

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

DIVISIÓN DE INGENIERÍA



“Desempeño de un sistema bioelectroquímico empacado con compósitos de poliuretano-polipirrol/polianilina en el tratamiento de agua residual municipal”

Por:

BRAYAN AMAYA BASILIO

Tesis

Presentada como requisito parcial para obtener el título de:

INGENIERO EN BIOTECNOLOGÍA

Buenavista, Saltillo, Coahuila, México

Mayo 2023

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

DIVISIÓN DE INGENIERÍA

“Desempeño de un sistema bioelectroquímico empacado con compósitos de poliuretano-polipirrol/polianilina en el tratamiento de agua residual municipal”

Por:

BRAYAN AMAYA BASILIO

Tesis

Presentada como requisito parcial para obtener el título de:

INGENIERO EN BIOTECNOLOGÍA

Aprobado por el Jurado Examinador.



Dr. Pedro Pérez Rodríguez
Presidente



Dra. Silvia Yudith Martínez Amador
Vocal



Dr. Miguel Ángel Pérez Rodríguez
Vocal



M.C. Laura María González Méndez
Vocal



M.C. Sergio Sánchez Martínez
Coordinador de la División de Ingeniería

Saltillo, Coahuila, México

Mayo 2023

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

DIVISIÓN DE INGENIERÍA

“Desempeño de un sistema bioelectroquímico empacado con compósitos de poliuretano-polipirrol/polianilina en el tratamiento de agua residual municipal”

Por:

BRAYAN AMAYA BASILIO

Tesis

Presentada como requisito parcial para obtener el título de:

INGENIERO EN BIOTECNOLOGÍA

Aprobado por el Comité de Asesoría.



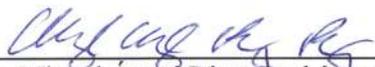
Dra. Silvia Yudith Martínez Amador
Asesor Principal Interno



Dr. José Antonio Rodríguez de la Garza
Asesor Principal Externo



Dr. Pedro Pérez Rodríguez
Coasesor



Dr. Miguel Ángel Pérez Rodríguez
Coasesor

Saltillo, Coahuila, México

Mayo 2023

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 (corta y pega); 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, graficas, 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, organizacional, medio público o privado.

Autor principal


Brayan Amaya Basilio

Nombre y firma

Asesor principal


Dra. Silvia Estela Martínez Avendaño

Nombre y firma

DEDICATORIA

A mis padres Joaquin Amaya Hernández y María Eugenia Basilio Medina por haberme apoyado siempre en todo y guiarme por el buen camino, que gracias a ellos es que eh alcanzado este logro tan importante en mi vida, por siempre haber confiado en mí y darme las oportunidades necesarias para superarme día con día, por el esfuerzo que hicieron para hacer de mí una buena persona en esta vida y por su amor y cariño incondicional que siempre me brindaron.

A mi abuelo Ignacio Rodrigo Basilio Basilio por darme valiosos consejos de vida, por inculcarme el valor del aprendizaje desde niño, por ser un buen mentor en mi formación académica, por los buenos momentos que siempre hemos pasado, por ser un gran ejemplo a seguir y por su constante apoyo para mi formación profesional.

A mi hermana Jennifer Amaya Basilio por siempre darme ánimos de seguir adelante en la vida y por darme el apoyo incondicional que siempre me brinda.

A mis tíos y primos por siempre darme apoyo, por los buenos momentos que hemos pasado y por los consejos de vida que siempre me dan.

AGRADECIMIENTOS

A Dios por brindarme la sabiduría y guiarme por el camino correcto para la obtención de este gran logro.

A mi familia por siempre confiar en mí y siempre estarme alentando a seguir adelante con sus sabias palabras y consejos.

A la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro por brindarme esta oportunidad y estos años de aprendizaje durante mi estancia.

A la Dra. Silvia Yudith Martínez Amador quien fue mi asesora de tesis, una gran maestra y amiga que me brindo sus conocimientos y la oportunidad de trabajar en este proyecto.

