se enjuagaron con agua destilada hasta pH neutro, y se almacenaron para su posterior uso. El adsorbente obtenido fue caracterizado en cuanto al diámetro y contenido de humedad. Para la determinación del diámetro, se midió este parámetro a 50 perlas, utilizando un vernier digital Truper, y con los resultados se obtuvo el diámetro promedio. El contenido de humedad se determinó por gravimetría mediante el secado de las perlas, siguiendo la metodología de la AOAC (2005).

Ensayos de adsorción

Los ensayos de adsorción se realizaron por lotes utilizando soluciones acuosas de azul de metileno. En matraces Erlenmeyer de 125 mL se pusieron en contacto las perlas de carbón activado-quitosano con 50 mL de solución de azul de metileno a temperatura ambiente, y se mantuvieron en suspensión durante un tiempo determinado utilizando un agitador de movimiento transversal (Digital Orbital Shaker SOU-300, Yamato Scientific, Japón). Los parámetros óptimos de adsorción estudiados fueron la masa de adsorbente y el tiempo de contacto del adsorbente con la solución de azul de metileno. Los ensayos fueron determinados por un diseño factorial 3^2 , utilizando la Metodología Superficie Respuesta. Se obtuvieron 18 experimentos variando la masa de 1 a 2 g y los tiempos de 1 a 3 h. Los valores

óptimos fueron aquellos en los cuales se obtuvo el mayor porcentaje de adsorción. Éste fue calculado por la Ecuación 1.

$$\% \text{ adsorción} = \left(\frac{C_i - C_f}{C_i} \right) (100) \quad \text{Ecuación (1)}$$

Donde C_i y C_f son la concentración (mg/L) inicial y final de azul de metileno, respectivamente.

Resultados y discusión

Las perlas de carbón activado encapsulado en quitosano resultaron con un diámetro promedio de 4.34 ± 0.16 mm, similar al reportado por Correa-Murrieta *et al.*, (2014), quienes utilizaron perlas de quitosano entrecruzadas con glutaraldehído para investigar el comportamiento de adsorción de iones Fe (II/III).

El contenido de humedad de las perlas resultó de $96.25\% \pm 0.14$ mm, similar al reportado por Rossainz-Castro *et al.*, (2018), quienes realizaron un estudio de la factibilidad del uso de hidrogeles de quitosano en la recuperación de compuestos orgánicos e inorgánicos de muestras de agua.

Las condiciones óptimas de absorción fueron para una masa de adsorbente de 2 g y 3 h en el tiempo de contacto. En la figura 1 se puede observar la gráfica de superficie respuesta para las condiciones modeladas para la adsorción.

Conclusiones

Las condiciones óptimas de adsorción de azul de metileno en carbón activado encapsulado en quitosano fueron de 2 g de adsorbente y 3 h de tiempo de contacto.

De acuerdo con los resultados obtenidos se concluye que el carbón activado de gavilla de trigo encapsulado quitosano a partir de cáscaras de camarón es una alternativa efectiva y de bajo costo para el tratamiento de las aguas contaminadas con el colorante de investigación, el azul de metileno.

Figuras

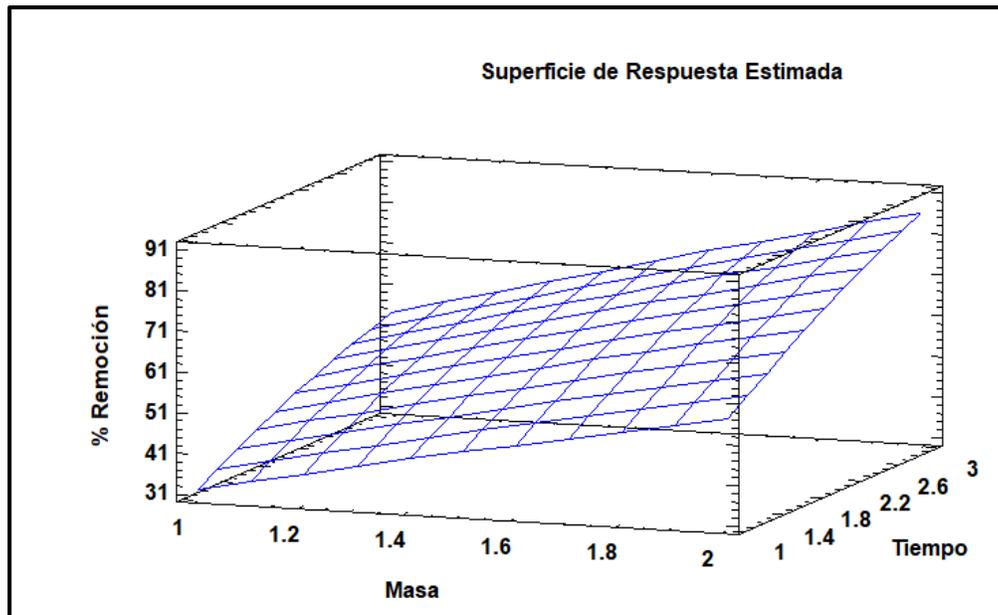


Figura 1. Superficie de Respuesta para la adsorción de AM en CA-Q.

Referencias

- Abdou, E. S., Nagy, K. S., & Elsabee, M. Z. (2008). Extraction and characterization of chitin and chitosan from local sources. *Bioresource technology*, 99(5), 1359-1367.
- AOAC, "Official Methods of Analysis of AOAC International", 18th edition, AOAC International, Gaithersburg, MD, 2005.
- Babel, S., & Kurniawan, T. A. (2004). Cr (VI) removal from synthetic wastewater using coconut shell charcoal and commercial activated carbon modified with oxidizing agents and/or chitosan. *Chemosphere*, 54(7), 951-967.
- Bajpai, S. K., & Sonia, S. (2012). Comparative depiction of removal performance of Poly (acrylamide-coitaconic acid)/Charcoal and Chitosan/Charcoal composites for sorption of Antibiotic drug from simulated wastewater. *International Journal of Environmental Sciences*, 3(1), 241.
- Correa - Murrieta, MA, López - Cervantes, J., Sánchez - Machado, DI y Sánchez - Duarte, RG (2014). Síntesis y aplicación de perlas de quitosano modificadas para la eliminación de hierro: modelos cinéticos e isothermas. *Revista de ingeniería química de Asia y el Pacífico*, 9 (6), 895-904.
- Gueu, S., Yao, B., Adouby, K., & Ado, G. (2006). Heavy metals removal in aqueous solution by activated carbons prepared from coconut shell and seed shell of the palm tree. *J. Appl. Sci*, 6(13), 2789-2793.
- McMullan, G., Meehan, C., Conneely, A., Kirby, N., Robinson, T., Nigam, P., ... & Smyth, W. F. (2001). Microbial decolourisation and degradation of textile dyes. *Applied microbiology and biotechnology*, 56(1), 81-87.
- Mohan, D., Singh, K. P., & Singh, V. K. (2008). Wastewater treatment using low cost activated carbons derived from agricultural byproducts—a case study. *Journal of Hazardous materials*, 152(3), 1045-1053.
- Rafatullah, M., Sulaiman, O., Hashim, R., & Ahmad, A. (2010). Adsorption of methylene blue on low-cost adsorbents: a review. *Journal of hazardous materials*, 177(1-3), 70-80.
- SAGARPA. (2017). <https://www.gob.mx/agricultura/prensa/se-incrementa-produccion-de-trigo-hecho-en-mexico-14-6-en-2016#:~:text=Los%20cinco%20principales%20estados%20productores,y%20Michoac%C3%A1n%202009%20mil%20toneladas> (acceso: 13 septiembre 2018).
- SAGARPA, 2018, http://www.conapesca.gob.mx/wb/cona/registro_y_estadistica_pesquera_y_acuicola (acceso: 10 marzo 2018).
- Rossainz-Castro, L. G., Rosa-Gómez, I., León, C. D., & Martínez-Gallegos, S. (2018). Hidrogeles de quitosano para la recuperación de compuestos orgánicos e inorgánicos en agua. *RIIT. Revista internacional de investigación e innovación tecnológica*, 6(31), 0-0.
- Zhang, W., Zhou, C., Zhou, W., Lei, A., Zhang, Q., Wan, Q., & Zou, B. (2011). Fast and considerable adsorption of methylene blue dye onto graphene oxide. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 87(1), 86-90.

Capítulo XX. Desempeño de techos verdes extensivos en edificios residenciales para la mejora de calidad del agua pluvial y la gestión de escorrentías urbanas

María Guadalupe Hernández Pintado¹; Wendy Isamar García Trinidad¹; Erika Escalante Espinosa¹; José Ramón Laines Canepa¹; José Roberto Hernández Barajas^{1*}

¹División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Carr. Villahermosa-Cárdenas km 0.5, 86150, Centro, Tabasco, México.

*Autor de correspondencia: roberto.hernandez@ujat.mx

Resumen

Los techos verdes coadyuvan en la captación pluvial, el mejoramiento de la calidad del agua y a la gestión de escorrentías ya que reduce y retarda a los picos de escorrentía lo que beneficia al alcantarillado público reduciendo posibles eventos de inundaciones locales. En esta investigación se evaluó la capacidad de un techo verde extensivo para mejorar la calidad del agua pluvial durante la temporada de frentes fríos en Tabasco, así como se empleó un modelo matemático para analizar el balance hidrodinámico durante eventos pluviales de diversa intensidad. Se evaluó la calidad de la escorrentía de salida del techo verde en nueve eventos pluviales de 2019 para determinar el pH, los sólidos disueltos totales (SDT), la turbiedad, el color, la demanda química de oxígeno (DQO) y nutrientes (NO_3^- , $\text{NH}_3\text{-N}$, PO_4^{3-}), los cuales se compararon con la escorrentía del techo sin vegetación (grupo control) y con la precipitación pluvial. Los resultados mostraron que el techo verde fue superior al grupo control en términos de neutralización del pH, mostrando diferencias significativas en elevar valores de pH ácidos a valores ligeramente alcalinos. En contraparte, el techo verde aumentó las concentraciones de DQO y PO_4^{3-} . Para la DQO se encontró diferencias en función del tipo de vegetación instalada y también para la concentración de nutrientes en términos de la intensidad pluvial. No obstante, el agua recolectada procedente del techo verde puede ser empleada para fines de usos ambientales como la silvicultura, riego de áreas verdes como parques, campos deportivos y sectores del mismo ámbito. Por su parte, la simulación de la gestión de escorrentías pluviales indicó que un sistema de techado verde con una cobertura del 10% del techado total de una unidad habitacional, permite retardar la escorrentía hasta en 100 minutos reduciendo los picos de escorrentía entre 15% y 70%, en función de la intensidad pluvial.

Palabras clave: Agua pluvial, nutrientes, retención de escorrentía, captación pluvial

Performance of extensive green roofs on residential buildings for rainwater quality improvement and the urban runoff management

Abstract

Green roofs contribute to rainwater harvesting, water quality improvement and runoff management by reducing and delaying runoff peaks, which benefits the public sewage system by reducing possible local flooding events. This research evaluated the efficiency of an extensive green roof to improve stormwater quality during the cold front season in Tabasco, as well as used a mathematical model to analyze the hydrodynamic balance during rainfall events of varying intensity. The quality of the green roof runoff was determined in nine rainfall events during 2019 to determine pH, total dissolved solids (TDS), turbidity, color,

chemical oxygen demand (COD) and nutrients (NO_3^- , $\text{NH}_3\text{-N}$, PO_4^{3-}), which were compared with the conventional roof runoff without vegetation (control group) and with rainwater. The results showed that the green roof was superior to the control group in terms of pH neutralization, showing significant differences in raising acidic pH values to slightly alkaline values. In contrast, the green roof increased COD and PO_4^{3-} concentrations. For COD, differences were found as a function of the type of vegetation employed. Also, nutrient concentration varied in terms of rainfall intensity. However, the water collected from the green roof can be used for environmental purposes such as forestry, irrigation of green areas such as parks, sports fields, and other sectors. The simulation of rainfall runoff management indicated that a green roof system with a coverage of 10% of the total roof of a housing unit can delay runoff by up to 100 minutes, reducing runoff peaks by between 15% and 70%, depending on rainfall intensity.

Keywords: Rainwater, nutrients, runoff retention, rainwater harvesting

Introducción

La urbanización ocasiona impactos negativos ambientales y entre los que más destaca se encuentran la llamada isla de calor urbana, mala calidad del aire, altos consumos de energía eléctrica e inundaciones que al generar daños ambientales provoca problemas sobre la salud y seguridad de la población. Según la Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA, 2008), las edificaciones y caminos impactan significativamente a la escorrentía urbana ya que reemplazan superficies naturales por materiales impermeables, lo que suele generar escurrimientos que arrastran los contaminantes y sedimentos al agua superficial.

Los techos verdes ofrecen una variedad de beneficios sociales, económicos y ambientales. Además de ser espacios de socialización que mejoran el aspecto estético urbano y de generar ahorros energéticos significativos, los beneficios ambientales más reconocidos son: *i*) contribuir a la disminución de la contaminación acústica, *ii*) reducir la contaminación del aire, y *iii*) promover la biodiversidad generando microhábitats (FLL, 2008). Además, el techo verde ha sido estudiado como una tecnología para la captación pluvial, especialmente en ciudades con poca precipitación pluvial o carencia de agua potable (Vijayaraghavan *et al.*, 2019). En áreas urbanas e industriales donde la lluvia ácida es frecuente, ha sido probado para mejorar la calidad del agua pluvial disminuyendo el pH y reduciendo las concentraciones de NO_3^- , NH_4^+ y PO_4^{3-} en comparación a los techos convencionales. En particular, mientras más antiguo sea el techo verde, mejor capacidad para mejorar la calidad del agua pluvial (USEPA, 2014; Todorov *et al.*, 2018).

Por su parte, existen diversas investigaciones relacionadas al empleo de techos verdes como estrategia para el manejo de escorrentías pluviales urbanas en las que se determina el retardo de escorrentía y el caudal pico durante eventos pluviales los que son influenciados por el tipo de techo verde, la profundidad del sustrato, el clima, la magnitud e intensidad pluvial, entre otros factores. En función de estos factores, los resultados indican una retención de agua entre el 10% y el 97% (Burszta-Adamiak, 2012; USEPA, 2014; Carpenter *et al.*, 2016; Viola *et al.*, 2017; Shafique, 2018).

En este estudio se determinó la calidad del agua en unidades experimentales de techos verdes extensivos modulares considerando dos especies vegetales nativas y diferentes proporciones de sustrato. Así mismo, se analiza la capacidad de los techos verdes para gestionar la escorrentía pluvial, especialmente ante un evento de intensidad muy fuerte.

Material y métodos

Área de estudio

La unidad experimental del techo verde está situada en la División Académica de Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma de Tabasco, localizada en las coordenadas 17°59'27'' N, 92°58'22'' W a una altitud de 11 msnm, en Villahermosa, México. El clima es tropical húmedo con temperaturas máximas normales de 35.4 y 27.9 °C, para mayo y enero respectivamente. La precipitación normal mensual es de 34.4 mm durante abril y 323.8 mm en octubre. La precipitación anual acumulada es de 1972 mm con 127 días del año presentando uno o más eventos pluviales los mismos meses del año.

Diseño experimental

Se seleccionaron dos especies del género *Tradescantia*, *T. pallida* (niña en barco) y *T. spathacea* (maguey morado), tal y como propone Canul-Gómez (2014). Los individuos fueron adquiridos en viveros locales y adaptados bajo condiciones de invernadero durante dos semanas con riego continuo. Una vez instaladas en el techo el control de riego se redujo a tres veces por semana. Los materiales empleados para el sustrato fueron agrolita y fibra de coco, con los que se propusieron cuatro grupos experimentales (Tabla 1).

Adicionalmente a estos grupos experimentales se consideraron dos grupos control: la precipitación pluvial (PP) y la escorrentía de lluvia proveniente del techo convencional (TC), el cual es un techo con membrana impermeable de estireno-butadieno-estireno recubierto de gravilla. Sobre la membrana se instalaron 12 bandejas modulares para techos verdes extensivos de la marca LiveRoof® modelo estándar, 3 bandejas por cada grupo experimental (Figura 1). Después de cada evento pluvial, se recolectó la precipitación pluvial de los contenedores, midiendo y registrando el volumen de agua recolectado. Así mismo, se recolectó la escorrentía del techo convencional al final de la bajante del mismo edificio. En el caso de las bandejas modulares, se prepararon muestras compuestas de cada grupo experimental, empleando proporciones iguales de agua acumulada en las bandejas de cada tratamiento. Cada muestra de los grupos control y de los grupos experimentales fue etiquetada y analizada el mismo día de su recolección.

