

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO
DIVISIÓN DE INGENIERÍA
DEPARTAMENTO DE CIENCIAS DEL SUELO



Determinación de la calidad del agua residual municipal tratada en un sistema secuencial bioelectroquímico modular escala semi-piloto

Por:

ANDREA PALMA CORTÉS

TESIS

Presentada como requisito parcial para obtener el título de:

INGENIERO AGRÍCOLA Y AMBIENTAL

Saltillo, Coahuila, México

Agosto de 2024

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO
DIVISIÓN DE INGENIERÍA
DEPARTAMENTO DE CIENCIAS DEL SUELO

Determinación de la calidad del agua residual municipal tratada en un sistema secuencial bioelectroquímico modular escala semi-piloto

Por:

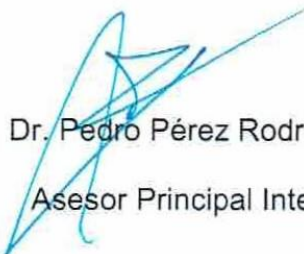
ANDREA PALMA CORTÉS

TESIS

Presentada como requisito parcial para obtener el título de:

INGENIERO AGRÍCOLA Y AMBIENTAL

Aprobada por el Comité de Asesoría:



Dr. Pedro Pérez Rodríguez
Asesor Principal Interno



Dra. Cynthia Lizeth Barrera Martínez
Asesor Principal Externo



Dra. Silvia Yudith Martínez Amador
Coasesor



M.C. Etelberto Cortez Quevedo
Coasesor

Saltillo, Coahuila, México.

Agosto de 2024

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

DIVISIÓN DE INGENIERÍA

DEPARTAMENTO DE CIENCIAS DEL SUELO

Determinación de la calidad del agua residual municipal tratada en un sistema secuencial bioelectroquímico modular escala semi-piloto

Por:

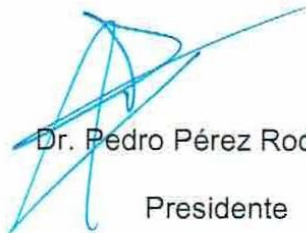
ANDREA PALMA CORTÉS

TESIS

Presentada como requisito parcial para obtener el título de:

INGENIERO AGRÍCOLA Y AMBIENTAL

Aprobada por el jurado examinador:



Dr. Pedro Pérez Rodríguez
Presidente



Dra. Silvia Yudith Martínez Amador
Vocal



M.C. Efelberto Cortez Quevedo
Vocal



Dra. Cynthia Lizeth Barrera Martínez
Vocal suplente

M.C. Sergio Sánchez Martínez

Coordinador de la División de Ingeniería

Buenvista, Saltillo Coahuila, México.

Agosto de 2024

DERECHOS DE AUTOR Y DECLARACIÓN DE NO PLAGIO

Todo material contenido en esta tesis está protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor de los Estados Unidos Mexicanos, y pertenece al autor principal quien es el responsable directo y jura bajo protesta de decir verdad que no se incurrió en plagio o conducta académica incorrecta en los siguientes aspectos:

Reproducción de fragmentos o textos sin citar la fuente o autor original (cortar y pegar); reproducir un texto propio publicado anteriormente sin hacer referencia al documento original (auto plagio); comprar, robar o pedir prestados los datos o la tesis para presentarla como propia; omitir referencias bibliográficas o citar textualmente sin usar comillas; utilizar ideas o razonamientos de un autor sin citarlo; utilizar material digital como imágenes, videos, ilustraciones, gráficas, mapas o datos sin citar al autor original y/o fuente. Así mismo, tengo conocimiento de que cualquier uso distinto de estos materiales como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor. Por lo anterior, nos responsabilizamos de las consecuencias de cualquier tipo de plagio en caso de existir y declaramos que este trabajo no ha sido previamente presentado en ninguna otra institución educativa, organización medio público o privado.

Autor principal



Andrea Palma Cortés

Asesor principal



Dr. Pedro Pérez Rodríguez

DEDICATORIA

A mi mamá Elba Cortés Martínez por apoyarme en mis estudios y en mis decisiones, siempre dándome la libertad para vivir mi vida y asesorándome para crecer como persona. A mi papá Andrés Palma Salgado por brindarme su apoyo para continuar con mis estudios y animarme a ser una mujer independiente capaz de valerse por sí misma.

A mi tía Lilia Cortez Martínez por apoyarme siempre, además de ser una inspiración y guía en mi vida muy importante.

A mi abuelo Sergio Cortés de la fuente que en paz descansa, por haber pertenecido a nuestra Alma Terra Mater.

A mi compañero Irak Sair Rodríguez por acompañarme a lo largo de mi carrera y apoyarme en los momentos que más lo necesite.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Autónoma Agraria “Antonio Narro”, mi *alma terra mater*, por abrirme la puerta de su arco principal y darme las herramientas necesarias para formarme ética y moralmente como profesionista, es un orgullo ser una Buitre y dejar en alto el nombre de mi universidad.

Al Dr. Pedro Pérez Rodríguez por su amabilidad y apoyo incondicional en mis últimos semestres, por permitirme ser partícipe de esta tesis. Por todo lo que aprendí de él y las oportunidades que me brindo para mi crecimiento profesional.

A la Dra. Cynthia Lizeth Barrera Martínez, a la Dra. Silvia Yudith Martínez Amador y al M.C. Etelberto Cortez Quevedo por su apoyo durante toda mi formación académica y la confianza de brindarme las instalaciones y el material para el desarrollo de mi tesis.

A la Q.F.B. Brenda Verónica Borrego Limón por su ayuda y apoyo para la obtención de los resultados de mi tesis, por su atención en laboratorio.

Al Fondo Destinado a Promover el Desarrollo de la Ciencia y la Tecnología (FONCYT), COECYT-Gobierno del Estado de Coahuila, proyecto COAH-2022-C19-C037 por la beca otorgada.

A todos los profesores y profesoras que formaron parte importante de mi formación profesional, por dejar algo que marcó para siempre mi vida académica.

Especialmente agradecer a mi profesor José Antonio Hernández Herrera por apoyarme a mí a mis compañeros de curso a aprender todo lo necesario para nuestra carrera profesional, por su amabilidad y contagiarnos siempre de una actitud positiva, por escucharnos y entendernos siempre.

ÍNDICE DE CONTENIDO

| | |
|--|----|
| Dedicatoria | 5 |
| Agradecimientos..... | 6 |
| Índice de figuras | 10 |
| Índice de tablas | 11 |
| Abreviaturas | 12 |
| Resumen | 14 |
| Introducción..... | 15 |
| Objetivo general | 16 |
| Objetivos específicos | 16 |
| Hipótesis..... | 17 |
| Capítulo I. Revisión de literatura | 18 |
| 1.1 El agua en el mundo | 18 |
| 1.2 Calidad del agua en México | 18 |
| 1.3 Usos del agua | 19 |
| 1.4 Clasificación de las aguas residuales | 19 |
| 1.4.1 Agua residual domestica | 19 |
| 1.4.2 Agua residual industrial | 20 |
| 1.4.3 Agua de lluvia | 21 |
| 1.4.4 Aguas residuales agrícolas..... | 21 |
| 1.5 Características fisicoquímicas de las aguas residuales | 21 |
| 1.5.1 Temperatura | 23 |
| 1.5.2 Color | 23 |
| 1.5.3 Olor | 23 |
| 1.5.4 Turbidez-transparencia | 24 |
| 1.5.5 Conductividad | 24 |
| 1.5.6 Potencial de hidrogeno | 24 |
| 1.5.7 Compuestos nitrogenados | 25 |
| 1.5.8 Compuestos de sulfuro | 25 |
| 1.5.9 Compuestos fosforados..... | 26 |
| 1.5.10 Bacterias para el tratamiento de aguas residuales | 26 |

| | |
|--|----|
| 1.6 Sistemas bioelectroquímicos | 27 |
| 1.7 Celdas de combustible microbianas..... | 28 |
| 1.8 Diseño de celdas de combustible microbianas | 28 |
| 1.9 Componentes de una celda de combustible microbiana | 29 |
| 1.10 Escalamiento de un sistema bioelectroquímico | 30 |
| Capítulo II. Materiales y métodos | 32 |
| 2.1 Ubicación del experimento | 32 |
| 2.2 Tipo de agua y lugar de colecta | 32 |
| 2.3 Determinación de la calidad del agua residual tratada | 33 |
| 2.4 Medición del número de huevos de helminto | 33 |
| 2.4.1 Reactivos (grado analítico) | 34 |
| 2.4.2 Materiales | 34 |
| 2.4.3 Equipo | 34 |
| 2.4.4 Preparación de disoluciones..... | 34 |
| 2.4.5 Procedimiento..... | 35 |
| 2.4.6 Cálculos | 36 |
| 2.5 Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅) en aguas residuales crudas y tratadas | 36 |
| 2.5.1 Reactivos | 36 |
| 2.5.1.1 Disoluciones | 37 |
| 2.5.2 Equipo y materiales | 38 |
| 2.5.3 Procedimiento..... | 38 |
| 2.5.4 Cálculos | 38 |
| 2.6 Determinación de organismos coliformes totales y fecales | 39 |
| 2.6.1 Equipo y materiales | 39 |
| 2.6.2 Medios de cultivo | 39 |
| 2.6.3 Procedimiento..... | 39 |
| 2.6.4 Expresión de resultados | 41 |
| 2.7 Medición de sólidos y sales disueltas en aguas residuales crudas y tratadas | |
| 2.7.1 Equipo | 41 |
| 2.7.2 Materiales | 42 |
| 2.7.3 Reactivos..... | 42 |
| 2.7.4 Procedimiento..... | 42 |

| | |
|---|----|
| 2.7.5 Cálculos | 43 |
| 2.8 Preparación de los materiales para construcción del SBE | 44 |
| 2.9 Construcción | 44 |
| Capítulo III. Resultados y discusiones..... | 48 |
| Conclusión..... | 53 |
| Referencias bibliográficas | 54 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1. Esquema del sistema secuencial bioelectroquímico modular escala semi-piloto | 47 |
| Figura 2. Esquema de celda de combustible microbiana (CCM)..... | 47 |
| Figura 3. Curvas de polarización en el sistema bioelectroquímico modular escala semi-piloto..... | 51 |

ÍNDICE DE TABLAS

| | |
|---|----|
| Tabla 1. Contaminantes químicos y biológicos | 22 |
| Tabla 2. Caracterización del agua residual colectada en la Planta Tratadora del Gran Bosque Urbano - Ejercito Mexicano | 32 |
| Tabla 3. Parámetros fisicoquímicos de la muestra durante el tratamiento de efluentes municipales en el SBE | 48 |
| Tabla 4. Determinación de calidad del agua residual municipal cruda y tratada por medio del sistema secuencial bioelectroquímico modular escala semi-piloto | 49 |
| Tabla 5. Parámetros electroquímicos evaluados en el sistema secuencial bioelectroquímico modular escala semi-piloto..... | 50 |