Al Dr. Miguel Ángel Pérez Rodríguez, un gran maestro que me brindo no solo sus enseñanzas y conocimientos, sino también su gran amistad.

A Luis Rodrigo Castillo Rodríguez y Francisco Javier Hernández Hernández por su incondicional amistad que me brindaron, por el apoyo que siempre hubo, por los buenos momentos que pasamos durante nuestra estancia y las anécdotas vividas durante esos años ya que marcaron mi vida y me enseñaron lo que significa la verdadera amistad.

A mis amigos Ulises Neri, Diego Parra, David Ortiz, Azael Molina, Yulen Mayorga, Leonardo Gonzales, Sergio Montes, Karla Jiménez, Michelle Aquino y Ángeles Salas por ser grandes amistades que marcaron mi vida con sus consejos, los buenos momentos, las risas que pasamos juntos y que siempre me estuvieron brindando su apoyo en todo momento.

CONTENIDO

Resumen.....	15
1. Introducción.....	16
2. Objetivo general.....	19
2.1 Objetivos específicos.....	19
3. Hipótesis.....	20
4. Revisión de literatura.....	21
4.1 ¿Que son las aguas residuales municipales?.....	21
4.2 Problemática de las aguas residuales municipales.....	21
4.3 Tratamiento de aguas residuales municipales.....	22
4.3.1 Tratamiento primario.....	23
4.3.2 Tratamiento secundario.....	23
4.3.2.1 Tratamiento biológico.....	23
4.3.2.2 Filtros percoladores.....	24
4.3.2.3 Lodos activados convencionales.....	24
4.3.2.4 Biorreactores de membrana.....	25
4.3.2.5 Sistemas bioelectroquímicos.....	25
4.3.3 Tratamiento terciario.....	27
5. Materiales y métodos.....	29
5.1 Localización donde se llevó a cabo el experimento.....	29
5.2 Materiales y equipo.....	29
5.3 Metodología.....	30
5.3.1 Diseño del sistema bioelectroquímico.....	30

5.3.2	Parámetros evaluados.....	32
5.3.3	Métodos analíticos.....	32
5.3.3.1	pH.....	32
5.3.3.2	Voltaje.....	33
5.3.3.3	Temperatura.....	33
5.3.3.4	Conductividad eléctrica.....	33
5.3.3.5	Demanda química de oxígeno.....	34
5.3.3.5.1	Materiales utilizados para determinar la DQO.....	34
5.3.3.5.2	Solución de dicromato de potasio.....	35
5.3.3.5.3	Solución de sulfato de plata y ácido sulfúrico.....	35
5.3.3.5.4	Determinación de la DQO.....	35
5.3.3.6	Sólidos totales y sólidos totales suspendidos.....	36
5.3.3.6.1	Materiales y equipos utilizados para determinar los sólidos totales y sólidos totales suspendidos.....	36
5.3.3.6.2	Procedimiento.....	37
5.3.3.6.3	Medición de los sólidos suspendidos totales	38
5.3.3.6.4	Medición de los sólidos totales.....	39
5.3.3.7	Nitratos y nitritos.....	39
5.3.3.8	Fosfatos.....	40
5.3.3.9	Cloros totales y cloros libres.....	40
5.3.3.10	Dureza total.....	41
5.3.3.11	Alcalinidad total.....	41

6. Resultados	41
6.1 pH.....	41
6.2 Voltaje.....	42
6.3 Temperatura.....	43
6.3.1 Eficiencia de remoción de la DQO y la temperatura ambiente.....	43
6.3.2 Voltaje generado por el sistema bioelectroquímico y la temperatura ambiente.....	45
6.3.3 Conductividad eléctrica.....	45
6.4 Conductividad eléctrica.....	47
6.5 Demanda química de oxígeno.....	48
6.6 Sólidos totales y sólidos totales suspendidos.....	49
6.7 Nitritos y nitratos.....	50
6.8 Fosfatos.....	51
6.9 Cloros totales y cloros libres.....	51
6.10 Dureza total.....	52
6.11 Alcalinidad total.....	53
7. Conclusiones	53
8. Bibliografía	54