Caracterización del agua

El pH y la CE se determinaron con medidores portátiles HI98129 (Hanna Instruments). Para la turbiedad y el color se empleó el colorímetro portátil DR 900 (Hach Company). Los nitratos fueron determinados con el método del ácido cromotrópico (Method 10020, Hach

Company) y para el amonio se empleó el método de salicilato (Method 10031, Hach Company). Los ortofosfatos se determinaron con el método del ácido ascórbico (Method 8048, Hach Company). Finalmente, la DQO se analizó con el Método de Digestión de la USEPA (8000 Reactor Digestion Method, Hach Company), por lo que se empleó el reactor de digestión DRB200 de Hach Company.

Escenarios de simulación de gestión de escorrentía pluvial

Se empleó el modelo de Hernández-Pintado (2021) para estimar parámetros de gestión de escorrentía pluvial para la tecnología de techo verde instalada en el Sector 4 de Valle Real, en Pomoca, Tabasco (Figura 2). De acuerdo con el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2020), este sector posee una población de 5749 habitantes y está constituido por 26 manzanas, 24 de ellas con viviendas particulares de las cuales 22 poseen viviendas verticales en edificios multifamiliares de 3 y 4 niveles, una es de vivienda horizontal (edificio unifamiliar) y otra manzana tiene una combinación de ambos tipos (mixto). El Sector 4 comenzó su construcción en 2010 con los edificios multifamiliares y finalizó su expansión en 2015 con la última manzana de edificios unifamiliares. La tasa de viviendas ocupadas en 2020 fue de 71%. Se empleó Google Earth para determinar el área específica de cada manzana y Bing Maps API para estimar el área de techado del Sector 4. Los edificios unifamiliares tienen mayor área de techado disponible para instalación de un techo verde porque cuentan con áreas específicas de servicios (bodega, almacenamiento de agua, equipos de receptor de televisión satelital, tendedores de ropa, entre otros), mientras que las viviendas de edificios multifamiliares comparten un área reducida del techado para estos fines. Por ello, se consideró un área efectiva para instalación de techado verde de 20%, 60% y 40% para las manzanas con edificios multifamiliares, unifamiliares y mixtos, respectivamente. Para la simulación de la escorrentía se consideró una cobertura del 5 al 20% de techos verdes en el área disponible total.

Los parámetros estimados fueron la eficiencia de reducción del pico máximo de lluvia y retardo de aparición de la escorrentía. Para ello, se consideró el hietograma de un evento pluvial ocurrido en enero de 2018 con una magnitud de 128 mm sobre Villahermosa, debido al frente frío No. 25 de esa temporada (CONAGUA, 2018).

Resultados y discusión

Calidad del agua de las escorrentías

Durante el periodo de marzo a junio de 2019 se presentaron nueve eventos pluviales con precipitaciones mayores a 0.5 mm, mismos que permitieron generar suficiente volumen de muestra para análisis.

Con respecto al pH, el agua pluvial presentó valores en un intervalo entre 4 y 7.6. La concentración de SDT varió entre 12 y 130 ppm, no mostrando una correlación relevante con el comportamiento del pH. En cuanto a la escorrentía del techo convencional, el pH osciló

entre 6.4 y 7.5, y a pesar de que fue mayor que la precipitación pluvial, se presentaron eventos pluviales donde el pH de la precipitación pluvial fue alto mientras que el pH de la escorrentía del techo convencional fue menor en dos unidades. En contraparte, el pH de la escorrentía proveniente de cada grupo experimental fue significativamente mayor que los valores obtenidos para la precipitación pluvial y la escorrentía del techo convencional, con una tendencia a mantenerse en un rango de 7 a 8.3 (Figura 3). En contraste, la concentración de SDT en los grupos experimentales fue mayor que la de precipitación pluvial y del techo convencional, sin embargo, conforme ocurrían los eventos pluviales la cantidad de SDT disminuyó en todos los grupos experimentales, lo cual podría deberse a la intemperización del sustrato.

A medida que avanzó la temporada de frentes fríos, la concentración de los componentes nitrogenados fue similar tanto en el agua pluvial como en la escorrentía del techo convencional. En la Figura 4 se compendian las concentraciones de NO_3^- y $\text{NH}_3\text{-N}$ para los cuatro grupos experimentales. En general, la concentración de $\text{NH}_3\text{-N}$ varió entre 0.2 y 4 mg/L durante la temporada final de frentes fríos. Por su parte, la concentración de NO_3^- varió entre 2 y 3 mg/L para todos los grupos experimentales. Las concentraciones de ambos componentes nitrogenados en la escorrentía de los cuatro grupos experimentales fueron incrementando ligeramente conforme transcurría el periodo de estudio.

Con respecto a la DQO, el agua pluvial reportó valores menores a 45 mg/L, mientras que la escorrentía del techo convencional varió entre 3 mg/L y 98 mg/L. Los grupos experimentales aumentaron considerablemente las cantidades de DQO, para el caso del grupo A6P su rango varió entre 30 mg/L y 208 mg/L y en el caso del grupo FC6P varió entre 43 mg/L y 207 mg/L (Figura 5). De todos los grupos experimentales, A6S fue el que presentó menores cantidades de DQO con un rango de 33 mg/L a 92 mg/L y disminuyó conforme al periodo de estudio. Esta disminución de DQO en el grupo A6S pudiera deberse a la composición del sustrato (60% agrolita/40% fibra de coco) y a la mayor cobertura vegetal que ofrece *T. spathacea* en comparación con *T. pallida*.

En lo que respecta a PO_4^{3-} , su concentración en agua pluvial varió entre 0.1 mg/L y 0.6 mg/L mientras que en la escorrentía del techo convencional fue similar (0.1 mg/L - 0.5 mg/L). Por su parte, los grupos A6P y FC6P aumentaron notablemente las cantidades de PO_4^{3-} , el grupo A6P presentó un intervalo de 0.1 mg/L a 3.4 mg/L, mientras que FC6P varió entre 0.2 mg/L y 4.4 mg/L (Figura 6a). En referencia a la especie *T. spathacea* (Figura 6b), el grupo A6S presentó menores concentraciones de PO_4^{3-} manteniéndose en un rango entre 0.2 mg/L y 0.7 mg/L. En el grupo FC6S varió de 0.3 mg/L y 3.8 mg/L.

Simulación de la gestión de escorrentía pluvial

De acuerdo con las estimaciones obtenidas con Google Earth y Bing Maps API, el área total de techado en el Sector 4 de Valle Real es de 41,300 m² y, considerando la proporción de área disponible para instalación de techo verde, el área total efectiva de techado verde fue estimada en 13,400 m²; sin embargo, en ciudades donde se ha implementado esta tecnología

de forma obligatoria o con beneficios fiscales, sólo una fracción de esta área efectiva ha logrado cubrirse con techos verdes. Por lo anterior, se empleó una interfaz gráfica de usuario (Figura 7) del modelo de balance hidrodinámico de Hernández-Pintado (2021) para simular el efecto del área de techado verde en la escorrentía pluvial considerando una cobertura del 5 al 20% del área total disponible.

En la Figura 8 se muestra el efecto del 10% de cobertura del área total disponible de techado, lo cual corresponde a 1,340 m². Con fines de comparación, se estableció un sistema de conducción de agua en todos los edificios equivalente a 32 tubos de 2 in por cada m² de techo verde.

En el hietograma se observa que el sistema de techado verde es capaz de retardar la escorrentía hasta 102 minutos; esto es, el tiempo en que tarda la escorrentía en alcanzar el canal de drenaje a nivel de terreno en la unidad habitacional. Además, el sistema de techado permitiría reducir los picos principales de lluvia en un 70% para el pico 1 (P₁), 15.3% para el P₂ y 56.4% para el P₃. Nótese que la intensidad pluvial se incrementa alrededor del P₂ (pico máximo de descarga) y por ello el sistema de techado posee menor eficiencia en su reducción. En referencia al incremento del pH del agua pluvial al atravesar el sustrato del techo verde, podría deberse al lavado de cationes alcalinos como Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ y Na⁺, lo que resulta en un aumento del valor del pH en el lixiviado (Chi-Feng *et al.*, 2018), y esto se le atribuye a la composición química de la agrolita. Este pH de neutro a alcalino de la escorrentía del techo verde ha sido reportado anteriormente por varios autores; por ejemplo, Todorov *et al.* (2018) y USEPA (2014).

Con respecto a la DQO, Chen *et al.* (2018) reportó cargas elevadas de DQO en la escorrentía del techo verde y examinaron que la concentración se ve afectada por el tipo de sustrato y no tiene relación directa con la capa de vegetación. En sus resultados indica que la fuente de DQO, como sugieren Zhang *et al.* (2015), pudiera deberse a la materia orgánica del sustrato y a la descomposición vegetal. En este estudio, aunque la DQO se conserva más elevada en la escorrentía del techo verde en comparación al agua pluvial y la escorrentía de techo convencional, su concentración disminuye conforme avanzó el periodo de estudio, sugiriendo que la escorrentía de techos verdes ya acondicionados posee menor arrastre de materia oxidable.

Por su parte, la concentración de PO₄⁻³ en el agua pluvial suele ser muy baja, mientras que en el caso de la escorrentía esta puede estar contaminada por fósforo que se origina a partir de la excreta de aves y animales (Czemieli, 2010). En este estudio, la escorrentía del techo verde contenía concentraciones tan altas como 4 mg/L, por lo que se sugiere que estos niveles podrían relacionarse con los fertilizantes aplicados previo a la instalación, como reporta Czemieli *et al.* (2006). Además, estos autores consideran que, en general, los techos relativamente nuevos y fertilizados recientemente parecen contribuir con más fósforo a la escorrentía que los techos más antiguos. Cabe destacar que las concentraciones de PO₄⁻³ fueron disminuyendo en todos los grupos experimentales con respecto al tiempo, lo mismo que reportó Chen *et al.* (2018).

Con respecto a la capacidad de un sistema de techado para el retardo y reducción de escorrentía, Kim *et al.* (2021) realizaron simulaciones numéricas que fueron comparadas con información experimental. En una de sus simulaciones estimaron un retardo de 92 min en la aparición de escorrentía y una reducción de 19.1% en el pico de descarga con una intensidad pluvial similar a la del P₁ del evento pluvial aquí estudiado y coinciden con los resultados obtenidos de un retardo de 102 min y una reducción del 15.3%.

Conclusiones

Los diversos grupos experimentales de techos verdes analizados en esta investigación mostraron una capacidad para neutralizar el pH de eventos pluviales ácidos. La evolución temporal de la concentración de DQO y nutrientes (P y N) indican que los techos verdes requieren de un periodo de establecimiento para disminuir el aporte de estas especies a la escorrentía; por ello, la concentración de los nutrientes y de la materia oxidable disminuye hasta alcanzar valores constantes hacia el final de los experimentos. Con respecto a la simulación de las escorrentías pluviales, el análisis demuestra la viabilidad técnica de un sistema de techado para retardar y reducir los picos de escorrentía en unidades habitacionales, lo que disminuye el aporte de agua a los canales de drenaje pluvial.

Tablas

Tabla 1. Grupos experimentales en función del tipo de vegetación y la proporción de sustratos.

GRUPO EXPERIMENTAL*	SUSTRATO	VEGETACIÓN	PROPORCIÓN (%v/%v)
A6P	Agrolita/Fibra de coco	<i>T. pallida</i>	60/40
A6S	Agrolita/Fibra de coco	<i>T. spathacea</i>	60/40
FC6P	Agrolita/Fibra de coco	<i>T. pallida</i>	40/60
FC6S	Agrolita/Fibra de coco	<i>T. spathacea</i>	40/60

*A: Agrolita, FC: Fibra de coco, 6: 60% del sustrato indicado con A o FC, P: *Tradescantia pallida*, S: *Tradescantia spathacea*.

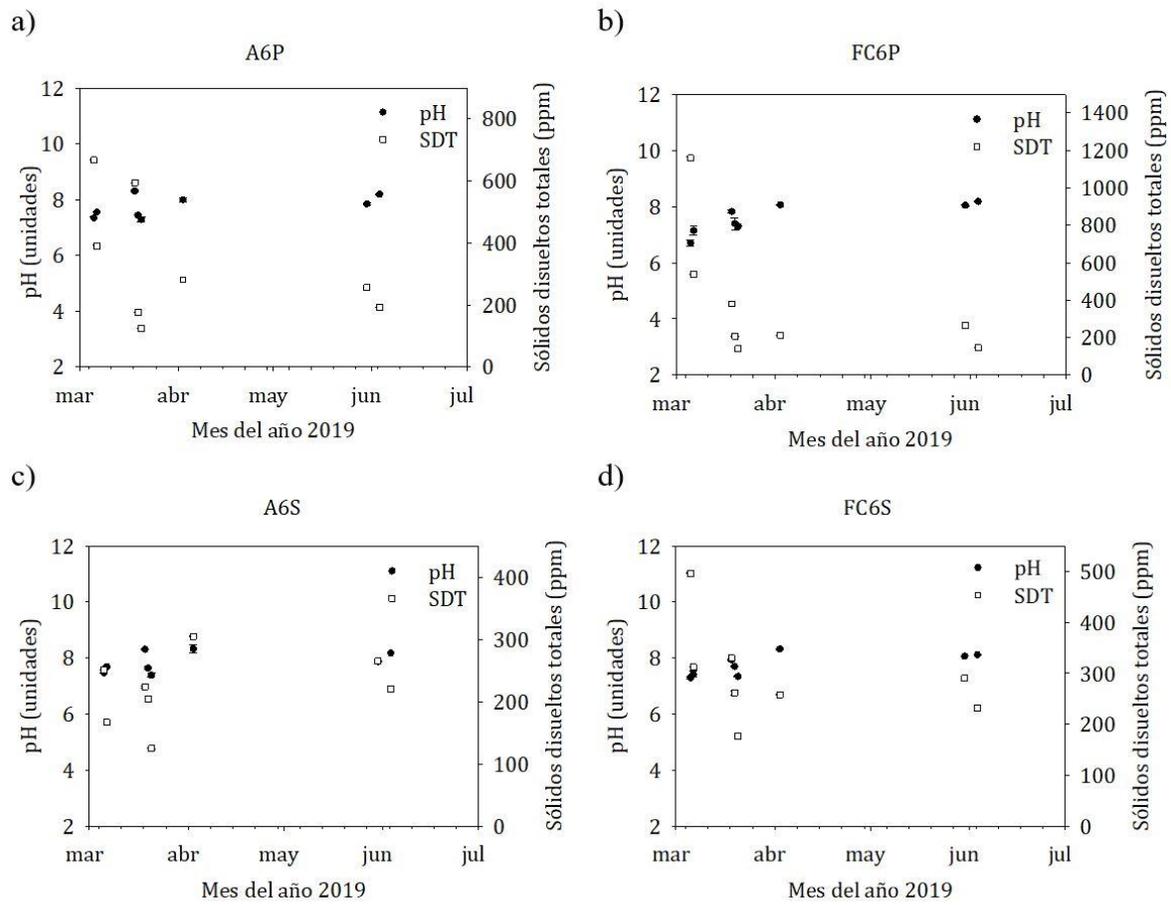


Figura 3. Comportamiento temporal del pH y SDT para cada grupo experimental.