ABREVIATURAS

| | |
|------------------------|--|
| CCM | Celda de combustible microbiana |
| NOM | Norma oficial mexicana |
| NMX | Norma mexicana |
| HH | Huevos de helminto |
| SST | Solidos suspendidos totales |
| ST | Solidos totales |
| CF | Coliformes fecales |
| CT | Coliformes totales |
| OD% | Porcentaje de saturación de oxígeno disuelto |
| CONAGUA | Comisión nacional del agua |
| INEGI | Instituto nacional de estadística y geografía |
| SEMARNAT | Secretaría del medio ambiente y recursos naturales |
| Km³ | Kilómetro cúbico |
| m³ | Metro cúbico |
| mg/L | miligramos por litro |
| ppm | partes por millón |
| NMP/100ml | Número más probable por 100 mililitros |
| HH/L | Huevos de helminto por litro |
| mS/cm | mili siemens por centímetro |
| °C | Grados centígrados |
| DBO₅ | Demanda bioquímica de oxígeno |
| L/s | Litros por segundo |

| | |
|------------|-----------------------------------|
| pH | Potencial de hidrógeno |
| DQO | Demanda química de oxígeno |
| MIC | Membrana de intercambio catiónico |
| SBE | Sistema bioelectroquímicos |

RESUMEN

El agua dulce en el planeta ocupa el 2.5%, sin embargo, el agua disponible que podemos utilizar es escasa, el cambio climático ha producido fenómenos que provocan periodos de sequía e inundaciones. Es por esto que se han empezado a implementar métodos para reducir la contaminación en caudales. La presente investigación se llevó a cabo en la Universidad Autónoma Agraria “Antonio Narro”, ubicada en Saltillo Coahuila, México. El objetivo de este proyecto consistió en evaluar la calidad del agua residual tratada con mayor eficiencia en un sistema secuencial bioelectroquímico considerando las NOM correspondientes para determinar coliformes fecales y totales, huevos de helminto, DBO₅, ST y SST. Se logró una eficiencia de remoción de 42.81% en la demanda química de oxígeno, 34.18% en la demanda biológica de oxígeno, 54.17% en coliformes totales, 54.17% en coliformes fecales, 91.88% de huevos de helminto, 36.76% de sólidos totales y un 53.85% de sólidos suspendidos totales. También, se obtuvo una densidad de potencia máxima de 6.22 mW/m³ y una eficiencia coulombica de 0.0063 %. En conclusión, el sistema tuvo una excelente respuesta para el tratamiento del agua residual municipal, incrementar la calidad de los efluentes generados y la recuperación de energía eléctrica.

INTRODUCCIÓN

Cerca del 70% de la superficie de nuestro planeta está cubierta por agua de la cual el 97% es agua salada y el 3% es agua dulce, sin embargo, de esta agua dulce el 70% se encuentra en forma de glaciares, nieve o hielo, cerca del 30% en aguas subterráneas y menos del 1% (aproximadamente 0.77%) es el agua disponible para consumo humano (Funcagua, 2024).

La disponibilidad y escasez de este recurso varía en cada continente generando conflictos entre países e inclusive problemas nacionales y regionales ya que el acceso al agua es fundamental para la vida, la cultura, la economía, la salud, el desarrollo, las tecnologías, y la calidad de vida. La escasez es un fenómeno natural, pero puede ser inducido por actividades antropogénicas producido por la contaminación, por ser desperdiciada y utilizada de manera insostenible (Robles, 2007).

Para reducir la contaminación en los caudales de agua se comenzaron a utilizar metodologías que permiten eliminar un alto porcentaje de contaminantes, sin embargo, debido a la industrialización, al consumismo y otros factores, se han tenido que crear nuevas tecnologías que permitan tratar las aguas residuales de forma sustentable e inclusive innovar en cuanto al aprovechamiento de los recursos para crear sistemas eficientes que sean relativamente accesibles y de ser posible que involucre a las energías renovables (Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos, 2017).

OBJETIVO GENERAL

Evaluar la calidad del agua residual municipal tratada en un sistema secuencial bioelectroquímico modular escala semi-piloto empacado con compósitos de poliuretano y grafito.

Objetivos específicos.

1. Determinar la calidad del agua residual municipal tratada para su reusó con base en la NOM-003-SEMARNAT-1997 (Coliformes totales y fecales, huevos de helminto, DBO₅, ST y SST).
2. Evaluar la generación de voltaje, densidad de potencia y eficiencia coulombica del sistema secuencial bioelectroquímico modular empleado.

HIPÓTESIS

El empleo de un sistema secuencial bioelectroquímico modular escala semi-piloto para el tratamiento de efluentes municipales mejorará la calidad del agua tratada y generará energía eléctrica aprovechable.

CAPÍTULO I

REVISIÓN DE LITERATURA

1.1 El agua en el mundo

El agua disponible promedio al año en el mundo es de 1,386 millones de km³ aproximadamente de los cuales un 97% es agua salada, y el otro 3% es agua dulce, sin embargo, la mayoría de esta (70%) se encuentra en forma de glaciares, nieve o hielo, por lo que solo el 30% del agua dulce del mundo está disponible realmente para el consumo humano, la mayor parte en depósitos subterráneos que suelen ser de difícil acceso además al recargarse por medio de la infiltración que requiere de un periodo de recarga para evitar la sobreexplotación que puede incurrir en socavones o en intoxicaciones por altas dosis de elementos minerales o sales (Funcagua, 2024).

1.2 Calidad del agua en México

La calidad del agua se define mediante parámetros físicos, químicos y biológicos que determinaran si el agua es apta o no para el consumo humano. Para que las aguas contaminadas puedan reutilizarse deben ser tratadas considerando la NOM-003-ECOL-1997 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público. Esta norma nos dice que para poder tratar aguas residuales provenientes de descargas de uso municipal, industrial, comercial, doméstico y aquellas que hayan sido utilizadas por el hombre, hay que analizar parámetros tales como coliformes fecales, huevos de helmito, grasas y aceites, la demanda biológica de oxígeno (DBO₅) y los sólidos suspendidos totales. Cada uno de estos parámetros se deben analizar en base a NMX especificadas en esta NOM para que sean consideradas validas ante la Comisión Nacional del Agua la cual es la encargada de vigilar el cumplimiento de esta norma (PROFEPA, 1998).

1.3 Usos del agua en México

El 60.6% del agua de uso consuntivo proviene de fuentes superficiales, el 39.4% restante es obtenido de aguas subterráneas; el 75.7% de esta agua está destinada al uso agrícola en su mayor parte de las fuentes superficiales, para el abastecimiento público que abarca el uso doméstico, la industria y servicios relacionados a estas redes se utiliza el 39.4% del agua subterránea, para el uso de la industria autoabastecida (azucarera, química, petróleo, celulosa y papel) utiliza el 4.9% del agua de uso consuntivo. Hablando del uso no consuntivo tenemos la que es utilizada en energía, en plantas hidroeléctricas se utilizan alrededor de 113,228 hectómetros cúbicos de agua con las que se genera 25.3 TWh de energía eléctrica (11.2% de la total nacional), el 88.8% restante de energía es producida por la Comisión Federal de Electricidad. Para estimar el grado de presión ejercido en el recurso se dice que si es mayor del 40% existe una presión fuerte, a nivel nacional es de 19.4% por lo que se considera baja, sin embargo, regionalmente las zonas centro, norte y noreste del país ejercen una fuerte presión sobre el recurso (CONAGUA, 2021).

1.4 Clasificación de las aguas residuales

Las aguas residuales son aquellas afectadas de manera natural o antropogénica, se generan a partir de residuos líquidos domésticos, urbanos, agrícolas, pluviales o industriales, las cuales pueden contener grasas, detergentes, químicos agrícolas, materia orgánica, residuos industriales, sustancias tóxicas, entre otros contaminantes (Fibras y Normas de Colombia S.A.S., 2018).

1.4.1 Agua residual doméstica

Las aguas residuales domésticas, son aquellas que provienen de las actividades cotidianas de las personas, como el uso de baños, cocinas y lavanderías. El agua pierde su potabilidad para consumo cuando se alteran las características fisicoquímicas y biológicas, en el caso de las aguas residuales domésticas

contienen materia orgánica, sólidos, gérmenes patógenos, nitrógeno, fósforo y otros compuestos orgánicos e inorgánicos. Algunos compuestos que podemos encontrar en estas aguas son proteínas, carbohidratos, grasas, de igual manera algunos compuestos surfactantes, fenoles, aceites, pesticidas y en menor medida algunos metales pesados y compuestos organoclorados, sin embargo, derivado de la necesidad originada por la escasez del recurso se puede reutilizar para el riego agrícola realizando un tratamiento preliminar y primario (recomendable mundialmente realizar un tratamiento a nivel terciario) necesario para que el agua cumpla con la calidad establecida en las normativas enfocadas principalmente en el aspecto microbiológico con el fin de salvaguardar la salud pública para poder reutilizar estas aguas de una manera segura, estas aguas además poseen nutrientes benéficos para algunos cultivos (Osorio Rivera, et al., 2021).

1.4.2 Agua residual industrial

Estas aguas son provenientes de actividades industriales donde utilizan el agua como medio de transporte, lavado, refrigeración, etc. se contaminan con microbios patógenos, metales pesados, materia orgánica persistente, sedimentos suspendidos o pesticidas. Los vertimientos de estas aguas se dividen en orgánico e inorgánico, con materia en suspensión y de tipo refrigerantes. Algunos metales pesados presentes en estas aguas son el cobre, manganeso, hierro y zinc y residuos orgánicos recalcitrantes. Para su vertimiento en el alcantarillado se recomienda realizar un postproceso, comúnmente se utilizan procesos físicos y de neutralización elemental poco efectivos ya que la contaminación que produce continúa siendo significativa. También se realizan tratamientos como la oxidación con ozono o hipoclorito que tienen una mayor eficacia, pero el costo de equipamiento y operación es alto por lo que su implementación se reduce (Ramírez Franco, et al., 2013).

1.4.3 Agua de lluvia

Esta agua es generada por la escorrentía captada en la parte superficial, los primeros flujos del agua de lluvia se determinan muy contaminados debido al arrastre de basura y materiales que se acumulan en la superficie de calles, techos, jardines y otras superficies. La calidad del agua es dependiente a las condiciones del sitio como los componentes presentes en el aire y suelo que alteran sus condiciones físicas, químicas y microbiológicas. Usualmente se considera el potencial de aprovechamiento de esta agua por su capacidad de potabilización y comúnmente los parámetros de calidad del agua entran dentro de los límites máximos permisibles, aun así, no es apta directamente para el consumo humano debido a su pH, turbiedad, presencia de coliformes totales, lo cual se puede solucionar con tratamientos de potabilización (Ospina Zuñiga & Ramirez Arcila, 2014).