ABREVIATURAS

ARM: Agua residual municipal

CCM: Celda de combustible microbiano

CDM: Celda de desalinización microbiana

CE: Conductividad eléctrica

CEM: Celda de electrolisis microbiana

CESM: Celda de electrosíntesis microbiana

CL: Cloro libre

CT: Cloro total

DBO: Demanda bioquímica de oxígeno

DP: Densidad de potencia

DQO: Demanda química de oxígeno

EC: Eficiencia coulombica

EPU: Espuma de poliuretano

OMS: Organización mundial de la salud

pH: Potencial de hidrogeno

RI: Resistencia interna

SBE: Sistema bioelectroquímico

ST: Sólidos totales

STS: Solidos totales suspendidos

%ERDQO: Porcentaje de eficiencia de remoción de la DQO

Talc: Alcalinidad total

THdn: Dureza total

TRH: Tiempo de retención hidráulica

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Un biofiltro percolador o biotorre. Este se compone de muchas unidades de plástico apiladas unas sobre otras. Las dimensiones del biofiltro pueden ser 20 m de diámetro por 10 a 30 m de profundidad.....	24
Figura 2. Descripción general de los mecanismos de eliminación de amoníaco en un CCM.....	27
Figura 3. Esquema del sistema bioelectroquímico.....	31
Figura 4. Sistema bioelectroquímico utilizado durante la investigación.....	31
Figura 5. Comportamiento del pH influente, pH de la cámara anódica y pH efluente.....	42
Figura 6. Voltaje generado por el sistema bioelectroquímico.....	43
Figura 7. Porcentaje de eficiencia de remoción de la DQO del compartimento anódico y la temperatura ambiente registrada en los días de monitoreo.....	44
Figura 8. Porcentaje de eficiencia de remoción de la DQO del efluente y la temperatura ambiente registrada en los días de monitoreo.....	44
Figura 9. Voltaje generado en el sistema bioelectroquímico y la temperatura ambiente registrada en los días de monitoreo.....	45
Figura 10. Conductividad eléctrica del compartimento anódico y la temperatura ambiente registrada en los días de monitoreo.....	46
Figura 11. Conductividad eléctrica del efluente y la temperatura ambiente registrada en los días de monitoreo.....	46

Figura 12. Comportamiento de la conductividad eléctrica influente, del compartimento anódico y efluente.....	48
Figura 13. Porcentaje de remoción de la DQO del compartimento anódico y efluente.....	49

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Contenido de sólidos totales del influente, compartimento anódico y efluente.....	50
Tabla 2. Contenido de sólidos totales suspendidos del influente, compartimento anódico y efluente.....	50
Tabla 3. Contenido de nitratos y nitritos.....	51
Tabla 4. Contenido de fosfatos en el efluentes.....	51
Tabla 5. Contenido de cloros en el efluentes.....	52
Tabla 6. Contenido de dureza total en el efluente.....	52
Tabla 7. Contenido de alcalinidad total en el efluente.....	53

RESUMEN

Los sistemas bioelectroquímicos (SBE) son dispositivos utilizados para tratar aguas residuales y cuentan con la ventaja de generar energía eléctrica a la par de tratar distintos residuos y son eficientes a temperaturas ambientes. En esta investigación se utilizó un SBE en forma de H empacado con compósitos de poliuretano-polipirrol/polianilina operado a temperatura ambiente para tratar aguas residuales municipales (ARM) y poder comparar el rendimiento del compartimento anódico y el compartimento catódico. Los resultados de los parámetros obtenidos fueron: el porcentaje de eficiencia de remoción de la DQO (%ERDQO) del compartimento anódico 23.13%, el compartimento catódico 53.37% y el efluente 76.5%; los sólidos totales (ST) influente 0.46 g/L, compartimento anódico 0.48 g/L y efluente 0.015 g/L; los sólidos totales suspendidos (STS) influente 0.24 g/L, compartimento anódico 0.08 g/L y efluente 0.036 g/L; pH influente 7.08, compartimento anódico 6.95 y efluente 6.5; voltaje generado por el SBE 78.50 mV; conductividad eléctrica (CE) influente 175.56 $\mu\text{S}/\text{cm}$, compartimento anódico 181.76 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y efluente 179.39 $\mu\text{S}/\text{cm}$; nitritos en el efluente 50 ppm; nitratos en el efluente 3 ppm; fosfatos en el efluente 50 ppm; cloros totales (CT) en el efluente 0 ppm; cloros libres (CL) en el efluente 0 ppm; dureza total (THdn 425 ppm) y alcalinidad total (Talc) en el efluente 210 ppm.