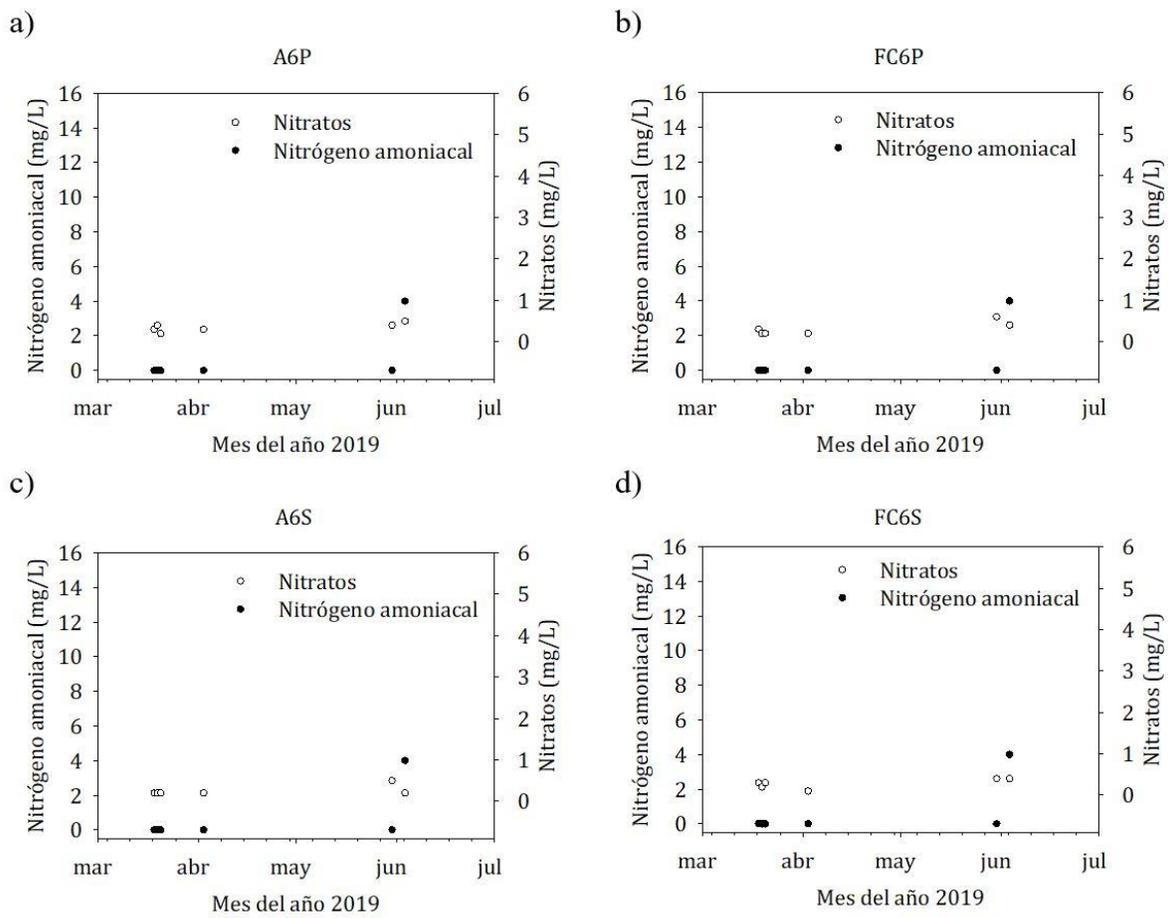


Figura 4. Comportamiento temporal de los nitratos y nitrógeno amoniacal en función del tiempo para los cuatro grupos experimentales.

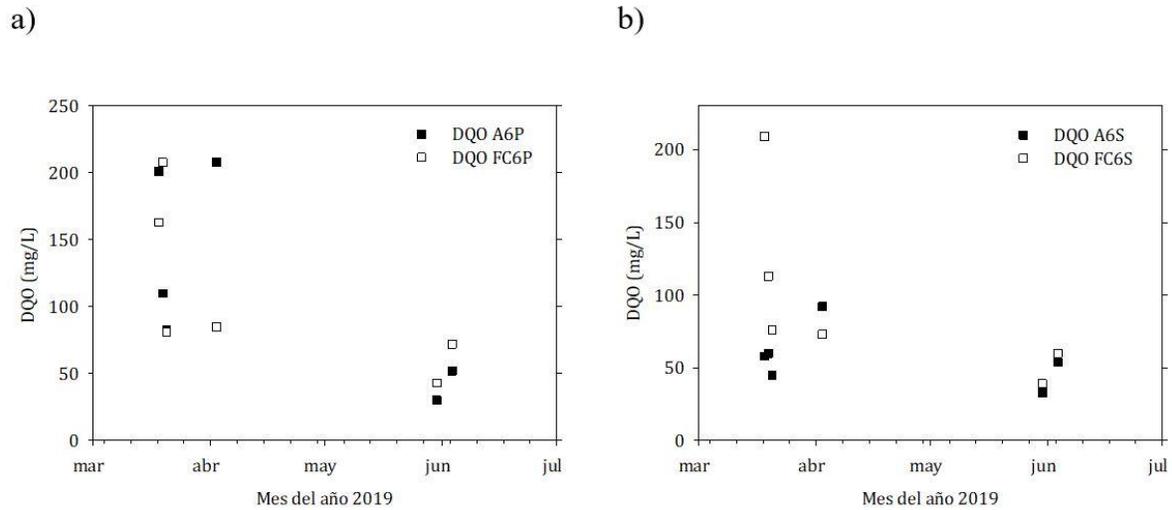


Figura 5. DQO de la escorrentía de los cuatro grupos experimentales de techo verde, a) *T. pallida* (A6P y FC6P), b) *T. spathacea* (A6S y FC6S).

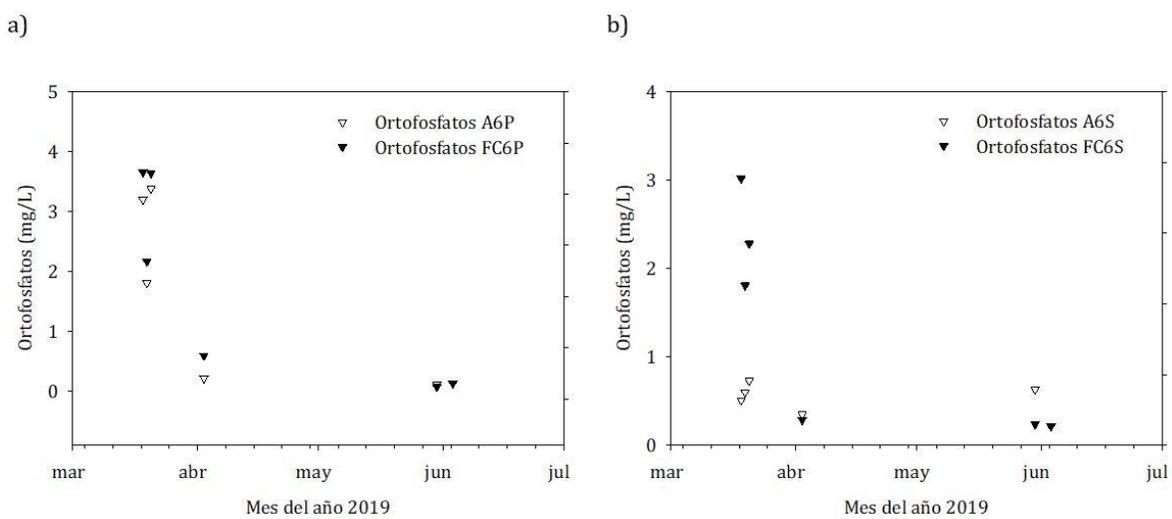


Figura 6. PO₄³⁻ de la escorrentía de los cuatro grupos experimentales de techo verde, a) *T. pallida* (A6P y FC6P), b) *T. spathacea* (A6S y FC6S).

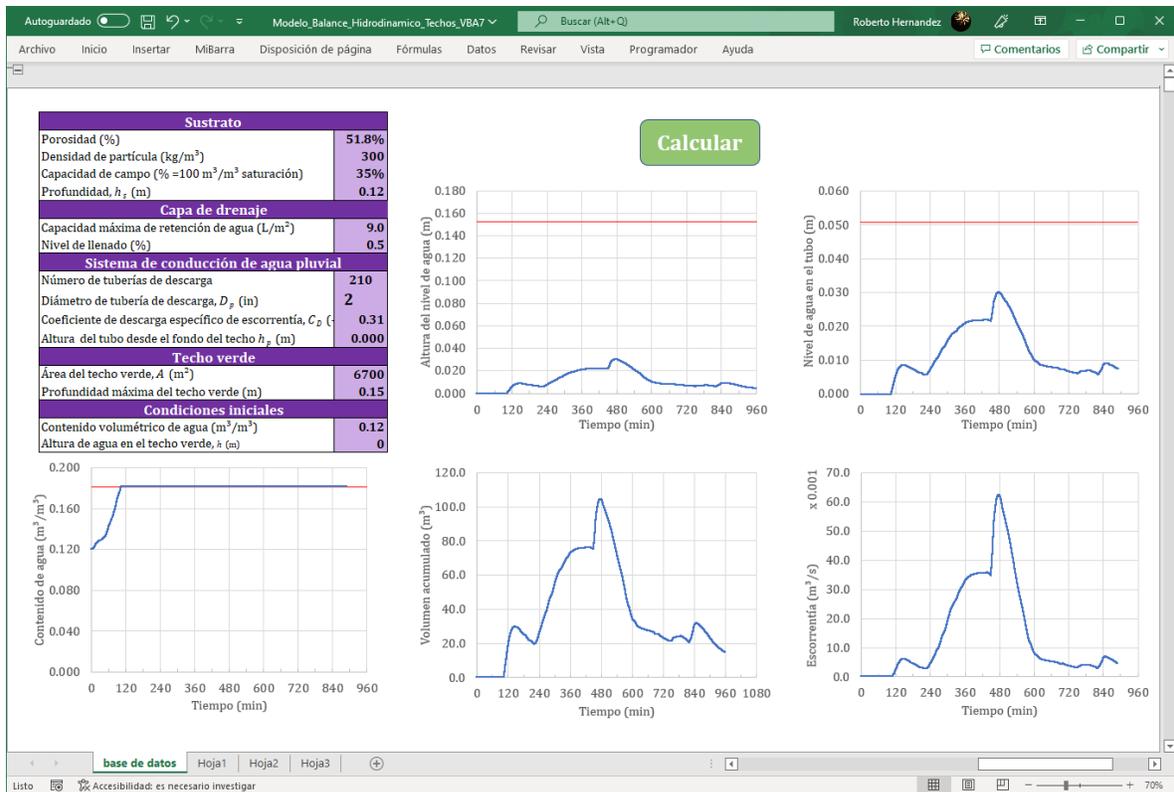


Figura 7. Interfaz gráfica de usuario para uso del modelo de balance hidrodinámico en techos verdes (Hernández-Pintado, 2021).

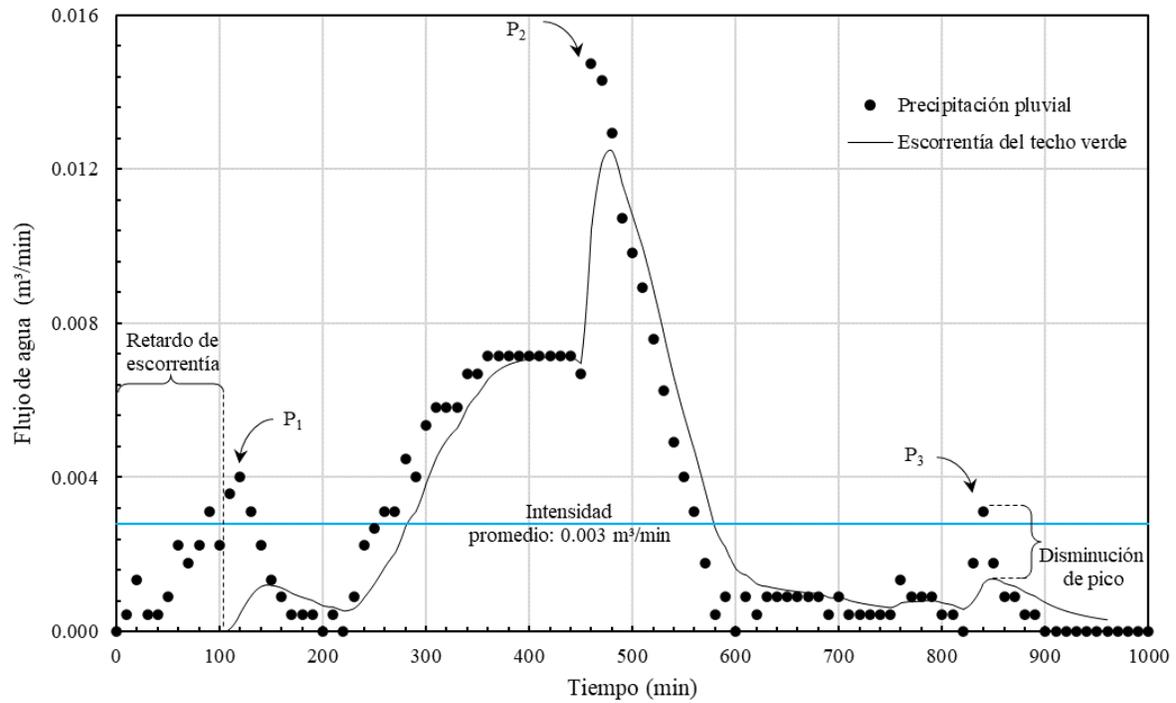


Figura 8. Hietograma del efecto de la escorrentía del sistema de techado verde en comparación con la precipitación pluvial. P₁, P₂ y P₃ representan los tres picos principales de precipitación para el evento pluvial en estudio. Cobertura de techado verde: 10%.

Referencias

- Burszta-Adamiak, E. (2012). Analysis of the retention capacity of green roofs. *Journal of Water and Land Development* 16(I–VI): 3-9.
- Canul-Gómez, W.A. (2014). *Efecto de las Condiciones Ambientales Sobre el Establecimiento y Crecimiento de Especies Nativas en un Techo Verde*. Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Villahermosa, México.
- Carpenter, M. G. C., Todorov, D., Driscoll, T. C., & Montesdeoca, M. (2016). Water quantity and quality response of a green roof to storm events: Experimental and monitoring observations. *Environmental Pollution* 218, 664-672.
- CCA, Comisión para la Cooperación Ambiental. (2008). *Edificación sustentable en América del Norte*. Informe del Secretariado al Consejo conforme al artículo 13 del Acuerdo de Cooperación Ambiental de América del Norte.
- CONAGUA (2018). *Hoy se pronostican tormentas torrenciales en Chiapas y Tabasco*. Comunicado de prensa 0058-18, 29 de enero, Comisión Nacional del Agua, Servicio Meteorológico Nacional.
- Chi-Feng, C., Shyh-Fang, K., & Ji-Hao, L. (2018). Effects of recycled glass and different substrate materials on the leachate quality and plant growth of green roofs. *Ecological Engineering* 112, 10-20.
- Czemieli, J., Emilson, T. & Bengtsson, L. (2006). The influence of extensive vegetated roofs on runoff water quality. *Science of the Total Environment* 355, 48-63.
- Czemieli, J. (2010). Green roof performance towards management of runoff water quantity and quality: A review. *Ecological Engineering* 36, 351-360.
- FLL, Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau. (2008). *Guidelines for the planning, construction, and maintenance of green roofing – Green roof guideline*. FLL e.V., Bonn, Germany.
- Hernández-Pintado, M. G. (2021). *Modelo dinámico del balance hídrico de un techo verde extensivo y su aplicación a condiciones de trópico húmedo*. Tesis de Licenciatura en Ingeniería Ambiental, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Villahermosa, México.
- Kim, S. Y., Na, W., Jun, C., Seo, H., & Kim, Y. (2021). Hydrological Performance of Green Roof Systems: A Numerical Investigation. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 806697. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.806697>
- Shafique, M., Kim, R., Kyung-Ho, K. (2018). Green Roof for Stormwater Management in a Highly Urbanized Area: The Case of Seoul, Korea. *Sustainability* 10 (584).
- Todorov, D., Driscoll T., Todorova S., & Montesdeoca M. (2018). Water quality function of an extensive vegetated roof. *Science of the Total Environment* 625, 928-939.
- USEPA, United States Environmental Protection Agency. (2014). *Evaluation of Green Roof Water Quantity and Quality Performance in an Urban Climate*. Report No. EPA/600/R-14/180, Office of Research and Development, September.

- Vijayaraghavan, K., Harikishore D. & Yun Y. (2019). Improving the quality of runoff from green roofs through synergistic biosorption and phytoremediation techniques: A review. *Sustainable Cities and Society* 46, 101-381.
- Viola, F., Hellies, M., Deidda, R. (2017). Retention performance of green roofs in representative climates worldwide. *Journal of Hydrology* 553, 763-772.
- Zhang, Q., Miao, L., Wang, X., Liu, D., Zhu, L., Zhou, B., Sun, J. & Liu, J. (2015). The capacity of green roof to reduce stormwater runoff and pollution. *Landscape and Urban Planning* 144, 142-150.