1.4.4 Aguas residuales agrícolas

Estas aguas provienen de la escorrentía de las zonas de riego agrícola, el uso inadecuado y excesivo de agroquímicos ha producido contaminación en aguas superficiales principalmente por plaguicidas organofosforados, carbamatos, triazinas, piretroides, organoclorados e inclusive pese a su prohibición debido a su persistencia, se han encontrado residuos recientes de DDT, eldrín, aldrín, entre otros (Benitez Diaz & Miranda Contreras, 2013). La contaminación por plaguicidas comúnmente es de tipo difusa por lo que pueden encontrarse en sitios alejados al punto de aplicación ocasionando una problemática a nivel local, regional, nacional e inclusive mundialmente, puede producir efectos a largo plazo sobre la biota y en el ser humano (Rodriguez Aguilar, et al., 2019).

1.5 Características fisicoquímicas de las aguas residuales

El agua se ve contaminada al entrar en contacto con aire y suelo, de igual manera el hombre consecuente del uso doméstico, en la agricultura, minería y en la industria

añade fenoles, cianuros, cromo y detergentes al agua. La contaminación se mide en función de la calidad o las características físicas, químicas (contaminantes orgánicos e inorgánicos) y biológicas (la degradación biológica de sustancias orgánicas produce ácidos grasos, aminoácidos, carbohidratos e hidrocarburos). Los sólidos presentes en aguas residuales provienen de los reinos animal, vegetal y antropogénica (síntesis de compuestos orgánicos) generalmente son de naturaleza orgánica, el 75% de los sólidos en suspensión se encuentran en el 40% de los sólidos filtrables. Las características fisicoquímicas de las aguas residuales pueden variar ampliamente según la fuente de origen y si tuvo un tratamiento previo (Raffo Lecca & Ruiz Lizama, 2014).

Tabla 1. Contaminantes químicos y biológicos (Raffo Lecca & Ruiz Lizama, 2014).

| | | |
|-------------------|------------------------|--|
| Químicos | Químicos inorgánicos | Metales pesados, como el hierro, manganeso, plomo, mercurio, arsénico, cadmio, cobre, entre otros. |
| | | Compuestos nitrogenados, como amoniaco, nitrato y nitrito, carbonato o bicarbonato de calcio y magnesio. |
| | | Aniones, como fluoruro, sulfato y silicatos. |
| | | Sustancias orgánicas. |
| | Carácter antropogénico | Cianuros y fenoles. |
| Biológicos | Bacterias | <i>Salmonella typhi, leptospira, escherichia coli, yersinia, Vibrio cholerae, Shigella.</i> |
| | Virus | <i>Adenovirus, rotavirus.</i> |
| | Hongos | <i>Aspergillus fumigatus, candida albanicans.</i> |
| | Helmintos | <i>Ascaris lumbricoides, fasciola hepatica, Taenia saginata, trichuris trichura.</i> |

1.5.1 Temperatura

Las variaciones de temperatura en el agua afectan la solubilidad de las sales y demás propiedades químicas y microbiológicas. Las variaciones en la temperatura en las aguas residuales pueden alterar la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) debido a los cambios en la actividad biológica lo cual afecta valores como el número más probable (NMP) de microorganismos coliformes, color, pH, presencia de algas y transmisión de luz (Marin Galvin, 2020).

1.5.2 Color

Cuando el agua tiene color se debe a que existe materia orgánica en suspensión o disueltas, también por presencia de metabolitos orgánicos o sales solubles como el Fe y Mn. La razón más común de la coloración en el agua se debe a la presencia de hierro y manganeso (coloidal o en solución), también se da por desechos orgánicos en descomposición, por taninos, ácidos húmicos o algunos residuos industriales. Determinar el color es de suma importancia ya que nos permite evaluar características del agua, la fuente del color y la eficiencia de remoción mediante coagulantes (Muñoz Cruz, 2008).

1.5.3 Olor

El olor puede ser producido por causas naturales debido a gases, sales, compuestos inorgánicos, compuestos orgánicos o por el producto de organismos acuáticos, también puede producirse por circunstancias artificiales mediante compuestos orgánicos e inorgánicos. Los compuestos inorgánicos como el H₂S se reconoce por su olor a huevo podrido cuando se encuentra en altas concentraciones, mientras que cuando se encuentra en bajas concentraciones y en aguas poco oxigenadas existe el característico olor a moho o a estanque. La mayoría de las sales y minerales emiten un olor metálico o salado. Los olores producidos por compuestos orgánicos provienen en su mayoría de organismos como algas, hongos, bacterias, cianofíceas y organismos zooplanctónicos surgen

por la descomposición de la materia orgánica. El origen de los olores en el agua es debido a la presencia de materia orgánica en solución, ácido sulfúrico, sales solubles, magnesio, hierro, manganeso, fenoles, aceites y productos del cloro. Los olores suelen ser más fuertes a altas temperaturas (Marin Galvin, 2020).

1.5.4 Turbidez-transparencia

La turbidez en el agua se debe a materias suspendidas de arcilla, limos, coloides orgánicos y otros microorganismos los cuales se dividen en tres categorías, partículas orgánicas húmicas, minerales y partículas filamentosas. Este fenómeno también puede ser producido por aguas turbias de escorrentía ricas en materias orgánicas proveniente de lluvias, mientras que para la transparencia se obtiene mediante la sedimentación natural y por la presencia de algas principalmente en floración (Maldonado Ushiñahua, 2018).

1.5.5 Conductividad

La conductividad eléctrica (CE) mide la capacidad del agua para conducir electricidad, relacionada con la concentración de sales disueltas. Un aumento en la CE indica una mayor presencia de impurezas y contaminantes, lo que es crucial para el tratamiento de aguas residuales. Aunque no identifica el tipo de contaminante, cambios en la CE pueden señalar problemas en el sistema de alcantarillado, como fugas. En resumen, la CE es un indicador clave para gestionar y tratar aguas residuales, ayudando a proteger los recursos hídricos (Burson, 2024).

1.5.6 Potencial de hidrogeno

El pH es una medida de acidez o alcalinidad, este afecta la solubilidad y biodisponibilidad de nutrientes y metales pesados. A valores de pH bajos, los metales son más solubles y, por lo tanto, más tóxicos para los organismos acuáticos. El pH es fundamental para entender el comportamiento de contaminantes en aguas residuales y su impacto en el ecosistema. El pH es crucial

en el tratamiento de aguas residuales, afectando la eficiencia de procesos como coagulación, floculación y desinfección. Mantener un pH entre 6.3 y 7.6 es esencial para evitar daños y asegurar la eficacia del tratamiento. El pH también influye en los procesos biológicos y en la integridad de sistemas de recolección y distribución de agua, previniendo la corrosión e incrustación en tuberías. Ajustes de pH se realizan con carbonato de sodio, hidróxido de sodio, ácidos líquidos o CO₂ según sea necesario (Blue-White, 2023).

1.5.7 Compuestos nitrogenados

Los compuestos nitrogenados (CN) son esenciales para el metabolismo acuático, pero su exceso causa contaminación. Pueden estar en diversas formas como amonio, nitrito y nitrato, y provienen tanto de fuentes naturales (disolución atmosférica, descomposición de materia orgánica) como antropogénicas (usos industriales y domésticos). El ciclo del nitrógeno, que incluye procesos como la fijación y la nitrificación, se ve alterado por actividades humanas, aumentando la concentración de nitrógeno. El amonio es especialmente común y tóxico en su forma no ionizada, incrementándose con cambios en oxígeno disuelto, temperatura y pH (Cardenas Calvachi & Sanchez Ortiz , 2013).

1.5.8 Compuestos de sulfuro

Algunos compuestos nitrogenados presentes en las aguas son el ácido sulfhídrico (H₂S,) sulfuros, sulfitos y sulfatos provenientes de compuestos orgánicos de azufre, el H₂S no existe en medios oxigenados, sin embargo, es común encontrarlo en aguas residuales y aguas profundas. Es detectado por su olor a huevos podridos, se genera en plantas de tratamiento de aguas residuales y alcantarillado a través de la fermentación anaeróbica de materia orgánica. Es un gas incoloro y extremadamente tóxico que irrita ojos y vías respiratorias, y puede ser letal a partir de 300 ppm. En condiciones anaeróbicas, el H₂S puede volverse indetectable y mortal en espacios cerrados. La reducción del ácido sulfhídrico puede generar olores y corroer las alcantarillas en condiciones anaerobias mientras que los sulfitos

como el sulfito de sodio reduce el oxígeno disuelto del agua y previene la corrosión, sin embargo, el ion sulfito es tóxico para la vida acuática debido a su alta demanda de oxígeno (Bas, 2017).

1.5.9 Compuestos fosforados

Los fosfatos en las aguas residuales urbanas provienen principalmente de detergentes, restos de comida, orina y heces. Se presentan en formas solubles como ortofosfatos, polifosfatos y fósforo orgánico. El fósforo orgánico proviene de residuos alimenticios y micciones humanas, mientras que el inorgánico proviene de jabones, detergentes y fertilizantes agrícolas. Las aguas residuales urbanas podrían reemplazar el 40-50% del fertilizante fosforado utilizado anualmente, destacando su potencial para la recuperación y reutilización del fósforo, una problemática que pondría en riesgo los ecosistemas acuáticos es el exceso de fósforo que fomenta el crecimiento desmesurado de algas pudiendo producir problemas de eutrofización e incrementar el crecimiento de fitoplancton lo cual va a afectar directamente en la demanda bioquímica de oxígeno (Melcon Fernandez, 2019).

1.5.10 Bacterias para el tratamiento de aguas residuales.

En las aguas existen numerosos microorganismos como cianofíceas, hongos, protozoos, algas, virus y bacterias. Existen bacterias aerobias como las *pseudomonas* (procesan alcoholes, ácidos grasos, hidrocarburos, parafinas), bacterias nitrificantes (oxidan compuestos de nitrógeno) y bacterias filamentosas (oxidan compuestos de carbono) que procesan la materia orgánica y asimilan sustancias disueltas, además facilitan los procesos de oxidación y nitrificación, por otro lado, las bacterias anaerobias tenemos las bacterias hidrolíticas (descomponen proteínas, celulosa, aminoácidos), las bacterias fermentativas ácido génicas (transforma azúcares y aminoácidos), las bacterias acetogénicas (producen H₂, convierten el propiónico y determinados alcoholes en compuestos como el acetato, el hidrógeno y el CO₂) y las bacterias metanogénicas (produce metano tras la metabolización (Blue Gold, 2022).