Palabras clave: aguas residuales municipales, sistema bioelectroquímico, compartimento anódico, compartimento catódico, efluente.

1. INTRODUCCIÓN

A nivel global desde el año de 1990 se tiene un nivel alarmante de la falta de servicios y saneamiento de agua contando con aproximadamente 2,600 millones de personas que usan fuentes de agua potable mejoradas y una cifra de 663 millones de personas que no cuentan con estos servicios antes mencionados, también un aproximado de 1,800 millones de personas hacen uso de fuentes de agua que vienen contaminadas con residuos fecales, pese a estas alarmantes cifras se tienen datos que demuestran que entre los años de 1990 y 2015 hubo un aumento del 76% al 91% de personas que hacen uso del sistema de agua potable mejorada. El saneamiento es otro tema que es de suma importancia ya que un aproximado de 2,400 millones de personas carecen de estos servicios donde entran lo que son letrinas y sanitarios, esto provoca que 80% de las descargas residuales de actividad humana terminen en mares y ríos, esto a su vez ha provocado grandes problemáticas como la muerte de alrededor de 1,000 niños por día a causa de la diarrea (ESCAP, 2016).

El término “acceso a fuentes de agua mejorada” puede hacer alusión a hogares que tienen fuentes de agua que son técnicamente mejores que las tradicionales, aunque no se asegura que se refiera a aguas potables como norias, manantiales y conexiones domésticas; mientras que el término “saneamiento mejorado” se refiere a las aguas residuales sanitarias, pozos simples y ventilados, sistemas sépticos y sistemas de alcantarillado público (Montgomery & Elimelech, 2007; Anda-Sánchez, 2017).

En México se estima un total de 235.8 metros cúbicos por segundo de aguas residuales generadas de los cuales solamente se tratan 86.3 metros cúbicos, lo que se traduce al 35.5% del total generado (CONAGUA, 2010). Este porcentaje es alto en comparación con países subdesarrollados que tratan únicamente 10% de sus aguas residuales, mientras que en algunos países de América Latina se tratan aproximadamente solo el 14% (Reynolds, 2001; Silva, 2006).

El tratamiento biológico tiene como objetivo degradar la materia coloidal, disuelta o sedimentable en flóculos biológicos y algunos compuestos solubles que pueden ser encontrados en la materia orgánica ya sea la biodegradable o la no biodegradable. El tratamiento biológico tiene la metodología de actuar bajo las capacidades naturales de los microorganismos para poder cerrar los ciclos elementales dentro de cuales se encuentran el

nitrógeno, carbono y el fósforo. El diseño de los procesos biológicos está basado en la creación de nichos ecológicos para poder seleccionar a aquellos microorganismos que estén mejor adaptados a las condiciones de los sistemas (López *et al.*, 2017).

Los sistemas bioelectroquímicos (SBE) han generado bastante interés dentro de la comunidad científica mundial debido a la tecnología energética y ambientalmente sustentable que ofrece, a la capacidad de poder generar energía eléctrica y simultáneamente tratar distintos residuos (Rabaey & Verstraete, 2005; Domínguez-Maldonado *et al.*, 2014; Liu *et al.*, 2014). Una ventaja que tienen los SBE sobre otros dispositivos convencionales es que destacan por la capacidad de poder usar diversos sustratos como lo son la glucosa, residuos orgánicos o la celulosa, también tienen la ventaja de no usar como catalizadores a los metales preciosos como el oro, la plata o el platino, además de que pueden operar a temperatura ambiente (Pant *et al.*, 2012). Uno de los SBE que más destaca son las celdas de combustible microbiano (CCM) por su versatilidad y por su capacidad de poder utilizar microorganismos exoelectrógenos para generar energía eléctrica por la oxidación de compuestos orgánicos (Valdez-Ojeda *et al.*, 2014; Zhao *et al.*, 2017).