Capítulo XXI. Trayectoria operativa de un sistema para el tratamiento de aguas residuales mediante humedal artificial en una población de Los Altos de Jalisco, México.

Aldo Antonio Castañeda Villanueva^{1*}

¹Centro Universitario de Los Altos, Universidad de Guadalajara, Av. Rafael Casillas Aceves No. 1200, C.P. 47620, Tepatitlán de Morelos, Jalisco, México.

*Autor de correspondencia: acastaneda@cualtos.udg.mx

Resumen

El municipio de Arandas se localiza en Jalisco, formando parte de la región Altos Sur, a una altura que fluctúa entre 2,300 y 1,700 msnm, posee una extensión territorial de 512.337 km², por su parte, la localidad Martínez Valadez forma parte del municipio de Arandas y se encuentra en las coordenadas: latitud 20°44'57"N y longitud 102°18'51"O. En nuestro país, para determinar el grado de contaminación de los efluentes tanto domésticos, comerciales como industriales se utilizan varios parámetros expresados en la normatividad oficial vigente (NOM's). El objetivo principal del presente estudio consistió en evaluar la trayectoria operativa en términos de eficiencia en la remoción de contaminantes del sistema para el saneamiento de las aguas residuales mediante un humedal artificial de la población de Martínez Valadez, verificando las especificaciones de diseño original, así como las condiciones operativas particulares del sistema de tratamiento, desde su arranque en el 2014 hasta la fecha. Los humedales artificiales son sistemas para el tratamiento de aguas residuales principalmente de origen doméstico, donde se reproducen y optimizan las reducciones de contaminantes que se realizan en los humedales naturales. Para la recolección de las muestras de agua, a la entrada y salida del sistema de tratamiento, como en las determinaciones analíticas en campo y laboratorio, se observaron los procedimientos y técnicas contenidas en la normatividad ambiental oficial vigente en México, que contempla las técnicas establecidas por el manual de métodos estándar para análisis de aguas y aguas residuales (APHA, 2017), para medir la eficiencia en la remoción de contaminantes del sistema de saneamiento los parámetros evaluados fueron: Demanda Química de Oxígeno (DQO), Nitrógeno total (Nt), Fósforo total (Pt), Conductividad Específica (CE), y Grasas y Aceites (G/A). mediante instrumentos como: Reactor y Fotómetro digitales, medidores portátiles y el método de extracción Soxhlet para G/A (NMX-AA-005-SCFI-2013). El sistema de tratamiento estudiado consta de: pre-tratamiento mediante trampa para sustancias pesadas y ligeras, humedal artificial con plantas acuáticas y pos-tratamiento por medio de un estanque para la estabilización microbiológica. Se compararon las eficiencias en la remoción de los parámetros evaluados prácticamente cada dos años, observándose tiempos de retención hidráulica de 3 a 5 días, rango de temperaturas de 12 a 25°C, reducciones de contaminantes de 60 al 92% en CE, de 53 al 88% de Nt, de 35 al 82% de Pt, del 36 a 86% de DQO y del 27 al 85% en G/A. Así mismo, se evidenciaron modificaciones con el diseño original del sistema de tratamiento y sensibles variaciones, principalmente en los periodos de cambio de las administraciones públicas, donde la adecuada operación y el mantenimiento se han visto afectados.

Palabras clave: Aguas residuales domésticas, Altos de Jalisco, Humedales artificiales, Tratamiento de aguas

Operational trajectory of a system for the treatment of residual waters through an artificial wetland in a population of Los Altos de Jalisco, Mexico

Abstract

The municipality of Arandas is located in Jalisco, forming part of the Altos Sur region, at an altitude that fluctuates between 2,300 and 1,700 meters above sea level, it has a territorial extension of 512,337 km², for its part, the town of Martinez Valadez is part of the municipality of Arandas and is located at the coordinates: latitude 20°44'57"N and longitude 102°18'51"W. In our country, to determine the degree of contamination of both domestic, commercial and industrial effluents, several parameters are used expressed in the current official regulations (NOM's). The main objective of this study was to evaluate the operational trajectory in terms of efficiency in the removal of pollutants from the system for the sanitation of wastewater through artificial wetland of the population of Martinez Valadez, verifying the original design specifications, as well as the particular operating conditions of the treatment system, from its start in 2014 to date. Artificial wetlands are systems for the treatment of wastewater mainly of domestic origin, where the reductions of pollutants that are made in natural wetlands are reproduced and optimized. For the collection of water samples, at the entrance and exit of the treatment system, as in the analytical determinations in the field and laboratory, the procedures and techniques contained in the official environmental regulations in force in Mexico were observed, which contemplates the techniques established by the manual of standard methods for water and wastewater analysis (APHA, 2017), to measure the efficiency in the removal of contaminants from the sanitation system, the parameters evaluated were: Chemical Oxygen Demand (COD), Total Nitrogen (TN), Total Phosphorus (TP), Specific Conductivity (SC), and Fats and Oils (F/O). Using instruments such as Digital Reactor and Photometer, portable meters and the Soxhlet extraction method for F/O (NMX-AA-005-SCFI-2013). The MV treatment system consists of: pre-treatment by means of a trap for heavy and light substances, AW with aquatic plants and post-treatment by means of a pond for microbiological stabilization, the removal efficiencies were compared of the parameters evaluated practically every two years, observing hydraulic retention times of 3 to 5 days, temperature range of 12 to 25°C, contaminant reductions of 60 to 92% in SC, from 53 to 88% of TN, of 35 to 82% of TP, from 36 to 86% of COD and from 27 to 85% in F/O. Likewise, modifications were evidenced with the original design of the treatment system and significant variations, mainly in periods of change of public administrations, where the adequate operation and maintenance have been affected.

Keywords: Artificial wetlands, Domestic wastewater, Highlands of Jalisco, Water treatment

Introducción

La utilización del agua dulce en las diversas actividades humanas genera efluentes conocidos como aguas residuales, las cuales pueden contener una gran variedad de compuestos, algunos perjudiciales tanto para el ambiente como para la salud humana, lo que ha incrementado la preocupación e importancia a nivel global de asegurar su adecuada recolección, conducción, tratamiento y disposición final. Las aguas residuales domésticas se caracterizan por presentar grandes variaciones en su composición principalmente debido a microorganismos patógenos,

además estas aguas poseen componentes físicos, químicos y biológicos, presentando mezclas tanto de sustancias orgánicas como de compuestos inorgánicos.

Varias facetas de las ciencias, entre ellas la ingeniería se encuentran en continua investigación sobre alternativas para realizar el tratamiento y reutilización de las aguas residuales, mejorando su operación y mantenimiento, así como disminuyendo los costos y el impacto en el ambiente, en la actualidad lo más comunes son los tratamientos convencionales, donde se involucran procesos físicos, químicos, biológicos y mecánicos que, aunque no sean económicos suelen ser muy eficientes (Montes-de-Oca, 2021). Por otro lado, los tratamientos alternativos como los sistemas naturales de depuración como las lagunas de oxidación, los sistemas de infiltración y los Humedales Artificiales (HA), están adquiriendo mayor importancia, principalmente en la depuración de aguas residuales de origen doméstico y como post tratamiento en sistemas de recuperación de efluentes comerciales e industriales. Los HA son áreas adaptadas con plantas emergentes (macrófitas) como los carrizos, el tule, los juncos y la espadaña, que se inundan con aguas residuales para que mediante la interacción de los microorganismos principalmente, se remuevan la materia orgánica, en estos se reproducen y optimizan las reducciones de contaminantes que se verifican en los humedales naturales (Solís, *et al.*, 2016; Kadlec *et al.*, 2015).

Existe una clasificación dentro de los humedales artificiales de acuerdo a las características del material vegetal predominante:

- a. Humedales contruidos basados en macrófitas flotantes.
- b. Humedales contruidos basados en macrófitas de hojas flotantes.
- c. Humedales contruidos con macrófitas sumergidas.
- d. Humedales contruidos con macrófitas emergentes.

Así mismo, los HA pueden subdividirse según el tipo de flujo que presentan para el tratamiento de las aguas:

- a. Sistemas de flujo libre o sub-perficial.
- b. Sistemas con flujo horizontal sub-superficial.
- c. Sistemas con flujo vertical.
- d. Sistemas híbridos.

En los de flujo superficial (Surface flow constructed wetlands o free water surface constructed wetlands) el agua está expuesta directamente a la atmósfera y circula preferentemente a través de los tallos de las plantas macrófitas. Este tipo de humedales se pueden entender como una modificación de las lagunas de oxidación convencionales con menor profundidad (no mayor a los 40 cm) y con plantas.

En los humedales de flujo sub-superficial (Subsurface flow constructed wetlands) la circulación del agua es subterránea a través de un medio granular, con una profundidad de la lámina de agua de alrededor de 60 cm y en contacto con los rizomas y raíces de las plantas (Figura 1), este tipo de humedales se entienden como una modificación de los sistemas clásicos de infiltración en el terreno (Castañeda *et al.*, 2018). Los humedales de flujo sub-superficial forman parte de los sistemas naturales de depuración basados en la acción del terreno (como los filtros verdes y los sistemas de infiltración-percolación), mientras que los

de flujo superficial pertenecen al grupo de los basados en la acción de mecanismos que suceden en el agua (Kadlec *et al.*, 2000).

Los HA de flujo sub-superficial se clasifican según el sentido de circulación del agua en horizontales o verticales; los humedales con flujo horizontal funcionan permanentemente inundados, aunque hay algunas experiencias recientes satisfactorias con sistemas intermitentes (Vymazal & Masa, 2003).

En diversos casos a nivel mundial, se ha podido evidenciar que los HA son altamente efectivos para: la reducción de la materia orgánica, la transformación y asimilación de nutrientes y la retención y/o eliminación de sustancias tóxicas que de otra manera serán vertidas sin tratamiento alguno al medio ambiente (Arias *et al.*, 2003), por lo que este tipo de tratamientos alternativos está tomado mayor realce e importancia entre las diversas formas y técnicas para la realización de tratamiento y saneamiento para agua residuales provenientes tanto de industrias tales como la fabricación de papel, productos químicos y farmacéuticos, cosméticos, alimentación, refinerías y mataderos, extracciones mineras, escorrentía superficial agrícola y urbana, para el tratamiento de fangos de depuradoras convencionales (mediante la deposición superficial en HA de flujo sub-superficial donde se deshidratan y mineralizan) así como de poblaciones rurales y semiurbanas, principalmente por su bajo costo y efectividad (García *et al.*, 2004).

En nuestro país, para determinar el grado de contaminación de los efluentes tanto domésticos, comerciales como industriales se utilizan varios parámetros expresados en la normatividad oficial vigente principalmente:

- NOM-001-Ecol-1996, establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales (DOF, 1996a),
- NOM-002-Ecol-1996: establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal (DOF, 1996b),
- NOM-003-Semarnat-1997: establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público (DOF, 1997). y
- NOM-004-Semarnat-2002: establece las especificaciones y los límites máximos permisibles de contaminantes en los lodos y biosólidos provenientes del desazolve de los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, de las plantas potabilizadoras y de las plantas de tratamiento de aguas residuales.

El objetivo principal del presente estudio consistió en evaluar la trayectoria operativa en términos de eficiencia en la remoción de contaminantes del sistema para el saneamiento de las aguas residuales mediante HA de la población de MV (Figura 2), verificando las especificaciones de diseño original, así como las condiciones operativas particulares del sistema de tratamiento, desde su arranque en el 2014 hasta abril del 2022.

Material y métodos

El municipio de Arandas se localiza en Jalisco, formando parte de la región Altos Sur, a una altura que fluctúa entre 2,300 y 1,700 msnm, posee una extensión territorial de 512.337 km², por su parte, la localidad Martínez Valadez (MV) forma parte del municipio de Arandas y se encuentra en las coordenadas: latitud 20°44'57"N y longitud 102°18'51"W (AEDRJ, 2020), su población es de 536 habitantes (INEGI, 2021).

Para la recolección de las muestras de agua, a la entrada y salida del sistema de tratamiento, como para las determinaciones analíticas en campo y en el laboratorio, se observaron los procedimientos y técnicas contenidas en la normatividad ambiental oficial vigente en México, que contempla las técnicas establecidas por el manual de métodos estándar para análisis de aguas y aguas residuales (APHA, 2017).

Para cuantificar la eficiencia en la remoción de contaminantes del sistema de saneamiento de la población de MV, los parámetros evaluados fueron:

- 1) Demanda Química de Oxígeno (DQO): Se define como cualquier sustancia tanto orgánica como inorgánica susceptible de ser oxidada, mediante un oxidante fuerte. La cantidad de oxidante consumida se expresa en términos de su equivalencia en oxígeno. DQO se expresa en mg/L O₂ y en su valor numérico incluye a la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), cuyo valor regularmente es menor.
- 2) Nitrógeno total (Nt): Es un indicador utilizado en ingeniería ambiental, refleja la cantidad total de nitrógeno en el agua analizada, suma del nitrógeno orgánico en sus diversas formas (proteínas y ácidos nucleicos en diversos estados de degradación, urea, aminas, etc.) y el ion amonio NH₄⁺. En plantas tratadoras de aguas residuales, se mide el nitrógeno total capaz de ser nitrificado a nitritos y nitratos y que posteriormente puede ser desnitrificado a nitrógeno gaseoso. Varios compuestos de nitrógeno son nutrientes esenciales, su presencia en las aguas en exceso es causa de eutrofización (enriquecimiento excesivo de nutrientes en un ecosistema acuático). El nitrógeno se presenta en diferentes formas químicas en las aguas naturales y contaminadas.
- 3) Fósforo total (Pt): Se encuentra en las aguas naturales y aguas servidas casi exclusivamente en forma de fosfatos, estos se clasifican a su vez en: orto fosfatos, fosfatos condensados (piro-, meta- y poli fosfatos) y fosfatos orgánicamente ligados, la determinación del fosfato total incluye dos pasos: El primero consiste en la conversión a orto-fosfato disuelto, todas las diferentes formas del fósforo presente incluyendo el fosforo reactivo, el hidrolizable y el orgánico, el segundo paso consiste en la detección del orto-fosfato en solución por algún método cuantitativo, por ejemplo colorimetría con longitudes de onda entre 400 y 470 nanómetros (nm). El fósforo, como el nitrógeno, es un nutriente esencial para la vida y su exceso en el agua provoca también eutrofización.
- 4) Conductividad específica o eléctrica (CE): Es la medida de las cargas iónicas que circulan dentro del agua, esta medida nos ofrece información general de la

concentración de sales e iones presentes en el agua. Los iones más habituales hallados en las aguas naturales son: sodio, calcio, magnesio, bicarbonato, sulfato y cloruro. Sus concentraciones presentan fuertes oscilaciones, desde bajas concentraciones en los ríos de alta montaña, hasta casos de mayor concentración (agua de mar). También es un factor importante para detección de fuentes de contaminación, para la evaluación del comportamiento del agua para riego y para la evaluación de la naturaleza geoquímica del terreno. Las descargas de aguas residuales sin tratamiento a cuerpos de aguas pueden aumentar su conductividad específica o eléctrica. La unidad básica para medir la CE son los miliSiemens por centímetro (mS/cm) o microSiemens por centímetro ($\mu\text{S/cm}$).

- 5) Grasas y Aceites (G/A). Son compuestos orgánicos constituidos principalmente por ácidos grasos de origen animal y vegetal, así como de hidrocarburos del petróleo, la mayoría de naturaleza lipídica inmiscibles con el agua, lo que les permite permanecer en la superficie dando lugar a la aparición de natas y espumas. La medición de G/A es indicativo del grado de contaminación del agua por usos industriales y humanos, incluye ácidos grasos, jabones, grasas, ceras, hidrocarburos, aceites y cualquier otra sustancia susceptible de ser extraída con hexano.

Los equipos utilizados para las determinaciones analíticas fueron principalmente:

- Reactor digital modelo DRB 200 marca Hach
- Fotómetro digital modelo DR 2800 marca Hach
- Medidores portátiles modelo SensION+ marca Hach, con sondas para CE, Oxígeno disuelto y pH (Hach, 2019)
- Sistema convencional de extracción Soxhlet para G/A (NMX-AA-005-SCFI-2013).