1.6 Sistemas bioelectroquímicos

En la biotecnología actual encontramos a los sistemas bioelectroquímicos, tecnología que nos permite aplicar la capacidad de los microorganismos para catalizar reacciones que involucren transferencia de electrones (como las de óxido-reducción con las que se degradan una amplia variedad de contaminantes y compuestos orgánicos presentes en aguas residuales mediante procesos de digestión celular) con los que es posible obtener energía debido a que las bacterias generan alcoholes y algunos ácidos orgánicos a partir de monómeros hidrolizados los cuales al ser oxidados en acetato e hidrogeno provocan que en el proceso de metanogénesis de origen al metano y en el proceso de respiración celular (componentes proteicos) ocurre una transferencia de electrones y protones desde la célula hacia el ánodo que al oxidarse transporta los electrones por el circuito eléctrico y los protones traducirá el flujo de electrones al cátodo y con esto se genera una fracción de energía expresada en corriente. La respiración anaerobia va a promover el CO₂, los nitritos, nitratos y sulfatos que transportaran los electrones en el cátodo. Los microorganismos exoelectrogénicos (potencial de redox) van a influir en la cantidad de electrones que liberan y por tanto en la energía liberada dependiendo del estado de oxidación del sustrato metabolizado por estos y tendrán el potencial de oxidar la carga orgánica presente en las aguas residuales por rutas metabólicas como la glucólisis, la lipólisis y desaminación lo cual promueve la reducción de moléculas energéticas como el NADH (nicotinamida adenina dinucleótida) por la formación de piruvato y acetilo (Bustos Murillo, et al., 2023). Los sistemas bioelectroquímicos se clasifican en cuatro grandes categorías dependiendo de su modo de operación y aplicación que son: Las celdas de electrólisis microbiana (CEM) que producen compuestos químicos inorgánicos como el hidrógeno, celdas de electrosíntesis microbiana (CESM) sintetizan compuestos químicos orgánicos, celdas de desalinización microbiana (CDM) para la desalinización del agua combinado con otras funciones, y las celdas de combustible microbianas (CCM) que son las más estudiadas ya que se utilizan para la generación de energía (Aguilar Gonzales, et al., 2016).

1.7 Celdas de combustible microbianas (CCM)

Las celdas de combustible microbiano convierten la energía bioquímica en energía eléctrica por medio de microorganismos como bacterias que obtienen la energía transfiriendo electrones provenientes de materia orgánica como el acetato o de las aguas residuales a un receptor como el oxígeno dentro de un ánodo. En estas celdas las bacterias transfieren los electrones a un ánodo y después pasan por una resistencia hacia un cátodo y de esta manera los electrones se convierten en energía eléctrica y el carbono orgánico se transforma en CO₂. Por último, los protones migran hacia el cátodo en condiciones aerobias y se combinan con oxígeno formando agua, esto aumenta la eficiencia de la generación de electricidad (Buitron & Perez, 2011).

1.8 Diseño de celdas de combustible microbianas

Las celdas de combustible microbiano pueden diseñarse en base a los electrodos, los cables y la membrana de intercambio de protones o membrana de intercambio catiónico) de tres maneras, con una cámara única en la cual el ánodo y el cátodo se colocan en el mismo compartimiento donde un ánodo rectangular se acopla a un cátodo de aire poroso expuesto (diseño simple y económico), otro diseño sería una cámara doble el cual consiste en la conexión entre dos compartimientos conectados por un tubo y separado por una membrana de intercambio catiónico con un puente de sal que permite el desplazamiento de los protones hacia el cátodo y bloqueando la difusión de oxígeno en el ánodo. Estas cámaras tienen diversas estructuras ya sean rectangulares, con compartimiento cilíndrico catódico en forma de U, en miniatura, con una configuración de flujo ascendente con forma cilíndrica, entre otros. También se puede utilizar el apilado de celdas de combustible microbiano el cual consiste en realizar una serie de compartimientos con lo que se puede obtener diferentes corrientes o voltajes al combinar la cantidad adecuada de series de celdas conectadas paralelamente (Pacheco Condori & Torres Zamata, 2019).

1.9 Componentes de una celda de combustible microbiana.

La estructura base de las celdas de combustible microbianas consta de un compartimiento anaerobio (anódico) y otro aerobio (catódico) separados por una membrana de intercambio catiónico, estos compartimientos están conectados externamente con una resistencia que es por donde viajan los electrones del ánodo al cátodo dando origen a la energía eléctrica.

Los electrodos se clasifican en bio-electrodos y en electrodos químicos (cátodos aireados y cátodos aireados en fase acuosa), se basan en su porosidad, área de contacto, baja resistividad, alta conductividad, gran resistencia mecánica, bajo costo, biocompatibilidad y estabilidad química. La resistividad afecta la conducción de electrones y por tanto a la producción de energía eléctrica, para esto el grafito tiene excelentes propiedades. El ánodo es el compartimiento aerobio donde la materia orgánica presente en el sustrato será aprovechada por la actividad bacteriana y por esto es importante tener una superficie con alta porosidad, que sea de bajo costo y sea fácil de fabricar, normalmente se utilizan electrodos a base de carbono como papel, tela, espuma y grafito por su alta conductividad y su capacidad de promover el crecimiento bacteriano, con esto se debe tener precaución con el uso de alambres de cobre debido a la corrosión con el tiempo, lo que puede liberar cobre tóxico en el medio lo cual afectaría a los microorganismos del medio. Por otro lado, en el cátodo se produce la reducción de oxígeno, para que sea eficiente necesita tener una alta conductividad eléctrica, resistencia mecánica y capacidad catalítica, para lograr esto se utilizan materiales costosos como recubrimientos de platino, actualmente se utilizan microorganismos como biocatalizadores para tener la capacidad de aceptar electrones sin necesidad de utilizar químicos de alto costo. La membrana de intercambio de protones impide el paso de los electrones del ánodo al cátodo y transporta los protones del ánodo al cátodo, sin embargo, debe tener un puente salino con el cual se previene una permeabilidad que impediría el paso de electrones afectando la generación de energía. El sustrato es la fuente de combustible esencial para la generación de energía comprendido por mezclas complejas de materia orgánica en aguas residuales o en compuestos puros como glucosa o sacarosa (fáciles de degradar y generan más energía), los sustratos

complejos son degradados por una comunidad microbiana diversa y electroquímicamente activa lo cual permite remediar el agua y generar energía. Por último, el conductor externo al estar conectado también en el interior se recomienda el uso de acero inoxidable u otros materiales que no sean susceptibles a la corrosión pero que tengan una alta capacidad de conducción y no sean tóxicos (Pacheco Condori & Torres Zamata, 2019).

1.10 Escalamiento de un sistema bioelectroquímico.

Las celdas de combustible microbianas ofrecen un futuro prometedor para reducir el impacto ambiental generado por la actividad humana. Aunque no se han implementado a gran escala, tienen la ventaja de ser adaptables y pueden utilizarse en una variedad de aplicaciones, incluido el tratamiento de aguas residuales de diversas industrias, con la capacidad de generar energía eléctrica. Las investigaciones a nivel de laboratorio son valiosas para encontrar materiales y configuraciones económicas viables para las CCM. Sin embargo, las pruebas en sistemas reales son esenciales para comprender mejor la eficiencia operativa y el comportamiento a largo plazo de estos sistemas (Toledo, 2022). Para el diseño y escalamiento de celdas electroquímicas microbianas se debe considerar aspectos como el tamaño de celda ya que aumentar el tamaño no precisamente mejora el rendimiento, inclusive puede empeorarlo. Dentro de la geometría, dimensiones, orientación y número de electrodos se considera que la configuración tubular de electrodos es óptima para el escalado, y aumentar el área del cátodo parece tener un impacto positivo en el rendimiento, aun así, la orientación de los electrodos puede afectar la resistencia interna de la celda. Existe la controversia sobre la utilización de membranas de intercambio iónico en los sistemas bioelectroquímicos debido a que las membranas tienen ventajas en el control del proceso y la obtención de productos puros, pero también tienen desventajas como el alto costo y la resistencia específica, por lo que se busca eliminar su uso. Deben considerarse los arreglos de las celdas ya que las conexiones eléctricas en serie incrementan el voltaje y mantienen una corriente constante, mientras que en las conexiones en

paralelo ocurre lo contrario. Aunque la definición de potencia sugiere un rendimiento similar en ambos tipos de conexión, se ha encontrado que las conexiones en paralelo suelen ser más eficaces que las conexiones en serie. Los arreglos mixtos permiten aprovechar las ventajas de ambos tipos de conexión, aunque las pérdidas de energía se producen principalmente en las interconexiones externas. En cuanto a las conexiones hidráulicas en serie, permiten mejorar gradualmente la calidad del agua que se alimenta a la primera celda. Sin embargo, en el diseño de celdas en serie, a menudo se pasa por alto que esto puede reducir la entrada de nutrientes en las celdas consecutivas, lo que afecta su rendimiento a pesar de tener dimensiones similares (Cercado, et al., 2017).

CAPÍTULO II

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Ubicación del experimento.

El experimento se llevó a cabo en el laboratorio de Química de Suelos del Departamento de Ciencias del Suelo de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, ubicada en Buenavista, Saltillo, Coahuila.

2.2 Tipo de agua y lugar de colecta.

Para la realización de este trabajo se colectó agua residual municipal cruda proveniente de la Planta Tratadora de Aguas Residuales del Gran Bosque Urbano - Ejército Mexicano en la ciudad de Saltillo, Coahuila que cuenta con las características generales que se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 2. Caracterización de las aguas residuales colectada en la Planta Tratadora del Gran Bosque Urbano - Ejercito mexicano.

| PARÁMETRO | UNIDAD | VALORES PROMEDIO |
|--------------------------------|--------|------------------|
| Temperatura | °C | 27.6 |
| pH | - | 7.6 |
| Solidos totales | mg/L | 1091.1 |
| Solidos suspendidos totales | mg/L | 433.33 |
| Solidos disueltos totales | ppm | 1102 |
| DBO total | mg/L | 400.2 |
| DQO total | mg/L | 712.5 |

| | | |
|--------------------|------------|-------|
| Nitratos | ppm | 0 |
| Nitritos | ppm | 0 |
| Fosfatos | ppm | 15 |
| Cloro total | ppm | 0 |
| Cloro libre | ppm | 0 |
| Cobre | mg/L | 0.2 |
| Fierro | mg/L | 0 |
| Dureza total | ppm | ≥425 |
| Alcalinidad | ppm | ≥240 |
| CE | mS/cm | 2.2 |
| Coliformes totales | NMP/100 ml | ≥2400 |
| Coliformes fecales | NMP/100 ml | ≥2400 |
| Huevos de helminto | HH/L | 2464 |

2.3 Determinación de la calidad del agua residual tratada.

Para determinar la calidad del agua residual municipal cruda y tratada por medio del sistema secuencial bioelectroquímico modular escala semi-piloto, se evaluaron los siguientes parámetros (en función de la NOM-003-ECOL-1997): huevos de helmintos (NMX-AA-113-SCFI-2012), demanda bioquímica de oxígeno (NMXAA-028-SCFI-2001), los sólidos suspendidos totales (NMX-AA-034-SCFI-2015) y coliformes totales y fecales (NMX-AA-042-SCFI-2015, NMX-AA-102-SCFI-2019).

2.4 Medición del número de huevos de helminto.

La medición del número de huevos de helminto se realizó por observación microscópica con el método de prueba en base a la NMX-AA-113-SCFI-2012.

2.4.1 Reactivos (grado analítico).

Para la realización de las pruebas se utilizaron los siguientes reactivos grado analítico: ácido sulfúrico (H_2SO_4), alcohol etílico ($\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$), agua destilada, acetato de etilo, hipoclorito de sodio o calcio aproximadamente al 6% (de concentración comercial) y sulfato de zinc heptahidratado ($\text{ZnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$).