Los sistemas bioelectroquímicos se han utilizado para tratar aguas residuales municipales. Buitrón & Cervantes-Astorga (2013) trataron agua residual municipal mediante una CCM hecha con materiales de bajo costo, el ánodo fue hecho de fibras de grafito y el cátodo de papel grafito, la CCM fue monitoreada durante 21 ciclos (2.3 días cada uno) a una temperatura de 20-22°C. La CCM produjo hasta 207 ± 30 mV y tuvo una remoción de materia orgánica por arriba del 80%. Liang *et al.* (2018) probaron una CCM de 1000 litros (consistente de un sistema modular de 50 CCM de 20 litros cada una, con tres ánodos y cátodos con electrodos de carbón activado) para tratar agua residual municipal de las plantas de tratamiento de Xiao Jiahe (con baja concentración de la DQO 60 - 100 mg/L) y Yong Feng (con alta concentración de la DQO 200 - 400 mg/L) (Beijing, China) obteniendo una eficiencia de remoción de la DQO del 70 a 90% en ambos casos. Repuello *et al.* (2020) utilizaron un sistema bioelectroquímico con el fin de tratar aguas residuales municipales en Cd. Huancavelica en Perú, y generar a su vez energía eléctrica, los experimentos consistieron en 3 celdas tipo H con un electrodo de tela de carbón de platino sobre Vulcan tanto en el ánodo como en el cátodo, utilizando una membrana selectiva de protones Nafion 117 y como

inoculo lodo activado de una tratadora municipal de la misma ciudad. Estas celdas tipo H fueron inoculadas con diferentes porcentajes de bacterias, 1) 40% inoculo y 60% sustrato, 2) 50% inoculo y 50% sustrato y 3) 60% inoculo y 40% sustrato. Los mejores resultados se obtuvieron con la celda 2 en la cual se generó más de 500 mV y se detectó una eficiencia de remoción aproximadamente el 45%. (Buitrón & Cervantes-Astorga., 2013).

2. OBJETIVO GENERAL

Comparar los efluentes del ánodo y cátodo de un sistema bioelectroquímico con alimentación continua para el tratamiento de agua residual municipal mediante la medición de algunos parámetros.

2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Determinar los parámetros como demanda química de oxígeno (DQO), sólidos totales (ST), sólidos totales suspendidos (STS), potencial de hidrógeno (pH) en el influente, compartimento anódico y efluente durante 108 días
2. Analizar los resultados del comportamiento del efluente y el compartimento anódico.

3. HIPÓTESIS

El SBE en forma de H tendrá un desempeño que se traducirá en una alta eficiencia de remoción de la demanda química de oxígeno y generará energía en forma de voltaje, debido a que el sistema cuenta con organismos exoelectrógenos capaces de producir dicha energía eléctrica a través de la oxidación de compuestos orgánicos.

4. REVISIÓN DE LITERATURA

4.1 ¿Qué son las aguas residuales municipales?