Se realizaron muestreos de las aguas tanto a la entrada del sistema de tratamiento de MV, como a la salida, prácticamente cada dos años a partir del 2014 año en que se arrancó y se estabilizó su operación, los muestreos se realizaron durante el temporal de sequía, principalmente en los meses de febrero a marzo, en mínimo dos ocasiones.

Se determinaron los porcentajes de reducción de los parámetros evaluados mediante la Ecuación 1.

$$\%R = \frac{(\text{Valor a la entrada} - \text{Valor a la salida})(100)}{(\text{Valor a la entrada})} \quad \text{Ecuación (1)}$$

Así mismo, los resultados obtenidos a la salida del sistema de saneamiento se compararon con la normatividad oficial vigente.

Resultados y discusión

El sistema para el tratamiento de las aguas residuales generadas en la población de MV fue diseñado para 750 habitantes, con una capacidad para 180 m³/día y consta de:

- 1) Pre-tratamiento conformado por un sistema de trampas para retener tanto las sustancias pesadas en el fondo por sedimentación como los materiales ligeros en la parte superior por flotación, con capacidad de 36 m³
- 2) HA con tezontle rojo como sustrato y plantas acuáticas, principalmente lirio acuático (*Eichhornia crassipes*), de aproximadamente 1,450 m²
- 3) Pos-tratamiento formado por un estanque para la estabilización microbiológica de 400 m³.

Los periodos de retención hidráulica van de 3 a 5 días, con rangos de temperaturas que variaron entre los 12 a los 25°C, con humedades relativas del 40 al 65%.

Bajo estas condiciones los resultados de los parámetros evaluados presentaron el siguiente comportamiento (Tabla 1).

En referencia a los valores normativos de las aguas tratadas, se evidencia que la mayoría cumplieron con los límites máximos permisibles en los años 2014 y 2020, así mismo, es posible observar reducciones de los contaminantes evaluados, en el periodo analizado del 60 al 92% en CE, del 53 al 88% en Nt, del 35 al 82% en Pt, del 36 al 86% en DQO y del 27 al 85% en G/A, destacándose los mejores porcentajes de reducción de contaminantes en los años 2014 y 2020, así como menores reducciones en los años 2016 y 2018 principalmente.

Las disminuciones en los parámetros evaluados son consistentes con estudios realizados en otros sistemas de tratamiento para aguas residuales mediante humedales artificiales de poblaciones rurales en el estado de Michoacán, los cuales presentan valores de reducción del 32 al 96% en contaminantes semejantes, presentando en su mayoría carencia de mantenimiento en los pretratamientos y exceso de biomasa en las celdas de los humedales (Castañeda, 2020).

Conclusiones

Se ha evidenciado que el diseño original de la celda para el humedal artificial del sistema de tratamiento de la población de Martínez Valadez Jalisco, constaba de plantas macrófitas en flujo sub-superficial y que a partir del año 2016 ha estado operando como humedal superficial con plantas acuáticas flotantes (lirio), así mismo se puede denotar que los periodos de menor eficiencia operativa del sistema (2016 y 2018), concuerdan con los cambios en la administración pública municipal (2015, 2018 y 2021) debido posiblemente a que en la sucesión del personal directivo existen disminuciones tanto de recurso materiales como humanos para la operación y mantenimiento del sistema de saneamiento.

En general el comportamiento del sistema para el saneamiento de las aguas residuales de la población de Martínez Valadez presenta una operación inconsistente e inestable, con escasez en el mantenimiento tanto preventivo como correctivo, sin embargo y a pesar de lo anterior el sistema se encuentra en continua operación brindando tratamiento a las aguas residuales generadas en la población, presentando índices de remoción en los contaminantes evaluados de entre el 43 al 77% (2022), contribuyendo de alguna forma al mejoramiento ambiental de los cuerpos de agua de la región.

De igual manera, es necesario la implementación de estrategias para el seguimiento de la calidad microbiológica de las aguas tratadas y su aprovechamiento, cuantificando su posible impacto en la salud y calidad de vida de la población local.

Agradecimientos

Hacemos patente nuestro reconocimiento tanto al Cuerpo Académico UDG-561 “Gestión Integral del Agua”, como al Laboratorio para Análisis de Aguas del Centro Universitario de Los Altos (Universidad de Guadalajara), por el apoyo prestado para el desarrollo y conclusión de este análisis.

Tablas

Tabla 1. Comportamiento de los parámetros evaluados a la entera (E) y salida (S) del sistema de tratamiento y porcentajes de reducción (%R) en MV (2014-2022)

Año	DQO (mg/L)			Nt (mg/L)			Pt (mg/L)			CE (μ S/cm)			G/A (mg/L)		
	E	S	% R	E	S	% R	E	S	% R	E	S	% R	E	S	% R
2014	458	63. 7	86. 1	81. 4	14. 5	82. 2	8.3 1	1.5 1	82. 0	890	68. 6	92. 3	181	27	85. 1
2016	502	322	35. 8	78. 3	36. 6	53. 2	9.4 5	6.1 6	34. 9	943	375	60. 2	257	188	26. 9
2018	436	140	67. 8	72. 9	30. 2	58. 6	7.4	4.1 2	44. 3	821	190	76. 8	293	113	61. 4
2020	378	53	86. 0	75. 2	9.1	88. 0	8.7 3	1.6 0	81. 8	710	57	91. 8	395	187	53. 0
2022	449	112	75. 1	56. 7	22. 3	60. 6	7.2 8	1.9 9	72. 7	756	130	82. 8	274	157	42. 6
Referencia		120			15		5			100			15		

Figuras

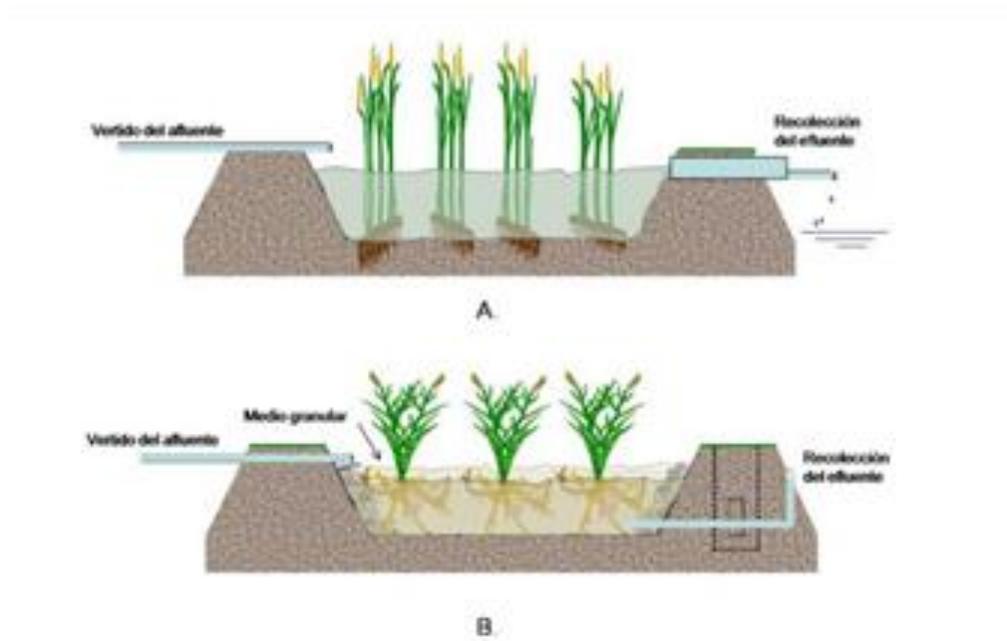


Figura 1. Tipos de HA para el tratamiento de aguas: A) Superficial y B) Sub-superficial (Estopá, 2018)



Figura 2. Sistema de tratamiento de aguas residuales mediante Humedal Artificial en la población de Martínez Valadez, municipio de Arandas, Jalisco, México

Referencias

- Agenda Estratégica para el Desarrollo Regional de Jalisco-AEDRJ- (2020). Síntesis de los planes regionales de desarrollo Jalisco 2015-2015. Plan Estatal de Desarrollo Jalisco 2013-2033.
- American Public Health Association-APHA- (2017). Standard Methods for examinations of water and wastewater. Washington, USA.
- Arias, C. y Brix, H. (2003). Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, (13),17-24. [fecha de Consulta: Julio de 2022]. ISSN: 0124-8170. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=91101302>
- Castañeda, A. (2020). Evaluación de Humedales Construidos en Los Altos de Jalisco: Los casos de Jesús María (Ojo Zarco) y Arandas (Martínez Valadez). *Revista Latinoamericana de Ambiente y las Ciencias*, 11, 45-6. BAUP, México.
- Castañeda, A., Flores, H., y Sahagún, R. (2018). Comparación de tres modelos para el diseño de un humedal artificial para el tratamiento de las aguas residuales de poblaciones rurales en Los Altos de Jalisco. En *Las ciencias en los estudios del agua: Viejos desafíos sociales y nuevos retos*. Rojas, J., Torres, A., González, O. Coords. Universidad de Guadalajara, 1ª edición. CUTon, ISBN 97860754732222. Guadalajara, México.
- DOF. 1997. NOM-003-ECOL-1997. “Límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público”. [fecha de Consulta: Julio de 2022]. Disponible en: https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4893449&fecha=21/09/1998#gsc.tab=0
- DOF. 1996a. NOM-001-SEMARNAT-1996. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales [fecha de Consulta: Julio de 2022]. Disponible en: https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4863829&fecha=06/01/1997#gsc.tab=0
- DOF. 1996b. NOM-002-SEMARNAT-1996. “Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal”. [fecha de Consulta: Julio de 2022]. Disponible en: https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4881304&fecha=03/06/1998#gsc.tab=0
- Estopá, S. (2018). Comparativo y dimensionamiento básico de diversas tipologías de humedales artificiales para el tratamiento de las aguas residuales provenientes del polígono industrial Moncada III (Valencia). Trabajo de fin de grado. Universitat Politècnica de Valencia. España.
- García, J., Morató, J y Bayona, J. (2004) “Humedales construidos en explotación, experiencia en Catalunya”. *Nuevos Criterios para el Diseño y Operación de Humedales Construidos*, Universidad Politècnica de Catalunya, Barcelona., España.
- García, J. (2003). Design factors of horizontal flow constructed wetlands. In: *The Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in constructed Wetlands*. 1st International Seminar. Dias, V., Vymazal, J., eds. Instituto Nacional da Água, Pp. 497-520. Lisboa, Portugal.

- Hach, (2019). Manual de análisis de agua: Procedimientos fotométricos, Procedimientos de titulación, Procedimientos microbiológicos. Segunda edición en español. Hach Company, Loveland, Colorado, EE.UU.
- Instituto Nacional de Estadísticas Geografía –INEGI- (2021) Censo de población 2020. [fecha de Consulta: agosto de 2022]. Disponible en: <https://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/jal/poblacion/>
- Kadlec, R.H., Knight, R.L., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P. & Haberl, R. (2015). Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation. IWA Specialist Group on use of Macrophytes in Water Pollution Control, IWA Publishing. USA.
- Kadlec, R.H., Knight, R.L., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Haberl, R. (2000). Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation. IWA Specialist Group on use of Macrophytes in Water Pollution Control, IWA Publishing. 156 pp. Londres, Reino Unido.
- Montes-de-Oca, A. Coord. (2021). Humedales artificiales en México. Planteamientos alternativos a la extracción de los recursos hídricos. Primera edición ISBN 978-607-633-270-2. Río Subterráneo Editores. Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, Estado de México, México.
- Norma Mexicana (2013). NMX-AA-005-SCFI-2013, Análisis de agua: determinación de grasas y aceites recuperables en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Método de prueba. [fecha de Consulta: agosto de 2022]. Disponible en: <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166764/nmx-aa-005-scfi-2013.pdf>
- Solís, R., López, G., Bautista, R., Hernández, J. & Romellón, M. (2016). Evaluación de humedales artificiales de flujo libre y subsuperficial en la remoción de contaminantes de aguas residuales utilizando diferentes especies de vegetación macrófita. *Interciencia*, 41 (1), 40-47. [fecha de Consulta: Julio de 2022]. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=33943362007> [Consultado: ago/2022].
- Vymazal, J., Masa, M. (2003). Horizontal sub-surface flow constructed wetland with pulsing water level. *Wat. Sci. Tech.* 48(5): 143-148.

Capítulo XXII. Evaluación *in vitro* del crecimiento micelial de *Pleurotus ostreatus* cultivadas en cinco sustratos vegetales

Arturo Flores-Reyes^{1*}; Celerino Robles-Pérez¹; Verónica Martínez-Gallegos¹

¹Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR) Unidad Oaxaca. Hornos 1003, Col. Noche Buena. C.P. 71230. Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca, México.

*Autor de correspondencia: afloresr2100@alumno.ipn.mx

Resumen

El hongo comestible *Pleurotus ostreatus* (*P. ostreatus*) es de alto valor nutricional y medicinal. La producción de *P. ostreatus* es una actividad biotecnológica con beneficios ecológicos, económicos y sociales basados en el aprovechamiento de residuos agrícolas. Para potenciar el uso de estos residuos es necesario conocer su efecto sobre el crecimiento micelial de *P. ostreatus* para garantizar la etapa inicial de colonización. Por ello, el objetivo de esta investigación fue evaluar *in vitro* la capacidad de *P. ostreatus* para colonizar los residuos de carrizo silvestre (CS) *Arundo donax*, poda de pasto (PP) *Sporobolus cryptandrus*, rastrojo de maíz (RM) *Zea mays*, hojas de pinos (HP) *Pinus spp.* y helecho de agua (HA) *Salvinia spp.*, e identificar el más adecuado para el cultivo con relación a la velocidad de crecimiento micelial. Cada 24 h ($26^{\circ}\text{C}\pm 2$) y durante 14 días se registró el crecimiento micelial de *P. ostreatus* en cajas Petri conteniendo sustratos individuales. Los tratamientos de CS y HA mostraron diferencias altamente significativas (Tukey 0.05) en la tasa de crecimiento diario (TCD) micelial con valores de ($5.23 \cdot 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$) y ($5.09 \cdot 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$), respectivamente, en comparación con los demás tratamientos. La velocidad de crecimiento (VDC) más alta del micelio se registró en CS ($5.23 \cdot 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$). El micelio mostró un crecimiento uniforme con morfología algodonosa-aterciopelada en todos los sustratos probados.

Palabras clave: hongo comestible, residuos agrícolas, crecimiento radial micelial, velocidad de crecimiento.

In vitro evaluation of mycelial growth of *Pleurotus ostreatus* cultivated on five plant substrates

Abstract

The edible mushroom *Pleurotus ostreatus* (*P. ostreatus*) is of high nutritional and medicinal value. The production of *P. ostreatus* is a biotechnological activity with ecological, economic and social benefits based on the use of agricultural residues. To enhance the use of these residues, it is necessary to know their effect on the mycelial growth of *P. ostreatus* to ensure the initial stage of colonization. Therefore, the objective of this research was to evaluate *in vitro* the ability of *P. ostreatus* to colonize the residues of; wild reed (CS) *Arundo donax*, grass pruning (PP) *Sporobolus cryptandrus*, corn stubble (RM) *Zea mays*, pine leaves (HP) *Pinus spp.* and water fern (HA) *Salvinia spp.* and identify the most suitable for cultivation in relation to mycelial growth rate. Each 24 h ($26^{\circ}\text{C}\pm 2$) and for 14 days, mycelial growth of *P. ostreatus* was recorded in Petri dishes containing individual substrates. The CS and HA treatments showed highly significant differences (Tukey 0.05) in the daily growth rate (TCD) micellar with values of ($5.23 \cdot 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$) ($5.09 \cdot 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$) respectively, compared to the other

treatments. The mycelium showed uniform growth with cottony-velvety morphology on all substrates tested.