2.4.2 Materiales.

Se utilizaron aplicadores de madera, barras magnéticas, un bulbo de goma, espátula, garrafones de plástico rígido de 5 L, gradillas para tubos de centrifuga, guantes de látex, mascarilla contra gases y vapores, matraz Kitazato, pipetas de 10 ml de plástico, probetas graduadas de 50 ml y de 1000 ml, recipientes de plástico rígido con capacidad de 1 a 2 L, tamiz de 150-170 μm , tubos de centrifuga, vasos de precipitados, celda de Sedgwick-Rafter y densímetro (hidrómetro) de 1.0 g/ml a 1.4 g/ml.

2.4.3 Equipo.

Los equipos utilizados fueron una balanza analítica, bomba de vacío, centrifuga (de 400 G a 1000 G o su equivalente en rpm), microscopio óptico Köheler, parrilla con agitación magnética y agitador de tubos.

2.4.4 Preparación de disoluciones.

Se disolvieron 800 g de zinc heptahidratado en 1000 ml de agua destilada hasta homogeneizar totalmente se midió con el densímetro y se ajustó la densidad a 1.3 g/ml \pm 0.1 g/ml. Para la disolución de alcohol-ácido se homogenizaron 650 ml de H_2SO_4 0.1 N con 350 ml de alcohol etílico y se almaceno en un recipiente hermético.

2.4.5 Procedimiento.

La muestra que se dejó reposar por tres horas previamente y se aspiró por vacío cuidando que los sedimentos no fueran perturbados y se desechó el sobrenadante. Se filtró el sedimento con el filtro el cual posteriormente se enjuago con cinco litros de agua potable la cual se colocó en el garrafón en la que venía la muestra y nuevamente se dejó reposar por tres horas, transcurrido el lapso se desechó todo el sobrenadante y el sedimento se depositó en los recipientes para la centrifuga, el garrafón se enjuago con suficiente agua potable en tres ocasiones y se colocó en recipientes para centrifugar a 1800 RPM de 3 a 5 minutos. Al observarse el sedimento en el fondo del recipiente se aspiró nuevamente el sobrenadante por vacío, posterior a esto se resuspendió el paquete sólido en 150 ml de disolución de sulfato de zinc y se homogenizo con un aplicador de madera, se centrifugo a 2800 RPM de 3 a 5 minutos, en esta ocasión el sobrenadante se recuperó y se vertió en un recipiente de plástico el cual se diluyó en 1000 ml de agua destilada y se dejó reposar por tres horas, pasado este tiempo se decantó todo el sobrenadante y se resuspendió el paquete sólido por agitación con suficiente agua destilada, se vertió el resultado en un tubo de centrifuga junto con el agua de enjuague y se centrifugo a 1800 RPM por tres minutos. Nuevamente se aspiró por vacío, se resuspendió el paquete solido con agua destilada en un tubo y se centrifugo a 1800 RPM por tres minutos, una vez más se aspiró el sobrenadante y se resuspendió el paquete solido en 15 ml de la disolución de alcohol-ácido por medio de un agitador de tubos y se agregaron 10 ml de acetato de etilo, se agitó suavemente dejando escapar el gas cuidadosamente de vez en cuando por último se centrifugó a 2200 RPM durante tres minutos, se aspiró el sobrenadante dejando menos de 1 ml del mismo y evitando la pérdida del paquete de solidos el cual se homogenizo para proceder a la cuantificación. Para evitar la superposición de las estructuras y de residuos no eliminados, se repartió el paquete obtenido en alícuotas de 0.1 ml a 1.0 ml con el fin de facilitar el conteo. Se distribuyó cada alícuota en una cámara McMaster y se examinó por completo el paquete obtenido para identificar visualmente una a una las estructuras, se anotaron los géneros encontrados con ayuda de bibliografía

especializada y se realizó un conteo adecuando para los huevos de helminto presentes en la muestra.

2.4.6 Cálculos.

El resultado en número de huevos por litro (números enteros) según la siguiente formula:

$$H_L = \frac{H}{5}$$

donde:

H = es el número de huevos contados en la muestra.

H_L = es el número de huevos por litro.

5 = es el volumen de la muestra en L.

Nota: Cuando el resultado de la fórmula es menor a 1 se reportó 1 H/L y en fracciones se redondea al entero inmediato superior.

2.5 Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) en aguas residuales crudas y tratadas.

La determinación de la demanda bioquímica de oxígeno se realizó por el método de prueba en base a la NMX-AA-028-1981.

2.5.1 Reactivos.

Para la realización de esta técnica se utilizó fosfato monobásico de potasio (KH₂PO₄), fosfato dibásico de potasio (K₂HPO₄), fosfato dibásico de sodio heptahidratado (Na₂HPO₄ • 7H₂O), cloruro de amonio (NH₄Cl), sulfato de magnesio heptahidratado (MgSO₄ • 7H₂O), cloruro de calcio anhidro (CaCl₂), cloruro férrico

hexahidratado ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), ácido sulfúrico concentrado (H_2SO_4), hidróxido de sodio (NaOH), sulfito de sodio (Na_2SO_3), 2-cloro-6 (triclorometil) piridina, glucosa grado patrón primario ($\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$), ácido glutámico grado patrón primario ($\text{C}_5\text{H}_9\text{NO}_4$), ácido clorhídrico (HCl) y ácido nítrico (HNO_3), todos estos reactivos siendo de grado analítico.

2.5.1.1 Disoluciones.

Para la preparación de la disolución amortiguadora de fosfato se pesaron 8.5 g de fosfato monobásico de potasio, 21.75 g de fosfato dibásico de potasio, 33.4 g de fosfato dibásico de sodio heptahidratado y 1.7 g de cloruro de amonio, se disolvió en 500 ml de agua y se aforó a 1 L. Para preparar la disolución de sulfato de magnesio se pesaron 22.5 g de sulfato de magnesio heptahidratado, disuelto en agua en agua se diluyó a 1 L. Para elaborar la disolución de cloruro de calcio se pesaron 27.5 g de cloruro de calcio anhidro, disuelto en agua en agua se diluyó a 1 L. Para realizar la disolución de cloruro férrico se pesaron 0.25 g de cloruro férrico hexahidratado, disuelto en agua en agua se diluyó a 1 L. Para producir la disolución de ácido sulfúrico (0.1N) se añadieron 2.8 ml de ácido sulfúrico concentrado a 500 ml de agua mezclando bien y se diluyó en 1 L de agua. Para crear la disolución de hidróxido de sodio (0.1N) se pesaron 4.0 g de hidróxido de sodio, disuelto en agua en agua se diluyó a 1 L. Para la preparación de la disolución de sulfito de sodio se pesaron 1.575 g de sulfito de sodio, disuelto en agua en agua se diluyó a 1 L. (disolución no estable). Para preparar la disolución patrón de glucosa-ácido glutámico se secó la glucosa y el ácido glutámico a 103°C durante una hora, de esto se pesó en una balanza de precisión 150 mg de glucosa y 150 mg de ácido glutámico, se diluyó en agua y se aforó a 1 L (esta disolución tiene una DBO_5 de 198 mg/L). Para elaborar la disolución de cloruro de amonio se pesaron 1.15 g de cloruro de amonio y se disolvió en 500 ml de agua, se ajustó el pH a 7.2 con disolución de hidróxido de sodio y se aforó a 1 L.

2.5.2 Equipo y materiales.

El equipo utilizado en este análisis consistió de una balanza analítica con precisión de 0.1 mg, un medidor de oxígeno disuelto, una incubadora controlada por termostato a $20^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$, un equipo de aireación con difusor y un electrodo de membrana.

En tanto a los materiales, se utilizaron botellas Winkler de vidrio para incubación con capacidad de 300 ml de aforo total con boca estrecha y con tapón de vidrio esmerilado en forma cónica, una contratapa de politetrafluoroetileno para botella Winkler y una bureta.

2.5.3 Procedimiento.

Para preparar el agua de dilución por cada litro de agua se añade 1 ml de las siguientes disoluciones: disolución de sulfato de magnesio, disolución de cloruro de calcio, disolución de cloruro férrico, y de la disolución amortiguadora de fosfatos, después de esto se oxigenó por 1 hora aproximadamente, se prepararon tres diluciones entre el 1 % y 5 %, se vertieron en tres frascos Winkler de 300 ml llenando con suficiente agua de dilución para que al insertar el tapón se desplazara todo el aire sin dejar burbujas, se tomó también un blanco y se determinó el oxígeno disuelto (OD) inicial por método electrométrico, incubando por cinco días a 20°C para obtener una captación de OD final.

2.5.4 Cálculos.

La demanda bioquímica de oxígeno de cada muestra fue calculada de la siguiente manera:

$$DBO_5 \left(\frac{mg}{L} \right) = \frac{OD_i \frac{mg}{L} - OD_5 \frac{mg}{L}}{\% \text{ de dilución en decimales}}$$

donde:

OD_i = Oxígeno disuelto inicial.

OD_5 = Oxígeno disuelto al quinto día.

2.6 Determinación de organismos coliformes totales y fecales.

La enumeración de organismos coliformes totales y fecales se realizó por el método del número más probable en tubos múltiples en base a la NMX-AA-042-SCFI-2015.

2.6.1 Equipo y materiales.

El equipo que se utilizó en este análisis fue un horno para esterilización por calor seco, una autoclave, una incubadora, un medidor de pH, frascos de vidrio para el muestreo, pipetas graduadas estériles, cajas Petri, campanas Durham, tubos de vidrio con tapón, asas bacteriológicas y se utilizó material común de laboratorio.

2.6.2 Medios de cultivo.

Para las pruebas presuntivas se utilizó caldo lauril sulfato de sodio (CLSS), para coliformes totales se usó caldo bilis brillante al 2% (CBVB) y para coliformes fecales se empleó caldo *E. coli* (CEC).

2.6.3 Procedimiento.

Para preparar el medio de cultivo de Caldo Lauril Sulfato de Sodio CLSS utilizado en las pruebas presuntivas, se agregaron 40 g de triptosa, 10 g de lactosa, 5.5 g de fosfato hidrógeno dipotásico, 5.5 g de fosfato dihidrógeno de potasio a 1000 ml de agua destilada y se calentó en una parrilla para disolver, después se añadió 0.2 g de lauril sulfato de sodio de alta pureza y se mezcló suavemente y se ajustó el pH de 6.6 a 7 (siempre siguiendo las instrucciones del fabricante). Se vertieron 22.5 ml de este medio en los tubos de cultivo, introduciendo en los mismos un tubo Durham

invertido (lleno de medio), y esterilizando en autoclave a 120°C por 15 minutos. Al finalizar esto la muestra se agito vigorosamente, se añadieron 2.5 ml y se realizaron diluciones seriadas desde 10^1 hasta 10^{15} para los análisis de agua cruda y desde 10^1 hasta 10^8 para los análisis de agua tratada. Acto seguido, se incubaron los tubos inoculados de 24 a 48 h, a temperatura constante de 35°C. Pasado este tiempo se examinaron y se consideraron positivos aquellos que presentaran turbidez y formación de gas al interior del tubo de Durham.