Key words: edible mushroom, agricultural waste, radial mycelial growth, growth rate

Introducción

En la actualidad el cultivo del hongo comestible *Pleurotus* constituye un sistema de producción con relevancia social, económica y ecológica en el mundo, taxonómicamente se han identificado alrededor de 50 especies, de las cuales 12 han sido cultivadas en una gran variedad de sustratos lignocelulósicos, siendo las de mayor importancia comercial: *Pleurotus ostreatus*, *Pleurotus pulmonarius*, *Pleurotus eryngii* y *Pleurotus djamor* (Sánchez & Royse, 2017). En México, el cultivo de *Pleurotus* inició en la década de 1970, desde entonces el interés ha incrementado debido a la facilidad de producción del cultivo, poca inversión inicial y alto contenido de proteína; actualmente, el país es pionero en esta actividad, se estima que la producción anual es de aproximadamente 47,468 toneladas anuales (Tapia-López, 2019). La importancia ecológica de esta actividad productiva económica se basa en el empleo y reciclaje de más de 474,000 toneladas anuales de subproductos de origen agrícolas, agroindustriales y forestales (Martínez-Carrera *et al.*, 2007). Una gran parte de estos residuos se obtiene de la producción agrícola; restos de podas, frutos, deshierbe y otras actividades de mantenimiento del área de cultivo (Chávez-Porras & Rodríguez-González, 2016). El principal componente estructural de estos residuos agrícolas es el complejo lignocelulósico. La celulosa, lignina y hemicelulosa son compuestos de bajo peso molecular lo que facilita su absorción, permitiendo al hongo llevar a cabo sus funciones básicas de crecimiento y fructificación (Sánchez & Royse, 2017). Las características físicas y químicas de los residuos influyen directamente en el grado de adaptación y aprovechamiento por *P. ostreatus*. En este contexto, es necesario conocer el efecto que tienen los residuos sobre *P. ostreatus* a través del crecimiento micelial para garantizar la etapa inicial de colonización. Por ello, el objetivo de esta investigación fue evaluar *in vitro* la capacidad de *P. ostreatus* para colonizar los residuos de carrizo silvestre (CS) *Arundo donax*, poda de pasto (PP) *Sporobolus cryptandrus*, rastrojo de maíz (RM) *Zea mays*, hojas de pinos (HP) *Pinus* spp. y helecho de agua (HA) *Salvinia* spp., e identificar el más adecuado para el cultivo con relación a la velocidad de crecimiento micelial.

Material y métodos

El trabajo se realizó en el Laboratorio de Suelos del Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional unidad Oaxaca; perteneciente al Instituto Politécnico Nacional. La colecta de los materiales lignocelulósicos se realizó de la siguiente manera: i) la poda de pasto provino de la limpia de áreas ajardinadas del CIIDIR Unidad Oaxaca, ii) el carrizo se obtuvo de los artesanos de las comunidades productoras de artículos de carrizo de la región de Valles centrales, iii) el rastrojo maíz se adquirió con los productores de la región

de los Valles Centrales de Oaxaca, iv) las hojas de pinos se obtuvieron de ejemplares que se encuentran en zonas aledañas donde se realizó el estudio, v) el helecho de agua (*Salvinia spp.*) fue colectado del estanque que se encuentra en las instalaciones del CIIDIR; en el área del jardín botánico. Los materiales fueron guardados en costales con capacidad de 50 kg para facilitar el transporte. Se lavaron y extendieron en mallas metálicas por tres días; secados a la sombra dentro de un invernadero. Los materiales se homogeneizaron manualmente en partículas de entre 0.5 y 2 cm. Se almacenaron en un sitio aireado y preferentemente libre de humedad, para garantizar la calidad de los sustratos (Rodríguez-Valencia *et al.*, 2006).

La cepa de *P. ostreatus* se reactivó en medio agar papa dextrosa (PDA) con un pH de 5.6, e incubado a 28°C durante 7 días hasta su crecimiento micelial. Posteriormente la cepa se multiplicó en un mayor número de cajas Petri. Las características morfológicas del micelio determinadas son: el color, textura, densidad (abundante, regular o escasa) y tipo de micelio (aéreo o rastro). Para ejecutar el análisis de la tasa de extensión radial micelial de *P. ostreatus* se comenzó por acondicionar los materiales; fueron molidos a partículas finas. Se hicieron pasar por un tamizador número 18 de apertura de 1 mm, para homogenizar y establecer los tratamientos. De cada material se pesó 3g en cajas Petri de vidrio. Posteriormente se humedecieron al 65% incluyendo 2% de cal ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) y se esterilizó a 121°C por media hora. Una fracción de 1cm^2 *P. ostreatus* se colocó en el centro de la caja Petri con material esterilizado. Las cajas se incubaron a 25°C por 48 horas. El crecimiento de extensión radial de *P. ostreatus* fue observada cada 24 horas. En la caja Petri se marcó el plano cartesiano, para poder realizar las mediciones del micelio con un vernier (Gaitán-Hernández *et al.*, 2006).

La fórmula empleada para determinar la tasa de extensión radial fue la proporcionada por Sánchez *et al.* (2007) los datos se graficaron basándonos en el tiempo de extensión juntamente con la pendiente.

Resultados y discusión

En la figura 1 se aprecia el comportamiento que seguido *P. ostreatus* durante el tiempo de evaluación. El HA mostró un crecimiento pronunciado desde 432,000 segundos hasta los 604,800 y un crecimiento menor a partir de aquí hasta los 864,000 segundos; alcanzando su crecimiento máximo. El tratamiento HP presentó un crecimiento menos pronunciado alcanzando su creciente máximo en los 864,000 s. El tratamiento RM fue el de menor crecimiento de 24.33 mm en $1.21 \cdot 10^6$ s.

En la tabla uno el análisis de medias Tukey mostró tres grupos estadísticamente diferentes, el tratamiento de CS y HA mostraron diferencias altamente significativas, (Tukey 0.05) en la tasa de crecimiento diario (TCD) micelial con valores de ($5.23 \cdot 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$) y ($5.09 \cdot 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$) respectivamente perteneciendo al primer grupo, el segundo grupo encierra los tratamientos HP ($3.30 \cdot 10^{-8}$) Y PP ($1.93 \cdot 10^{-8}$). El tratamiento RM ($4.62 \cdot 10^{-9}$) pertenece al tercer grupo.

La prueba de medias de la velocidad de crecimiento se muestra en la tabla dos (VDC) más alta del micelio se registró en CS ($5.23 \cdot 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$). El micelio mostró un crecimiento uniforme con morfología algodonosa-aterciopelada en todos los sustratos probados.

Angulo *et al.* (2022) reportaron un crecimiento de *P. ostreatus* en PDA de $3.8 \cdot 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$ valor muy por debajo al encontrado en este trabajo de $5.23 \cdot 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$. Coello-Loor *et al.* (2017) obtuvieron una velocidad de crecimiento radial de *P. ostreatus* de $1.58 \cdot 10^{-7} \text{ m s}^{-1}$ en una mezcla de cascarilla de arroz y PDA. Martínez *et al.* (2015) reportan una velocidad de crecimiento de $2.15 \cdot 10^{-7} \text{ m s}^{-1}$ de *P. ostreatus* PI-AA en orujos de pera.

Ma *et al.* (2020) indican una tasa de crecimiento diario de $6.13 \cdot 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$ para la mezcla de núcleos de pañal-residuos de café-bagazo de caña-cáscara de plátanos-cascarón de huevos (5: 2: 1: 1: 1) y $5.9 \cdot 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$ para la mixtura de núcleos de pañal-residuos de café-bagazo de caña-cáscara de plátanos-cascarón de huevos (6: 1: 1: 1: 1); el tratamiento CS reportó $5.23 \cdot 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$ y HA $5.09 \cdot 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$ en este trabajo. Esta diferencia probablemente se deba a la fuente de nutrición existente en el sustrato. El sustrato es fuente de celulosa la cual es de fácil degradación y asimilación para el género *Pleurotus*.

Conclusiones

Estos resultados sugieren que CS y HA pueden ser una alternativa viable para la producción primaria de *P. ostreatus*, ya que los valores de TCD y VDC fueron similares a los obtenidos con PDA (TCD $5.13 \cdot 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$) y (VDC $5.13 \cdot 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$) medio sintético idóneo para la producción de micelio. *P. ostreatus* mostró una capacidad adaptativa en los tratamientos CS y HA, esto en relación TCD Y VCD. El crecimiento micelial con mayor pendiente positiva lo mostraron HA Y HP.

Agradecimientos

El agradecimiento sincero a el CIIDIR-OAXACA por las facilidades prestadas para la realización del trabajo. Al evento académico realizado por ITSON, gracias por el espacio, atención y acompañamiento en el proceso durante el VI Congreso Nacional y el I Congreso de Tecnología y Ciencias Ambientales. Gracias a la sociedad mexicana por su apoyo durante toda la investigación.

Tablas**Tabla 1.** Prueba de medias Tukey en TCD

Tratamiento	Media (m s ⁻¹)	Agrupación
CS	5.23*10 ⁻⁸	A
HA	5.09*10 ⁻⁸	A
HP	3.30*10 ⁻⁸	AB
PP	1.93*10 ⁻⁸	AB
RM	4.62*10 ⁻⁹	B

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes. CS: residuos de carrizo silvestre (*Arundo donax*), PP: poda de pasto (*Sporobolus cryptandrus*), RM: rastrojo de maíz (*Zea mays*), HP: hojas de pinos (*Pinus spp.*) y HA: helecho de agua (*Salvinia spp.*). m: metros, s: segundos

Tabla 2. Prueba de medias Tukey en VCD

Tratamiento	Media (m s ⁻¹)	Agrupación
CS	5.23*10 ⁻⁸	A
HA	5.23*10 ⁻⁸	A
HP	3.30*10 ⁻⁸	AB
PP	1.94*10 ⁻⁸	AB
RM	4.62*10 ⁻⁹	B

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes. CS: residuos de carrizo silvestre (*Arundo donax*), PP: poda de pasto (*Sporobolus cryptandrus*), RM: rastrojo de maíz (*Zea mays*), HP: hojas de pinos (*Pinus spp.*) y HA: helecho de agua (*Salvinia spp.*). m: metros, s: segundos

Figuras

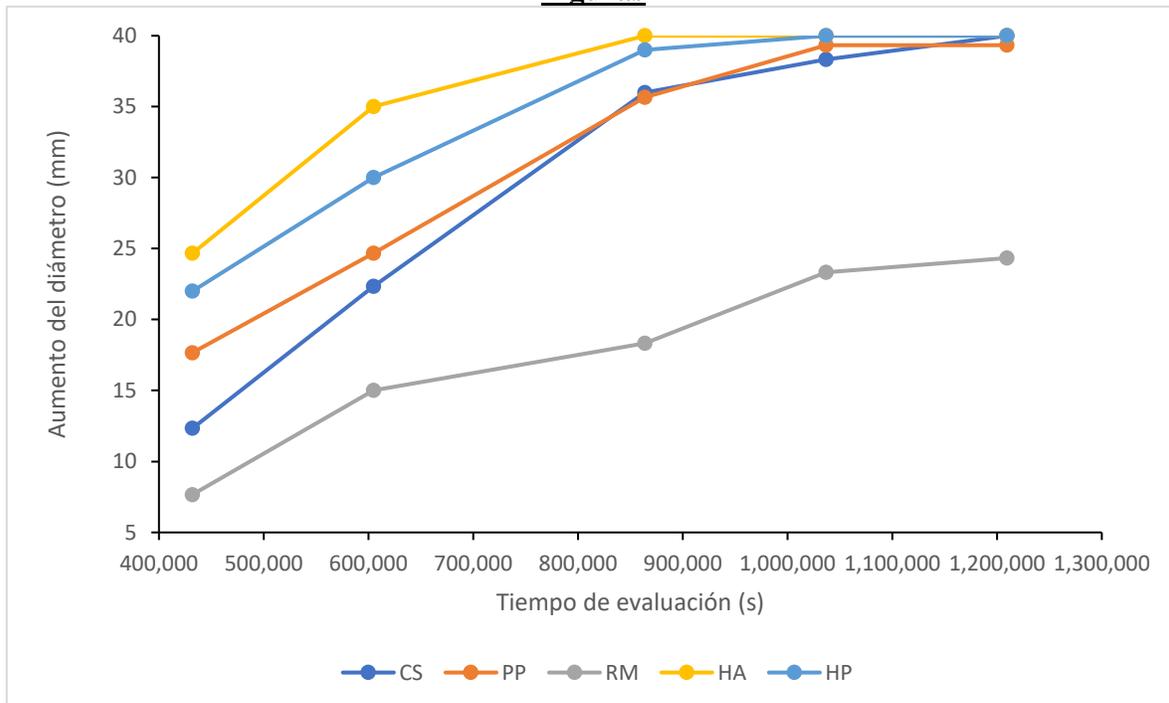


Figura 1. Crecimiento micelial promedio *in vitro* de *Pleurotus ostreatus* en distintos sustratos. CS: residuos de carrizo silvestre (*Arundo donax*), PP: poda de pasto (*Sporobolus cryptandrus*), RM: rastrojo de maíz (*Zea mays*), HP: hojas de pinos (*Pinus spp.*) y HA: helecho de agua (*Salvinia spp.*). m: metros, s: segundos.

Apéndice

$$TER = \frac{\sum_{i=1}^n (x_1 - \bar{x})(y_1 - \bar{y})}{\sum_{i=1}^n (x_1 - \bar{x})^2}$$

Donde: TER=Tasa de Extensión Radial; x=tiempo (h); y= radio de la colonia (mm) en el tiempo.

Referencias

- Angulo- Zubieta, F. M., Mamani-Zanchez, B., & Nova-Pinedo, M. (2022). CRECIMIENTO IN VITRO DE HONGO OSTRA (*Pleurotus ostreatus*) EN DIFERENTES MEDIOS DE CULTIVO. *Revista de Investigación e Innovación Agropecuaria y de Recursos Naturales, Bolivia*, 9, 0–2. <https://doi.org/10.53287/yspr1253nr82s>
- Chávez-Porras, Á., & Rodríguez-González, A. (2016). Aprovechamiento de residuos orgánicos agrícolas y forestales en Iberoamérica. *Academia y Virtualidad*, 9(2), 90–107. <https://doi.org/10.18359/ravi.2004>
- Coello-Loor, C. D., Avellaneda-Cevallos, J. H., Barrera-Álvarez, A. E., Peña-Galeas, M. M., Yépez Macías, P. F., & Racines-Macías, E. R. (2017). Evaluación del crecimiento y producción de biomasa de dos cepas del género *Pleurotus* spp., cultivadas en un medio agar con diferentes sustratos. *Ciencia y Tecnología*, 10(2), 33–39. <https://doi.org/10.18779/cyt.v10i2.164>
- Gaitán-Hernández, R., Salmones, D., Pérez-Merlo, R., & Mata, G. (2006). *Manual práctico del cultivo de setas: aislamiento, siembra y producción* (1a ed. 2a). Instituto de Ecología, A.C.
- Ma, N. L., Khoo, S. C., Peng, W., Ng, C. M., Teh, C. H., Park, Y. K., & Lam, S. S. (2020). Green application and toxic risk of used diaper and food waste as growth substitute for sustainable cultivation of oyster mushroom (*Pleurotus ostreatus*). *Journal of Cleaner Production*, 268, 122272. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122272>
- Martínez-Carrera, D., Morales, P., Sobal, M., Bonilla, M., & Martínez, W. (2007). México ante la globalización en el siglo XXI: el sistema de producción-consumo de los hongos comestibles. In J. E. Sánchez, D. Martínez-Carrera, G. Mata, & H. Leal (Eds.), *El cultivo de setas Pleurotus spp. en México* (p. 20). ECOSUR-CONACYT.
- Martínez, D. A., Buglione, M. B., Filippi, M. V., Reynoso, L. C., Rodríguez, G. E., & Agüero, M. S. (2015). Evaluación del crecimiento micelial de *Pleurotus ostreatus* y *Agrocybe aegerita* sobre orujos de pera. *Anales de Biología*, 37, 1–10.
- Rodríguez-Valencia, N., Araque-Fonseca, M. L., & Perdomo-Perdomo, F. (2006). Preparación de sustratos para hongos comestibles y medicinales. In *proyecto* (Issue 1, pp. 1–16). FNC-Cenicafé.
- Sánchez-Vázquez, J., Martínez-Carrera, D., Mata, G., & Leal-Lara, H. (2007). *El cultivo de setas Pleurotus spp. en México* (H. Sánchez-Vázquez, J; Martínez-Carrera, D; Mata, G; Leal-Lara (Ed.); 1 a, Issue January 2007). Colegio de la Frontera Sur.
- Sanchez, Jose E; Royse, D. J. (Ed.). (2017). *La biología, el cultivo y las propiedades nutricionales y medicinales de las setas Pleurotus spp.* El Colegio de la Frontera Sur.
- Tapia-López, A. (2019). *Tecnologías aplicadas a la Industrialización de hongo seta (Pleurotus ostreatus)*. Universidad Autónoma del Estado de México.

Área temática:
Toxicología y salud
ambiental

Capítulo XXIII. Análisis de las defunciones asociadas con la exposición a PM_{2.5} en la población adulta de la Zona Metropolitana del Valle de Toluca durante 2015-2017

Alma Angélica Neria-Hernández^{1*}; Araceli Amaya-Chávez¹; Arturo Colín-Cruz¹; Violeta Mugica-Álvarez²; Juan Carlos Sánchez-Meza¹

¹Fac. Quím. Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca y Paseo Colón. La Moderna, 50100, Toluca, México, México. ²Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad AZC. San Pablo Xalpa 180, Reynosa Tamaulipas, 02200, Azcapotzalco, CDMX, México

*Autor de correspondencia: angelica87neria@gmail.com

Resumen

Los Informes Nacionales de Calidad del Aire de 2015-2017 (INECC, 2016; 2017 y 2018), sitúan a la Zona Metropolitana del Valle de Toluca (ZMVT) como la ciudad con mayor concentración de PM_{2.5}. La exposición a PM_{2.5} está asociada a enfermedades cardiovasculares y respiratorias, así como al cáncer (OMS, 2021). Con base en esta problemática, el presente trabajo tiene por objetivo estimar el número de defunciones en la población adulta (>30 años) de la ZMVT que están asociadas con la exposición a PM_{2.5} durante los años 2015-2017. La estimación de las muertes asociadas a PM_{2.5} se realizó a través de una evaluación de impacto usando el software AirQ+ desarrollado por la OMS, así como también se realizó un análisis de carga de enfermedad para estimar las muertes por afecciones específicas como Enfermedad Pulmonar Obstructiva (EPOC), Cáncer de Pulmón (CP), Enfermedad Isquémica del Corazón (EIC) y Accidentes Cerebro Vasculares (ACV) atribuibles a PM_{2.5}. Se observó que la actual Guía de Calidad del Aire de la OMS para PM_{2.5} de 15 µg/m³ en 24 h se rebasó en al menos 80% de los días del año en todas las estaciones de monitoreo. Mientras que con respecto al límite anual de la OMS de PM_{2.5}, de 5 µg/m³, éste se rebasó 6 veces durante los tres años analizados. En el 2017 se presentó la mayor concentración de PM_{2.5} y en consecuencia, el mayor número de muertes asociadas, 730. EPOC fue la enfermedad con mayor número de muertes asociadas a PM_{2.5}. La proporción promedio atribuible a PM_{2.5} en la ZMVT, 13%, es mayor que la proporción estimada por AirQ+ en CDMX, 7.39% (PAHO, 2022).

Palabras clave: PM_{2.5}, calidad del aire, AirQ+, EPOC

Analysis of the mortality associated with exposure to PM_{2.5} in the adult population of the Toluca Valley Metropolitan Area during 2015-2017

Abstract

The 2015-2017 Mexican National Air Quality Reports, place Toluca Valley Metropolitan Area (TVMA) as the city with the highest concentration of PM_{2.5} (INECC, 2016; 2017 and 2018). Exposure to PM_{2.5} is associated with cardiovascular and respiratory diseases, as well as cancer (WHO, 2021). Based on this problem, the aim of present work was to estimate the number of deaths in the adult population (>30 years) from TVMA that are associated with exposure to PM_{2.5} during 2015-2017. The estimation of deaths associated with PM_{2.5} was carried out through an impact evaluation using the AirQ+ software, developed by the WHO, as well as a burden of disease analysis to estimate the number of deaths caused by specific affections such as Obstructive Pulmonary Disease. (COPD), Lung Cancer (LC), Ischemic

Heart Disease (IHD) and Stroke attributable to PM_{2.5}. It was observed that the current WHO Air Quality Guideline for PM_{2.5} of 15 µg/m³ in 24h was exceeded on at least 80% of the days of the year in all monitoring stations. Whereas the PM_{2.5} annual limit of the WHO of 5 µg/m³, was exceeded 6 times during the three years analyzed. 2017 presented the highest concentration of PM_{2.5} and, consequently, the highest number of associated deaths, 730. COPD was the disease with the highest number of deaths related to PM_{2.5}. The PM_{2.5} attributable proportion estimated for TVMA, 13%, was higher than the 7.39% attributable proportion estimated for Mexico City by AirQ+ (PAHO, 2022).

Keywords: PM_{2.5}, Air quality, AirQ+, COPD

Introducción

De acuerdo con el último censo de 2020, la ZMVT tiene una población de 4,188,804 habitantes (INEGI, 2022) y cuenta con una extensión de 2,410.5 km² divididos en 15 municipios (SEDATU, 2018). Esta ciudad ha atravesado por un proceso de industrialización desde la década de los 60's, lo cual ocasionó un incremento en el parque vehicular, en la población y en el número de industrias (Orozco-Hernández *et al.*, 2003) superando las 11,000 unidades económicas (SMAGEM, 2012). Actualmente existe una proporción de un vehículo por cada 4 habitantes (INEGI, 2022) debido a la ausencia de un sistema masivo de transporte público.

La dispersión de los contaminantes del aire es afectada por factores geofísicos como la orografía que circunscribe parcialmente al valle y que también ocasiona inversiones térmicas frecuentes en la época seca fría (SMAGEM, 2012). Toluca es una de las ciudades más altas de México con una altura promedio de 2,610 msnm, por lo que la combustión es menos eficiente y la radiación solar es más intensa favoreciendo la formación de contaminantes secundarios (Zalakeviciute *et al.*, 2018).

Los informes Nacionales de Calidad del Aire, situaron a la ZMVT como la ciudad con mayor concentración de PM_{2.5} durante 2015-2017 (INECC, 2016; 2017 y 2018). Esto representa un riesgo para la salud de la población ya que la exposición a altas concentraciones de PM_{2.5} está asociada a enfermedades cardiovasculares, respiratorias y cáncer (OMS, 2021) debido a la composición de las partículas. Diversos estudios conducidos en la ZMVT han demostrado la presencia de metales pesados, esporas y microorganismos en ellas (Romero-Guzmán *et al.*, 2018; Ávila-Pérez *et al.*, 2019; Romero-Guzmán *et al.*, 2021). El Centro Estatal de Vigilancia Epidemiológica y Control de Enfermedades del Estado de México (CEVECE), realizó un análisis de riesgo sanitario por exposición a PM₁₀, estimando los factores de función-respuesta y los casos atribuibles a la mala calidad del aire con base en los datos de monitoreo de PM₁₀ de 2011, estimando hasta 1,531 muertes por enfermedad aguda y crónica (CEVECE, 2012).

La Organización Mundial de la Salud calcula que cada año la exposición a la contaminación del aire causa 7 millones de muertes prematuras y provoca la pérdida de otros tantos millones de años de vida saludable (OMS, 2021). Para realizar este tipo de estimaciones, la OMS diseñó el software AirQ+ para calcular la magnitud de los impactos de la contaminación del

aire en la salud de una población determinada. Este software considera la exposición a corto y largo plazo a la contaminación del aire ambiental por varios contaminantes, y al aire en el hogar por el uso de combustibles sólidos. Todos los cálculos realizados por AirQ+ se basan en metodologías y funciones de concentración-respuesta establecidas en estudios epidemiológicos. Las funciones de concentración-respuesta utilizadas en el software son producto de la revisión sistemática de todos los estudios disponibles y su metanálisis (OMS, 2022). AirQ+ ha sido usado en varios países para realizar estimaciones de impacto (Rovira *et al.*, 2020; Mirzaei *et al.*, 2021; Naghan *et al.*, 2022). Sus resultados proporcionan un contexto robusto para la evaluación y desarrollo de políticas públicas ambientales.

Se han realizado estudios comparativos del uso de AirQ+ con respecto a otro software usado con el mismo fin de estimar la mortalidad por exposición a contaminantes atmosféricos que es el BenMAP, encontrando que los resultados calculados usando AirQ+ y BenMAP concuerdan bien si se emplean datos de entrada similares (Mirzaei *et al.*, 2021; Sacks *et al.*, 2020)

El presente trabajo tuvo como objetivo estimar el número de defunciones en la población adulta (>30 años) de la ZMVT, que están asociadas con la exposición a PM_{2.5} durante los años 2015-2017 a través del uso del AirQ+.

Material y métodos

El área de estudio fue acotada a los municipios de Lerma, Metepec, San Mateo Atenco y Toluca con el fin de tener representatividad de los datos de monitoreo con base en el alcance de las estaciones. En el Valle de Toluca existen tres estaciones climáticas: Seca-Fría, de noviembre a febrero, Seca-Caliente, de marzo a mayo y Lluvia, de junio a octubre (SMAGEM, 2012). Con base en la rosa de vientos elaborada con los datos de monitoreo de 2017 (Figura 1) se observa que la dirección predominante de los vientos en el valle es de SE a NO, con otro vector importante de NE a SO.

Se consideraron los datos de seis estaciones de monitoreo para realizar el análisis: San Cristóbal Huichochitlán (SC), Oxtotitlán (OX), Toluca Centro (CE), Ceboruco (CB), Metepec (MT) y San Mateo (SM), en la Tabla 1 se presentan las coordenadas geográficas de las estaciones de monitoreo, mientras que la Figura 1 ilustra la ubicación de las estaciones, las zonas industriales, así como la rosa de los vientos de la ZMVT elaborada con los datos de 2017.

Con el fin de evaluar el cumplimiento de las Guías de Calidad del Aire de la OMS 2021 para PM_{2.5} en la ZMVT, se calcularon los promedios de 24h de PM_{2.5} de cada estación de monitoreo y se compararon el límite de la OMS de PM_{2.5} (15 µg/m³ en 24h). Asimismo, se compararon las concentraciones anuales promedio con el límite anual de la OMS de PM_{2.5} (5 µg/m³ anual).

Para la ejecución del Software AirQ+, fue necesario recabar ciertos datos como el promedio anual de PM_{2.5} de la ZMVT, datos epidemiológicos y de población. El promedio anual de

PM_{2.5} se calculó como un promedio de las concentraciones de PM_{2.5} de las estaciones de monitoreo de la Red de Monitoreo Atmosférico para cada año.

La estimación del número de muertes naturales de la población adulta (<30 años) atribuibles a la exposición a PM_{2.5} se realizó a través de la función de AirQ+: Análisis de Impacto, para lo cual fue necesario analizar e introducir el número anual de muertes naturales (CIE-10), estos datos fueron obtenidos de INEGI (2022). Asimismo, la población para cada municipio mencionado para cada año y estrato fue obtenida a partir de CONAPO (2022). Se usaron los factores de riesgo relativos precargados en AirQ+, 1.062 (1.04-1.083), ya que los promedios de PM_{2.5} estaban dentro del rango de alcance.

Mediante la función de Análisis de Carga de Enfermedad, se realizó un estimado de las muertes por afecciones específicas como Enfermedad Pulmonar Obstructiva (EPOC), Cáncer de Pulmón (CP), Enfermedad Isquémica del Corazón (EIC) y Accidentes Cerebro Vasculares (ACV) atribuibles a PM_{2.5}. Las muertes de la población adulta (<30 años) registradas para cada año y por cada afección, fueron obtenidas de INEGI (2022). Se realizó un análisis de carga de enfermedad para cada una. Los datos de población promedios anuales de PM_{2.5} y casos de mortalidad introducidos al software AirQ+ se presentan en la Tabla 2.

Resultados y discusión

Del comparativo de los promedios de 24h con los límites de OMS para PM_{2.5}, se observó que el límite de la OMS se rebasa en al menos 80% de los días del año en todas las estaciones durante los 3 años de análisis (Figura 2). La Figura 3 muestra que las estaciones de SC y SM, ubicadas al norte, son aquellas donde más días al año se excede el límite (>95%), debido a que ambos sitios se encuentran viento abajo de zonas industriales (Romero *et al.*, 2018), como se muestra en la Figura 1, y donde también la quema de biomasa es una práctica común (SMAGEM, 2018).

La concentración promedio anual de PM_{2.5} de la ZMVT, calculada como un promedio de las 6 estaciones de monitoreo, excedió hasta 6 veces el límite anual de PM_{2.5} de la OMS de 5 µg/m³ en cada uno de los años del estudio.

Los resultados de la ejecución del software AirQ+ mediante las funciones de Análisis de Impacto y de Carga de Enfermedad se presentan en la Tabla 3 y Figura 4. En éstas puede observarse que el año con mayor concentración de PM_{2.5} (34.18 µg/m³) fue 2017 y con base en el análisis de impacto realizado con AirQ+, fue también el año con el mayor número de muertes estimadas atribuibles a la exposición a PM_{2.5}, 730, que representa un 13.5% de las muertes naturales generales reportadas en 2017. Esta cantidad de muertes es menor a las 1,531 muertes por enfermedad crónica y aguda atribuibles a la mala calidad del aire que fueron estimadas por el Centro Estatal de Vigilancia Epidemiológica y Control de Enfermedades del Estado de México (CEVECE) con base en los datos de monitoreo de PM₁₀ de 2011 (CEVECE, 2012), probablemente debido a que la concentración promedio anual de PM₁₀ en la ZMVT en 2011 fue de 95 µg/m³.

El análisis de carga de enfermedad determinó que EPOC es la afección con mayor número estimado de muertes atribuibles a $PM_{2.5}$, representando un 10% de las muertes generales estimadas atribuibles a $PM_{2.5}$, seguido de ACV, CP y EIC.

La Tabla 4 presenta un comparativo de los datos obtenidos para la ZMVT con AirQ+ con respecto a otros estudios realizados con el mismo software en otras ciudades. Como puede apreciarse, la proporción atribuible estimada de muertes por exposición a $PM_{2.5}$ es proporcional a la concentración promedio de $PM_{2.5}$. La proporción promedio atribuible a $PM_{2.5}$ en la ZMVT es mayor que la proporción estimada por AirQ+ en CDMX (PAHO, 2022) debido a que la concentración de $PM_{2.5}$ en la Ciudad de Toluca es mayor que en la Ciudad de México.

Conclusiones

La concentración promedio anual de $PM_{2.5}$ de la ZMVT excedió hasta 6 veces el límite anual de $PM_{2.5}$ de la OMS de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en cada uno de los años del estudio. Mientras que el límite de 24h se excede en al menos 80% de los días del año en todas las estaciones de monitoreo de la ZMVT, siendo las estaciones de la zona norte del municipio de Toluca, San Mateo Atenco y sur de Lerma donde más días al año se excede el límite (>95%).

Mediante el uso del software AirQ+ de la OMS fue posible estimar el número de muertes atribuibles a la exposición a $PM_{2.5}$, así como la cantidad estimada de muertes por afecciones específicas en la población adulta (>30 años) en los municipios de Toluca, Metepec, Lerma y San Mateo Atenco durante los años de 2015-2017. Los datos obtenidos son congruentes con lo reportado en otros estudios en distintas ciudades.

La importancia de hacer la estimación del número de muertes atribuibles a la exposición a $PM_{2.5}$ es para que los tomadores de decisiones y los investigadores tomen como base la información generada para la propuesta de estrategias de vigilancia epidemiológica y de prevención y mitigación de la contaminación atmosférica por $PM_{2.5}$.

Agradecimientos

Se agradece al Consejo de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el financiamiento del proyecto 316642.