Una vez realizado lo anterior, se procedió a llevar a cabo las pruebas confirmativas resemebrando cada uno de los tubos positivos de CLSS, para realizar el análisis de coliformes totales se utilizaron 24.75 ml de CBVB al 2% con 0.25 ml de muestra del CLSS, se llevó a la incubadora de 24 a 48 h a 35°C, después de este tiempo se examinaron y se consideraron positivos aquellos que presentaron formación de gas al interior del tubo de Durham. Para realizar el análisis de coliformes fecales se utilizaron 24.75 ml de CEC con 0.25 ml de muestra del CLSS, se llevó a la incubadora por 24 ± 2 h a 44.5°C y después de este tiempo se examinó y se consideraron positivos aquellos que presentaran formación de gas al interior del tubo de Durham.

Para preparar el medio de cultivo de caldo lactosa bilis verde brillante (CBVB) se disolvieron 10 g de peptona en 500 ml de agua destilada, también se agregaron 20 g de bilis deshidratada en 200 ml de agua destilada (con un pH entre 7 a 7.5) y se disolvieron a un volumen de 975 ml con agua destilada, se agregó 10 g de lactosa (ajustando el pH entre 7 a 7.4) y se aforó a 1000 ml con agua destilada.

En los tubos se vertieron 24.75 ml del medio de cultivo de CVBV cada uno con un tubo Durham invertido y se esterilizaron en autoclave a 120°C por 15 minutos. Mientras que para preparar el medio de cultivo de Caldo E. coli se añadieron en 1000 ml de agua destilada, 20 g de tripasa, 5 g de lactosa, 1.5 g de mezcla de sales biliares, 4 g de fosfato monobásico de potasio, 1.5 g de fosfato dibásico de potasio y 5 g de cloruro de sodio con esta mezcla se vertieron 24.75 ml en los tubos que cada uno tenía un tubo Durham invertido y se esterilizaron en autoclave a 120°C por 15 minutos.

2.6.4 Expresión de resultados.

Para calcular el número más probable en diluciones diferentes a las establecidas en las tablas se utilizó la siguiente fórmula:

$$NMP/100 ml = \frac{10}{V} \times F (NMP/100ml)$$

donde:

F = Valor de tablas NMP/ml, este se obtendrá de la combinación de tubos positivos y negativos donde se tengan todos los tubos positivos en una misma dilución y las 2 diluciones posteriores a esa combinación.

V = Volumen mayor de muestra.

10 = Factor de dilución.

Cuando la combinación de resultados obtenidos no se encontró en tablas, se utilizó la siguiente fórmula:

$$NMP/100 ml = \frac{N^{\circ} \text{ de tubos positivos} \times 100}{\sqrt{\text{ml de muestra en tubos negativos} \times \text{ml de muestra en todos los tubos}}}$$

2.7 Medición de sólidos y sales disueltas en aguas residuales crudas y tratadas.

La medición de sólidos y sales disueltas en aguas residuales y residuales tratadas se realizó por el método de prueba basado en la NMX-AA-034-SCFI-2015.

2.7.1 Equipo.

El equipo utilizado en este análisis fue un horno de secado capaz de mantener una temperatura constante de $105 \pm 2^{\circ}\text{C}$, una balanza analítica calibrada, un equipo de filtración al vacío y una parrilla de calentamiento.

2.7.2 Materiales.

Los materiales utilizados fueron cápsulas de evaporación (porcelana, níquel o platino) del tamaño acorde al volumen de la muestra, un desecador provisto con un desecante o con control de humedad, un filtro de fibra de vidrio circular con una porosidad de 1.5 μm y del diámetro correspondiente para adaptarse perfectamente en el dispositivo de filtrado, un soporte de secado crisol Gooch, un dispositivo de filtración o crisol Gooch, unas pinzas para cápsula y una probeta.

2.7.3 Reactivos.

Para este análisis se utiliza una disolución control que debe contener cloruro de sodio (NaCl) previamente secado a 105°C por 2 horas, carbonato de calcio (CaCO_3), celulosa microcristalina ($\text{C}_6\text{H}_{10}\text{O}_5$), tierra de diatomáceas y almidón, todos los reactivos siendo de grado analítico.

2.7.4 Procedimiento.

Se prepararon las capsulas y se introdujeron al horno a 105°C por 20 minutos, una vez transcurrido el tiempo establecido, las capsulas fueron trasferidas a un desecador dejando enfriar por 20 minutos, posteriormente, se pesaron las capsulas y se repitió el procedimiento hasta obtener una diferencia ≤ 0.0005 g entre dos pesos consecutivos, el valor de la masa final se tomará como m_1 . Enseguida, se preparó el dispositivo de filtración utilizando el filtro de fibra de vidrio con ayuda de unas pinzas con la cara rugosa hacia arriba mojando el filtro con agua para que se adhiriera perfectamente, se introdujo al horno a 105°C por 20 minutos, pasado este tiempo se transfirió al desecador, se dejó enfriar y se pesó, se repitió el procedimiento anterior hasta obtener una diferencia ≤ 0.0005 g entre dos pesos consecutivos el valor de la masa se consideró como m_2 .

Para realizar las mediciones de solidos totales (ST) la muestra se manejó a temperatura ambiente y se agitó para homogenizarla, se transfirió la muestra a una capsula previamente puesta a masa constante y se evaporo a sequedad en el horno

de secado a 105°C, después se pasó al desecador para enfriarlo por 20 minutos y se repitió el procedimiento anterior hasta obtener una diferencia ≤ 0.0005 g entre dos pesos consecutivos el valor de la masa se consideró como m_3 .

Para medir los sólidos suspendidos totales (SST) se homogenizó la muestra agitando vigorosamente y se transfirió en una probeta inmediatamente, se consideró un volumen de muestra suficiente para que no bloqueara el filtro, se añadió en este y se enjuago la probeta con un poco de agua para que se arrastrarán todos los sólidos en el filtro, después se introdujo en el horno a 105°C por 1 hora, con unas pinzas se llevó al desecador hasta enfriar y se llevó hasta tener una masa constante, se registró la masa obtenida como m_6 .

2.7.5 Cálculos.

Para calcular los sólidos totales (ST) presentes en las muestras, se utilizó la siguiente formula:

$$ST = \frac{m_3 - m_1}{V} 1,000,000$$

donde:

ST = Sólidos totales en mg/L.

m_3 = Masa de la capsula con el residuo después de la evaporación en g.

m_1 = Masa de la capsula vacía a masa constante en g.

V = Volumen de la muestra en ml.

Para calcular los sólidos suspendidos totales (SST) presentes en las muestras, se utilizó la siguiente formula:

$$SST = \frac{m_6 - m_2}{V} 1,000,000$$

donde:

SST = Sólidos suspendidos totales en mg/L.

m_2 = Masa del soporte de secado con el filtro antes de la filtración en g.

m_6 = Masa del soporte de secado con el filtro en g.

V = Volumen de la muestra en ml.

2.8 Preparación de los materiales para construcción del SBE.

Para el sistema secuencial bioelectroquímico modular escala semi-piloto se utilizaron 18 compartimentos de acrílico con capacidad de 1 L, 32 adaptadores de manguera de PVC con rosca, cinta teflón, 72 varillas de acero inoxidable de 4 cm aproximadamente, 18 varillas de acero inoxidable de 8 cm, 180 tuercas de acero inoxidable, 252 rondanas planas de acero inoxidable, 72 tuercas mariposa de acero inoxidable, alambre de acero inoxidable, resistencias de 350 ohm, empaques de neopreno a medida de la celda, manguera de plástico suficiente para conectar las celdas, 9 piedras aireadoras con manguera de plástico, 3 bombas aireadoras, 18 corchos o tapones, 27 piezas de fieltro de grafito de 10 cm x 10 cm, 27 piezas de espuma de poliuretano con 0.5% de grafito de 10 cm x 10 cm x 1 cm, 9 piezas de membrana de intercambio catiónico de 12 cm x 12 cm aproximadamente, solución salina al 5%, segueta para metal, cortador de poliuretano, tijeras, marcadores, cúter, campana de extracción y equipo de laboratorio.

2.9 Construcción y operación del sistema secuencial bioelectroquímico modular.

En la figura 1 se muestra el diagrama de la configuración del sistema secuencial bioelectroquímico modular escala semi-piloto, el cual fue conformado por nueve celdas de combustible microbianas (CCM) de doble compartimento conectadas en

serie, con un volumen aproximado de 2,000 ml por celda (1,000 ml por compartimento). Los compósitos semi-conductores de poliuretano con grafito al 0.5 % fueron utilizados como ánodos, colocando piezas de fieltro de carbono como contraelectrodos en el compartimento catódico de cada celda como se muestra en la figura 2. Ambos compartimentos fueron separados por una membrana de intercambio catiónico (CXM200, International Membranes Inc.) que fue previamente hidratada (en una solución de NaCl al 5% por 12 h).

El sistema secuencial bioelectroquímico modular escala semi-piloto se alimentó con agua residual municipal previamente colectada del módulo de recepción de la Planta Tratadora de Aguas Residuales (PTAR) del Bosque Urbano "Ejército Mexicano" de la Ciudad de Saltillo, Coahuila, por medio de una bomba peristáltica (MANOSTAT, 72-310-000). Este sustrato fluyó, desde el compartimento anódico (anaerobio) hacia el compartimento catódico (aerobio, equipado con un difusor de aire) de cada una de las celdas.

El voltaje (V) generado fue medido con un multímetro digital (Fluke 289 - Trendcapture).

Para calcular la densidad de potencia volumétrica (W/m^3) se utilizó la siguiente formula de (Wu, et al., 2016):

$$Pv = \frac{UI}{V}$$

donde:

U = voltaje (V).

I = es la corriente eléctrica (A).

V = volumen del compartimento anódico.

Para calcular la eficiencia coulombica en %, se utilizó la siguiente formula de (Logan, et al., 2006):

$$EC = \frac{MI}{Fbq\Delta DQO} * 100$$

donde:

M = peso molecular del oxígeno.

I = corriente eléctrica (A) del sistema.

F = constante de Faraday's.

b = número de electrones intercambiados por mol de oxígeno.

q = flujo volumétrico de entrada.

ΔDQO = diferencia entre el valor del influente y efluente de la demanda química de oxígeno (DQO, mg/L).

Se estableció un tiempo de retención hidráulica (TRH) 5.02 h para determinar la eficiencia de remoción de materia orgánica (NMX-AA-030/2-SCFI2011) y cuantificar la generación de energía eléctrica en el sistema. Todos los experimentos se realizaron a temperatura ambiente y por triplicado.

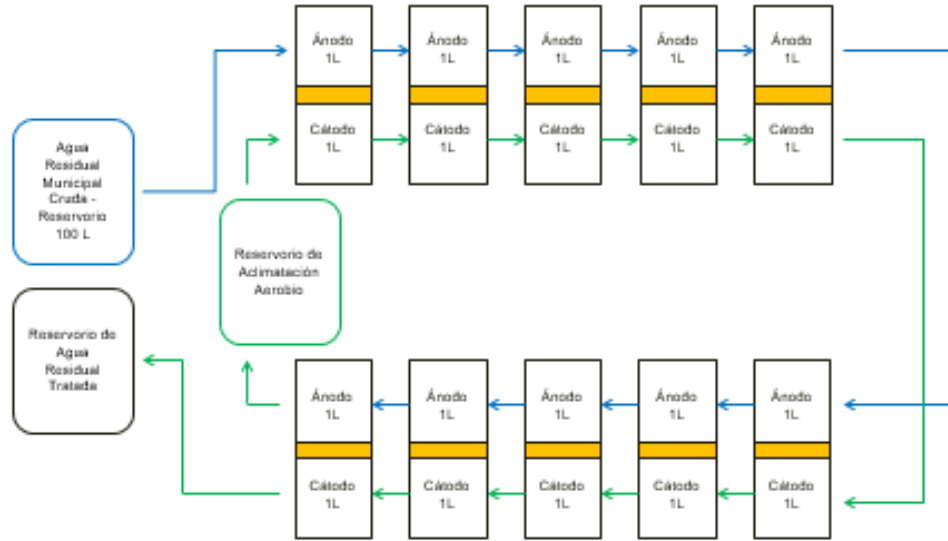


Figura 1. Esquema del sistema secuencial bioelectroquímico modular escala semi-piloto.

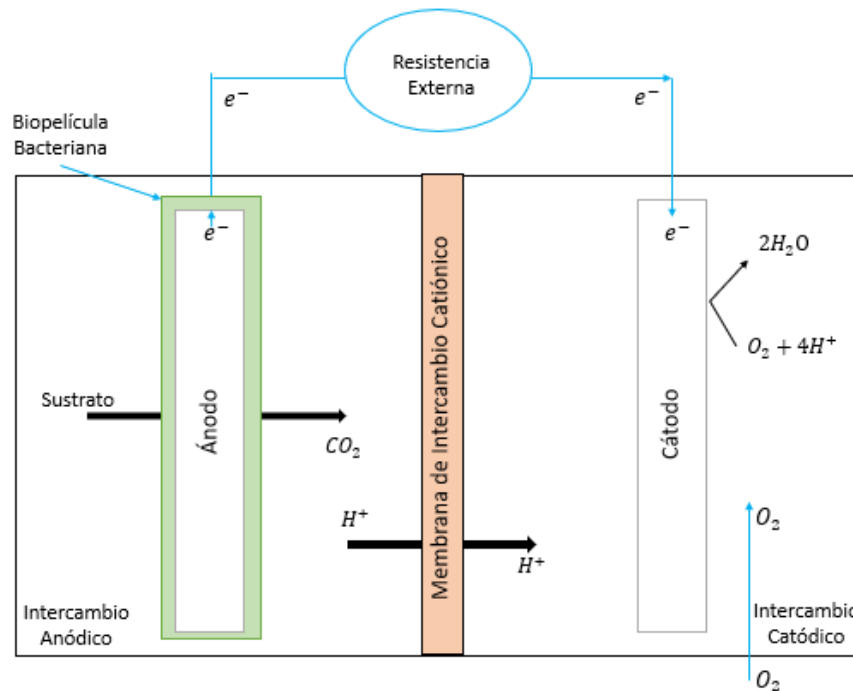


Figura 2. Esquema de celda de combustible microbiano (CCM).

CAPÍTULO III

RESULTADOS Y DISCUSIONES

Los análisis fueron realizados con base en trabajos preliminares con los que se determinó que el tiempo de retención hidráulica con mayor eficiencia era el de 5.02 horas y con el que se obtuvieron los siguientes resultados.

Tabla 3. Parámetros fisicoquímicos de la muestra durante el tratamiento de efluentes municipales en el SBE.

| Parámetro | Unidad | Influyente (H ₂ O residual cruda) | Efluente (H ₂ O residual tratada) | Eficiencia de remoción (%) |
|------------------------------|--------|--|--|-------------------------------|
| Color | - | Café | Amarillo | - |
| Nitratos | mS/cm | 0 | 0 | - |
| Nitritos | mS/cm | 0 | 0 | - |
| Fosfatos | ppm | 15 | 20 | N/A |
| Cobre | mg/L | 0.2 | 0 | 100 |
| Hierro | mg/L | 0 | 0 | - |
| Cloro total | ppm | 0 | 0 | - |
| Cloro libre | ppm | 0 | 0 | - |
| Temperatura | °C | 27.6 | 28.1 | - |
| pH | - | 7.6 | 8.29 | - |
| CE | mS/cm | 2.2 | 1.56 | - |
| Sólidos disueltos totales | ppm | 1102 | 782 | 29.04 |

En la caracterización del agua residual cruda y el agua residual tratada se pudo observar un incremento en los fosfatos de 5 ppm, lo que pudo ser provocado por la mineralización microbiana del fosfato no soluble localizado en los residuos

orgánicos del sustrato utilizado (Beltran Pineda, 2014). También, se presentó un ligero incremento en el pH pasando de un valor de 7.6 en el sustrato sin tratar a 8.29 en el efluente del sistema. Por otra parte, se observó una reducción en la conductividad eléctrica de 640 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y en los sólidos disueltos totales de 320 ppm por la solubilización de las partículas presentes en el sistema. Finalmente, se logro remover el cobre en su totalidad de la muestra, el mismo pudo ser precipitado por acción microbiana o bioacumulado dentro de las células microbianas presentes en la biopelícula (Ochoa-Herrera et al., 2011). El cambio de color en el agua de café a amarillo se debió principalmente a la reducción de sólidos y a la presencia de urea en el agua. Los parámetros de nitratos, nitritos, hierro, cloro total y cloro libre no presentaron cambios cuantificables.

Tabla 4. Determinación de calidad del agua residual municipal cruda y tratada por medio del sistema secuencial bioelectroquímico modular escala semi-piloto.

| Parámetro | Unidad | Influente (H₂O residual cruda) | Efluente (H₂O residual tratada) | Eficiencia de remoción (%) |
|--|----------------------|--|---|---|
| Demanda química de oxígeno (DQO) | mg O ₂ /L | 712.5 | 407.5 | 42.81 |
| Demanda bioquímica de oxígeno (DBO) | mg O ₂ /L | 400.2 | 263.4 | 34.18 |
| Coliformes totales (CT) | NMP/100ml | ≥2400 | 1100 | 54.17 |
| Coliformes fecales (CF) | NMP/100ml | ≥2400 | 1100 | 54.17 |
| Huevos de helminto (HH) | H/L | 2464 | 200 | 91.88 |

| | | | | |
|--|------|--------|-----|-------|
| Sólidos totales (ST) | mg/L | 1091.1 | 690 | 36.76 |
| Sólidos suspendidos totales (STT) | mg/L | 433.33 | 200 | 53.85 |

Algunos mecanismos que facilitan la eliminación de contaminantes en sistemas biológicos electroquímicos (SBE) están bien documentados. Por ejemplo, la actividad microbiana descompone la materia orgánica compleja, reduciendo así en este caso un 42.81% la demanda química de oxígeno (DQO) y un 34.18 % de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) al transformarla en sustancias más simples y asimilables (Fabregas, 2023). Por otra parte, los microorganismos anódicos compiten con los patógenos por recursos, disminuyendo los niveles de coliformes y huevos de helmintos en aguas residuales observándose una disminución del 54.17% en coliformes fecales y totales, mientras que los huevos de helmito tuvieron una reducción del 91.88% (Campos et al., 2013). Además, las condiciones aeróbicas en la cámara catódica provocan una alcalinización del pH lo cual facilita la precipitación de sólidos totales y suspendidos en el efluente dando en este caso una reducción del 36.76 % y 53.85 %, respectivamente (Cervantes Zepeda, et al., 2011). Por lo anterior, se observa que los resultados obtenidos concuerdan con lo reportado por otros autores y soportan los experimentos realizados.

Tabla 5. Parámetros electroquímicos evaluados en el sistema secuencial bioelectroquímico modular escala semi-piloto.

| Parámetro | Unidades | Valor |
|----------------------------|-----------------|--------------|
| Voltaje | V | 0.33791 |
| Corriente eléctrica | A | 0.00033791 |

| | | |
|------------------------------|-------------------|------------|
| Densidad de potencia | mW/m ³ | 6.22 |
| Eficiencia coulombica | % | 0.00632117 |

En el aspecto eléctrico se obtuvo un voltaje, corriente eléctrica y densidad de potencia máximos de 0.33791 V, 0.00033791 A, y 6.22 mW/m³, respectivamente. Lo anterior, nos indica la cantidad de energía eléctrica recuperada por el sistema empleado. Este valor, aunque considerablemente bajo se puede considerar positivo, afirmando la capacidad de los microorganismos presentes en el sistema de convertir la energía química presente en el agua residual a energía eléctrica directamente aprovechable. (Logan & Rabaey, 2012)

Finalmente, la eficiencia coulombica obtenida en el SBE modular escala semi-piloto fue de 0.006321175%. Por lo anterior, es necesario realizar modificaciones al sistema fabricando, buscando disminuir la resistencia interna al incrementar la conductividad de los soportes, de los medios presentes en cada compartimento o la remoción total o parcial de la membrana de intercambio catiónico (Lin & Gu, 2020).

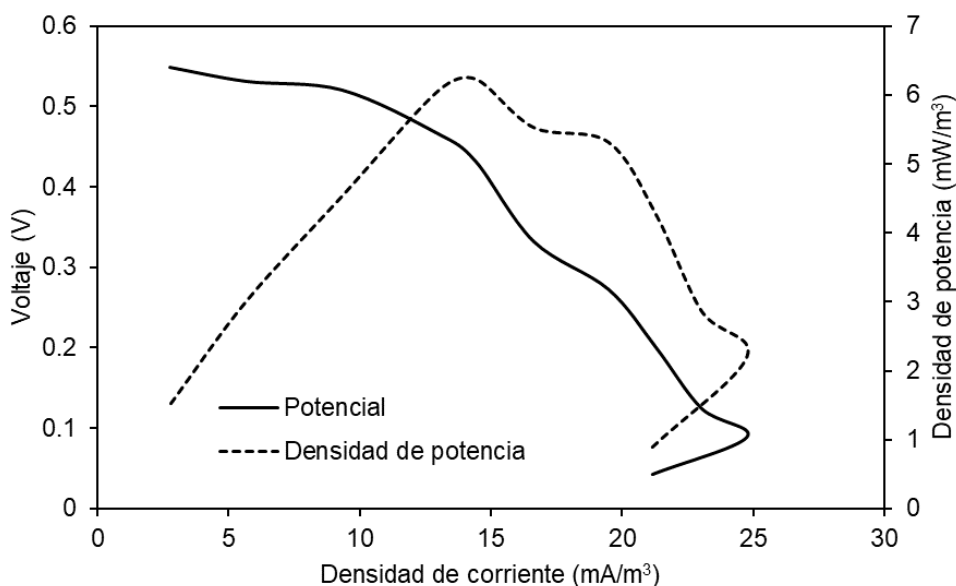


Figura 3. Curvas de polarización en el sistema bioelectroquímico modular escala semi-piloto.