Referencias

- Ávila-Pérez, P., Ortiz-Oliveros, H. B., Zarazúa-Ortega, G., Tejeda-Vega, S., Villalva, A., & Sánchez-Muñoz, R. (2019). Determining of risk areas due to exposure to heavy metals in the Toluca Valley using epiphytic mosses as a biomonitor. *Journal of Environmental Management*, 241, 138–148.
- CEVECE (2012). Efectos en salud por contaminación atmosférica. Toluca, Estado de México
- CONAPO (2022). <https://www.gob.mx/conapo>. Consultada en Sep 2022
- INECC (2016). Informe Nacional de Calidad del Aire 2015, Ciudad de México, México
- INECC (2017). Informe Nacional de Calidad del Aire 2016, Ciudad de México, México

- INECC (2018). Informe Nacional de Calidad del Aire 2017, Ciudad de México, México
- INEGI. (2021). <https://www.inegi.org.mx/>. Consultado en Sep, 2022
- Malakootian, M., & Mohammadi, A. (2020). ESTIMATING HEALTH IMPACT OF EXPOSURE TO PM 2.5, NO 2 AND O 3 USING AIRQ+ MODEL IN KERMAN, IRAN. *Environmental Engineering & Management Journal (EEMJ)*, 19(8).
- Mirzaei, A., Tahiri, H., & Khorsandi, B. (2021). Comparison between AirQ+ and BenMAP-CE in estimating the health benefits of PM2. 5 reduction. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 14(6), 807-815.
- Mukooza, E. K., & Kizza-Nkambwe, S. Health Risk Associated with Near-Road Ambient Air Concentration of Particulate Matter in Mukono Municipal Council, Uganda. *Health*, 9(1).
- Naghan, D. J., Neisi, A., Goudarzi, G., Dastoorpoor, M., Fadaei, A., & Angali, K. A. (2022). Estimation of the effects PM2. 5, NO2, O3 pollutants on the health of Shahrekord residents based on AirQ+ software during (2012-2018). *Toxicology Reports*.
- OMS (2021). Ambient (outdoor) air pollution. Disponible en [https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)
- OMS (2022). AirQ+: key features. Disponible en: https://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0007/309994/AirQ1-0-Key-features.pdf
- Orozco Hernández, E., Teresa, M., & Salazar, S. (2003). Organización socioeconómica y territorial en la región del Alto Lerma, Estado de México Socioeconomic and territorial organization in the Alto Lerma region, *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. ISSN 0188-4611, Núm. 53, 2004, pp. 163-184*
- PAHO (2022). Webinario: Uso de AirQ+ para avanzar las políticas públicas en salud y calidad del aire. Disponible en <https://www.youtube.com/watch?v=8IcKO1tKmb8>
- Romero-Guzmán, E. T., Hernández-Mendoza, H., Kuri-Cruz, A., & Reyes-Gutiérrez, L. R. (2018). Airborne particulate material in Metropolitan Zone of Toluca Valley (Mexico) by SEM and ICP-SFMS. *Chemistry and Ecology*, 34(5), 482-494.
- Romero-Guzmán, E. T., Reyes-Gutiérrez, L. R., Hernández-Mendoza, H., Uría-Gómez, L. C., & Gutiérrez-Reyes, J. (2021). An overview of bioaerosols suspended in the atmosphere of metropolitan zone of Toluca Valley. *Journal of the Mexican Chemical Society*, 65(2), 214–224. <https://doi.org/10.29356/jmcs.v65i2.1445>
- Rovira, J., Domingo, J. L., & Schuhmacher, M. (2020). Air quality, health impacts and burden of disease due to air pollution (PM10, PM2. 5, NO2 and O3): Application of AirQ+ model to the Camp de Tarragona County (Catalonia, Spain). *Science of The Total Environment*, 703, 135538.
- Sacks, J. D., Fann, N., Gumy, S., Kim, I., Ruggeri, G., & Mudu, P. (2020). Quantifying the Public health benefits of reducing air pollution: Critically assessing the features and capabilities of WHO's AirQ+ and US EPA's environmental benefits mapping and analysis program—Community edition (BenMAP—CE). *Atmosphere*, 11(5), 516.
- SEDATU. (2018). Delimitación de las zonas metropolitanas de México 2015. México

- SMAGEM. (2012). Programa para Mejorar la Calidad del Aire del Valle de Toluca (2012-2017). México
- Zalakeviciute, R., López-Villada, J., & Rybarczyk, Y. (2018). Contrasted effects of relative humidity and precipitation on urban PM_{2.5} pollution in high elevation urban areas. *Sustainability*, 10(6), 2064

Tablas

Tabla 1. Estaciones de Monitoreo consideradas para el estudio y su ubicación

CLAVE	Nombre	Municipio	Ubicación	
SC	San Cristóbal Huichochitlán	Toluca	19° 19' 38.0'' N	99° 38' 3.44'' O
OX	Oxtotitlán	Toluca	19° 17' 0.40'' N	99° 41' 0.56'' O
CE	Toluca Centro	Toluca	19° 16' 41.1'' N	99° 39' 23.1'' O
CB	Ceboruco	Toluca	19° 15' 37.1'' N	99° 38' 44.6'' O
MT	Metepec	Metepec	19° 16' 12.7'' N	99° 35' 42.7'' O
SM	San Mateo	San Mateo Atenco/Lerma	19° 16' 49.5'' N	99° 32' 30.0'' O

Tabla 2. Datos introducidos al AirQ+

	2015	2016	2017
Promedio anual PM _{2.5} ZMVT (µg/m ³)	31.8	33.73	34.18
Población adulta >30 años (Lerma, Metepec, San Mateo Atenco y Toluca)	635,652	653,372	670,449
Defunciones generales CIE-10	4,884	5,211	5,396
Defunciones por EPOC	243	73	59
Defunciones por CP	42	11	8
Defunciones por EIC	37	6	6
Defunciones por ACV	48	9	15

Tabla 3. Resultados de los análisis de Impacto y Carga de Enfermedad del AirQ+

	2015	2016	2017
Muertes estimadas asociadas con PM _{2.5}	600	695	730
Proporción atribuible estimada	12.19% (8.19-15.56)	13.3% (8.89-17.24)	13.54% (9.05-17.57)
Muertes estimadas EPOC por PM _{2.5}	58	73	59
Muertes estimadas CP por PM _{2.5}	7	11	8
Muertes estimadas EIC por PM _{2.5}	7	6	6
Muertes estimadas ACV por PM _{2.5}	8	9	15

Tabla 4. Comparativo de los resultados del presente estudio con otras estimaciones realizadas con AirQ+ en otras ciudades

	ZMVT (2015-2017)	CDMX (2017) (PAHO, 2022)	Mukono, Uganda (2020) (Mukooza & Kizza- Nkambwe, 2022)	Shahrekord, Irán (2017) (Naghan <i>et al.</i> , 2022)
Concentración promedio anual PM _{2.5} (µg/m ³)	33.23	22.76	30.97	41.2
Proporción atribuible estimada	13.01%	7.39%	11.34%	17.11%

Figuras

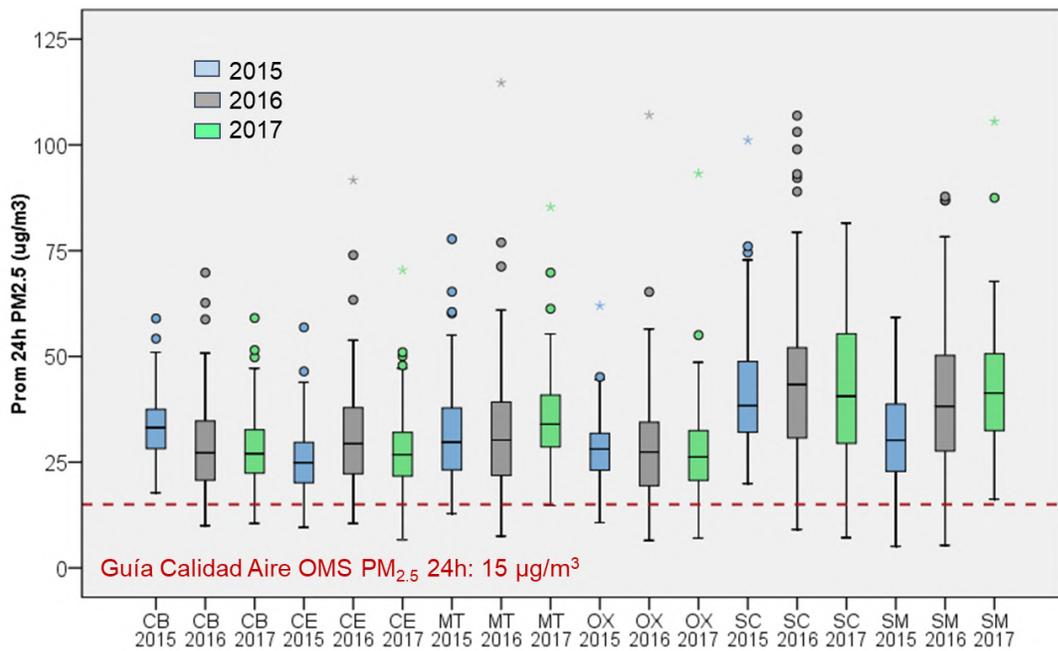


Figura 1. Promedios 24h de PM_{2.5} para 6 estaciones de monitoreo de la ZMVT durante 2015-2017

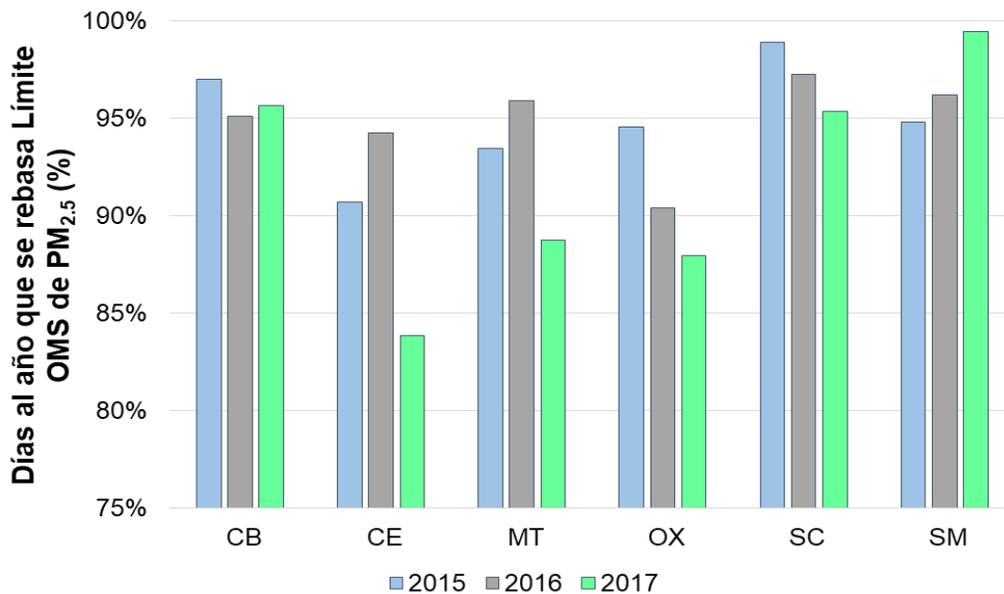


Figura. 2 porcentajes de días al año que se rebasa el límite de la OMS para PM_{2.5} en 6 estaciones de monitoreo de la ZMVT durante 2015-2017

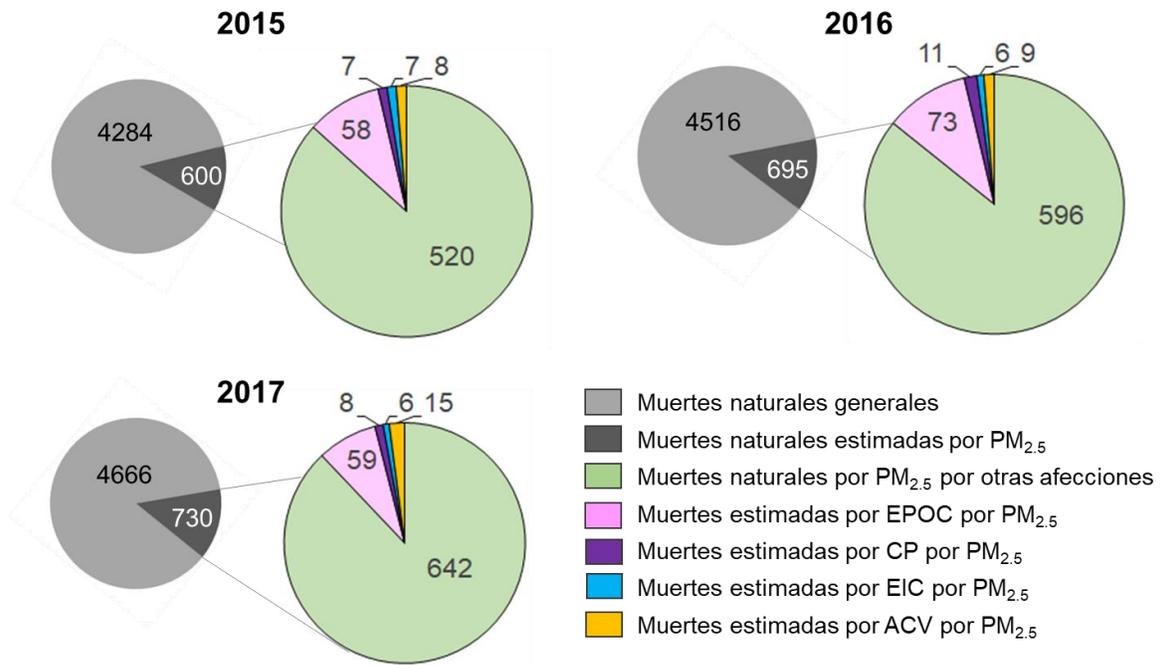


Figura. 3 Distribución de las muertes de población adulta (<30 años) de la ZMVT estimadas y atribuibles a la exposición a PM_{2.5} durante a 2015-2017

*“Avances científicos y tecnológicos de las ciencias ambientales en el contexto de manejo y
tratamiento de la contaminación”*

es producto del VI Congreso Nacional y
I Congreso Internacional de Tecnología y Ciencias Ambientales,

Esta obra se terminó de editar en diciembre del 2022, en Ciudad Obregón, Sonora;
por la Oficina de Publicaciones del Instituto Tecnológico de Sonora y

Fue puesto en línea para su disposición en el sitio

www.itson.mx

en la sección de Publicaciones.

Avances científicos y tecnológicos de las ciencias ambientales en el contexto de manejo y tratamiento de la contaminación

La presente obra, reúne los trabajos presentados en el VI Congreso Nacional y I Congreso Internacional De Tecnología y Ciencias Ambientales realizado en el Instituto Tecnológico de Sonora, organizado por el Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, a través de sus Programas Educativos de Ingeniero en Ciencias Ambientales e Ingeniero Químico, de la Maestría en Ciencias en Ingeniería Química y de sus cuerpos académicos de Tratamiento de Aguas y Tecnologías Alternas, de Ciencias del Agua y de Biotecnología para el tratamiento y aprovechamiento de residuos. Este evento se llevó a cabo, en modalidad virtual-presencial, después de la pandemia de COVID-19 contando con un gran éxito gracias a la participación de la comunidad científica nacional e internacional, así como académicos y estudiantes de diversas universidades e institutos de investigación.

*“Avances científicos y tecnológicos de las ciencias ambientales en el contexto de manejo y
tratamiento de la contaminación”*

es producto del VI Congreso Nacional y
I Congreso Internacional de Tecnología y Ciencias Ambientales,

Esta obra se terminó de editar en diciembre del 2022, en Ciudad Obregón, Sonora;
por la Oficina de Publicaciones del Instituto Tecnológico de Sonora y

Fue puesto en línea para su disposición en el sitio

www.itson.mx

en la sección de Publicaciones.

Avances científicos y tecnológicos de las ciencias ambientales en el contexto de manejo y tratamiento de la contaminación

La presente obra, reúne los trabajos presentados en el VI Congreso Nacional y I Congreso Internacional De Tecnología y Ciencias Ambientales realizado en el Instituto Tecnológico de Sonora, organizado por el Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, a través de sus Programas Educativos de Ingeniero en Ciencias Ambientales e Ingeniero Químico, de la Maestría en Ciencias en Ingeniería Química y de sus cuerpos académicos de Tratamiento de Aguas y Tecnologías Alternas, de Ciencias del Agua y de Biotecnología para el tratamiento y aprovechamiento de residuos. Este evento se llevó a cabo, en modalidad virtual-presencial, después de la pandemia de COVID-19 contando con un gran éxito gracias a la participación de la comunidad científica nacional e internacional, así como académicos y estudiantes de diversas universidades e institutos de investigación.