La Figura 3 muestra las curvas de potencial y densidad de potencia del SBE. La densidad de potencia máxima alcanzada fue de 6.23 mW/m^3 a una densidad de corriente de 14.41 mA/m^3 . La resistencia interna del sistema (obtenida por la pendiente de la curva) fue de 1414.49Ω , un valor superior al comúnmente reportado en la literatura. Esta alta resistencia puede deberse a factores como son: 1) la baja conductividad eléctrica de los electrodos sintetizados (al estar conformados mayormente por poliuretano que es un material aislante), 2) el alto flujo de alimentación del influente al sistema (de nuevo al ser comparado con lo anteriormente reportado en otros trabajos), y 3) la resistencia que suministra al sistema la membrana de intercambio catiónico utilizada (Leong et al., 2013). Estos hallazgos sugieren la necesidad de una investigación más detallada para comprender completamente los factores que limitan el rendimiento del sistema diseñado.

CONCLUSIÓN

Los sistemas bioelectroquímicos ofrecen ventajas significativas en términos de eficiencia, sostenibilidad ambiental y cumplimiento de regulaciones establecidas en las normas oficiales mexicanas y normas mexicanas, lo que los convierte en una opción efectiva para el tratamiento de aguas residuales municipales. Con este tratamiento realizado en un sistema secuencial bioelectroquímico modular escala semi-piloto se obtuvo un resultado excelente con valores óptimos de remoción de los contaminantes presentes en las aguas residuales mientras que la generación de energía producida por los microorganismos hace que este sistema tenga un potencial de crecimiento que continúa estudiándose para encontrar la manera de crear sistemas a escalas mayores para su aprovechamiento tanto en el tratamiento de aguas como para el uso de la energía renovable.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Campos, C., Beltrán, M., Duarte, M., Medina, L., Lucena, F., & Jofre, J. (2013). Abatement of helminth eggs and bacterial and viral indicators in soil after land application of treated sludges. *Journal of Water Resource and Protection*, 2013.

Cardenas Calvachi, G. L. & Sanchez Ortiz, I. A., 2013. Nitrógeno en aguas residuales: orígenes, efectos y mecanismos de remoción para preservar el ambiente y la salud pública. *Universidad y salud*, 15(1), pp. 72-88.

Cercado, B., Hernandez Jimenez, S. M. & Rivero Martinez, E. P., 2017. *Avances en el escalamiento de reactores electroquímicos para la producción de bioelectrohidrógeno*. [En línea] Available at: https://www.researchgate.net/profile/Sergio-Hernandez-25/publication/322765466_Avances_en_el_escalamiento_de_reactores_bioelectroquimicos_para_la_produccion_de_bioelectrohidrogeno/links/5e8cf02ba6fdcca789fdde6e/Avances-en-el-escalamiento-de-reactores-bioe

Cervantes Zepeda, A. y otros, 2011. Caracterización fisicoquímica y microbiológica del agua tratada en un reactor UASB escala piloto. *Revista mexicana de ingeniería química*, 10(1), pp. 67-77.

Lin, J. & Gu, G., 2020. *Membranas de intercambio iónico*. [En línea] Available at: <https://patents.google.com/patent/ES2748340T3/es>

Logan, B. E. y otros, 2006. Microbial fuel cells: methodology and technology. *Environmental science & technology*, 40(17), pp. 5181-5192.

Logan, B. E. & Rabaey, K., 2012. Conversion of Wastes into Bioelectricity and Chemicals by Using Microbial Electrochemical Technologies. *Science*, 337(6095), pp. 686-690.

CONAGUA, 2021. [En línea] Available at: <https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=https://files.conagua.gob.mx/conagua/publicaciones/Publicaciones/EAM%25202021.pdf&ved=2ahUKEwjT0eP2jrCHAxUk38kDHSJzAcsQFnoECCwQAQ&usq=AOvVaw03M-uy73rBS0H6XrWXTN57>

Aguilar Gonzales, M., Buitron, G., Shimada Miyasaka, A. & Mora Izaguirre, O., 2016. Estado actual de los sistemas bioelectroquímicos: factibilidad de su uso para aumentar la producción ruminal de propionato.. *Agrociencia*, 50(2), pp. 149-166.

Blue Gold, 2022. *Bacterias, un punto en común entre la naturaleza y las plantas de tratamiento de aguas residuales*. [En línea]

Available at: <https://www.iaqua.es/noticias/blue-gold/bacterias-punto-comun-naturaleza-y-plantas-tratamiento-aguas-residuales>

Blue-White, 2023. *El importante papel de los niveles de pH en el tratamiento del agua.* [En línea]

Available at: <https://es.blue-white.com/article/the-important-role-of-ph-levels-in-water-treatment/>

Bas, E., 2017. *¿Qué es y cómo combatir el SULFURO de hidrógeno (H₂S) o gas de alcantarilla?* [En línea]

Available at: <https://www.aguasresiduales.info/expertos/tribuna-opinion/que-es-y-como-combatir-el-sulfuro-de-hidrogeno-h2s-o-gas-de-alcantarilla-9kMea>

Beltran Pineda, M. E., 2014. *La solubilización de fosfatos como estrategia microbiana para promover el crecimiento vegetal.* [En línea]

Available at: <http://www.scielo.org.co/pdf/ccta/v15n1/v15n1a09.pdf>

Benitez Diaz, P. & Miranda Contreras, L., 2013. Contaminación de aguas superficiales por residuos de plaguicidas en Venezuela y otros países de latinoamérica. *Revista Internacional De Contaminación Ambiental*, Volumen 29, pp. 7-23.

Buitron, G. & Perez, J., 2011. Producción de electricidad en celdas de combustible microbianas utilizando agua residual: efecto de la distancia entre electrodos. *TIP. Revista especializada en ciencias químico-biológicas*, 14(1), pp. 05-11.

Burson, E., 2024. *La conductividad del agua en el tratamiento de las aguas residuales.* [En línea]

Available at: <https://prodos.es/la-conductividad-del-agua-en-el-tratamiento-de-las-aguas-residuales/#>

Bustos Murillo, F. A., Pulido Aponte, A. E. & Rivera Escobar, H. M., 2023. Tratamiento de aguas residuales en Colombia y sistemas bioelectroquímicos: usos y perspectivas. *Tecnura*, 27(76), pp. 111-143.

Fabregas, J., 2023. *Reducción de la demanda biológica de oxígeno (DBO) en las aguas residuales.* [En línea]

Available at: <https://sigmadafclarifiers.com/reduccion-de-la-demanda-biologica-de-oxigeno-dbo-en-las-aguas-residuales/#:~:text=Los%20microorganismos%20de%20la%20biopelícula,orgánica%20de%20las%20aguas%20residuales.>

Fibras y Normas de Colombia S.A.S., 2018. *Aguas residuales: Clasificación y características.* [En línea]

Available at: <https://blog.fibrasynormasdecolombia.com/aguas-residuales-clasificacion-y-caracteristicas/>

Funcagua, 2024. *Agua en el planeta*. [En línea] Available at: <https://funcagua.org.gt/agua-en-el-planeta/#:~:text=La%20disponibilidad%20de%20agua%20promedio,de%20glaciar es%2C%20nieve%20o%20hielo>.

Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos, 2017. Prevención y reducción de la generación de aguas residuales y de las cargas de contaminación en la fuente. En: *Aguas residuales: el recurso no explotado*. Francia: UNWATER, pp. 112-118.

Leong, J. X., Daud, W. R. W., Ghasemi, M., Liew, K. B., & Ismail, M. (2013). Ion exchange membranes as separators in microbial fuel cells for bioenergy conversion: a comprehensive review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 28, 575-587.

Maldonado Ushiñahua, A. R., 2018. *Aplicación del clarificante de origen natural (almidón de yuca) para la remoción de la turbidez y color en aguas de consumo humano quebrada Juningullo – La Mina, Moyobamba – San Martín*. [En línea] Available at: <https://core.ac.uk/download/pdf/287332352.pdf>

Marin Galvin, R., 2020. *Características físicas, químicas y biológicas de las aguas*. [En línea] Available at: <https://www.eoi.es/sites/default/files/savia/documents/componente48099.pdf>

Melcon Fernandez, E., 2019. *Aguas residuales como fuente de nutrientes*. [En línea] Available at: https://ebuah.uah.es/dspace/bitstream/handle/10017/41899/TFM_Melcon_Fernandez_2019.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Muñoz Cruz, A., 2008. *Caracterización y tratamiento de aguas residuales*. [En línea] Available at: <http://dgsa.uaeh.edu.mx:8080/bibliotecadigital/bitstream/handle/231104/514/Caracterizacion%20y%20tratamiento%20de%20aguas%20residuales.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Ochoa-Herrera, V., León, G., Banihani, Q., Field, J. A., & Sierra-Alvarez, R. (2011). Toxicity of copper (II) ions to microorganisms in biological wastewater treatment systems. *Science of the total environment*, 412, 380-385.

Osorio Rivera, M. A. y otros, 2021. La calidad de las aguas residuales domésticas. *Polo del conocimiento: Revista científico - profesional*, 1 marzo, pp. 228-245.

Ospina Zuñiga, O. E. & Ramirez Arcila, H., 2014. Evaluación de la calidad del agua de lluvia para su aprovechamiento y uso doméstico en Ibagué, Tolima, Colombia. *Ingeniería Solidaria*, 10(17), pp. 125-138.

Pacheco Condori, A. E. & Torres Zamata, G., 2019. *Biodegradación de la materia orgánica y producción de Bioelectricidad en Celdas de Combustible Microbiano (CCM) a partir del agua residual doméstica – Lima..* [En línea] Available at: https://alicia.concytec.gob.pe/vufind/Record/UEPU_807cc33dbb07977e9b98462a56af5da0/Description

PROFEPA, 1998. *NORMA Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público..* [En línea] Available at: <https://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/3297/1/nom-003-semarnat-1997.pdf>

Raffo Lecca, E. & Ruiz Lizama, E., 2014. Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. *Industrial Data*, 17(1), pp. 71-80.

Ramirez Franco, J. H., Martinez Avila, O. M. & Fernandez Ospina, L. M., 2013. Remoción de contaminantes en aguas residuales industriales empleando carbón activado de pino pátula. *Avances Investigación en Ingeniería*, 5 Junio.pp. 42-49.

Robles, B. E. R. d., 2007. *Una visión sostenibilista sobre la escasez del agua dulce.* [En línea] Available at: <https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2099/4234/Escribano.pdf>

Rodriguez Aguilar, B. A. y otros, 2019. Análisis de residuos de plaguicidas en el agua superficial de la cuenca del Río Ayuquila-Armería, México. *Terra Latinoam*, 37(2), pp. 151-161.

Toledo, F. M. S., 2022. *Evaluación del efecto de distintos factores en el rendimiento de celdas de combustible microbianas con visión a un futuro escalamiento del sistema.* [En línea] Available at: <http://rdi.uncoma.edu.ar/handle/uncomaid/16864>

Wu, S. y otros, 2016. A novel pilot-scale stacked microbial fuel cell for efficient electricity generation and wastewater treatment.. *Water research*, Volumen 98, pp. 396-403.