Las aguas residuales municipales (ARM) pueden ser definidas como el suministro de agua que es utilizado en varias aplicaciones ocasionando que contenga componentes que la vuelven inservible para su uso sin un previo tratamiento (Tchobanoglous *et al.*, 2013). Algo que caracteriza a las ARM a diferencia de otras aguas residuales es que los contaminantes están en bajas concentraciones, además de que es una mezcla de los residuos humanos y aguas que provienen de establecimientos, baños públicos, zonas de lavado y limpieza (Ostermeyer *et al.*, 2022). Para poder recolectar las ARM se utiliza un sistema de alcantarillado subterráneo que termina en una planta tratadora central, existen dos tipos de sistemas de alcantarillados, los sistemas de alcantarillado combinado que su función es recoger todas las aguas residuales junto con el agua de lluvia; y los sistemas de alcantarillado sanitario en donde se recogen únicamente las aguas residuales. Las plantas tratadoras de aguas residuales llegan a tener capacidades de entre 100,000 y 1,000,000 de litros de equivalentes de población, por esta razón es que la mayoría de países ha optado por el uso del sistema de alcantarillas sanitarias (Ostermeyer *et al.*, 2022).

Algunos recursos pueden ser recuperados al tratar las ARM, pero las cantidades que son recuperadas dependen de varios factores, entre ellos pueden estar la composición de las aguas residuales, la capacidad con la que cuentan las plantas tratadoras, la eficiencia de los equipos y el modo de operación, un ejemplo de los recursos obtenidos es el biogás que se obtiene de la digestión anaerobia y este ayuda a la producción de energía tanto eléctrica como térmica (Ostermeyer *et al.*, 2022).

4.2 Problemática de las aguas residuales municipales

Cuando hablamos de agua hablamos de un recurso que es sumamente importante para cualquier sociedad dentro de los rubros socioeconómico e industrial, especialmente en regiones que son áridas y semiáridas donde su economía depende de actividades como la ganadería, la agricultura y la industria y se ven limitadas por la falta de este recurso (Valdes-Ramos *et al.*, 2019).

Los países en desarrollo en donde se incluye México aún enfrentan un desafío en cuanto al tratamiento de las ARM, ya que solo el 10% llega a ser tratada, como consecuencia de esto las ARM se van degradando en diversos grados. En México se han creado más plantas tratadoras de ARM, para el año 2018 se tenía un aproximado de 2,526 plantas tratadoras en funcionamiento donde el caudal recolectado por el sistema de alcantarillado era de 215.2 m³/s con una capacidad de tratamiento del 35.9% lo que se traduce a 135.6 m³/s (Cáñez-Cota, 2022) En los países desarrollados se cuentan con un mayor número de sistemas de recolección de aguas residuales donde tienen la capacidad de recolectar mayores volúmenes de ARM, pero como consecuencia de esto es necesario tener una capacidad de tratamiento alta (Zurita *et al.*, 2012).

La utilización de las aguas residuales tratadas trae consigo una serie de beneficios y de riesgos, dentro de los beneficios podemos encontrar la reducción del estrés de los cuerpos de agua y la reducción de la contaminación de aguas dulces (Vergine *et al.*, 2017); las aguas tratadas contienen nutrientes benéficos para las plantas por lo que se disminuye la utilización de fertilizantes (Tran *et al.*, 2016); aumentar la disponibilidad del agua para las zonas urbanas al conservar y gestionar los recursos de agua dulce (De Gisi *et al.*, 2017) y lo más importante, la parte económica, ya que suelen ser más accesibles las aguas tratadas que las aguas dulces en cuanto a precio (Reznik *et al.*, 2017). Por el lado contrario, también se han identificado algunos riesgos del efluente, uno de los principales riesgos en el uso para riego ya que puede ser causante de acumulación de contaminantes tanto químicos como biológicos en los suelos afectando sus cualidades fisicoquímicas y microbiológicas, para finalmente afectar la producción y fertilidad (Becerra-Castro *et al.*, 2015; Elgallal *et al.*, 2016).

4.3 Tratamiento de aguas residuales municipales.

El objetivo principal que se trata de alcanzar al tratar aguas residuales municipales es la eliminación y degradación de la materia orgánica. Un tratamiento completo de aguas residuales está compuesto principalmente por tres pasos, que son el tratamiento primario, secundario y terciario (Gerba & Pepper, 2019).

4.3.1 Tratamiento primario

El tratamiento primario se encarga de separar sólidos grandes de la corriente de desechos y es el primer paso para tratar las ARM. El método de operación es el uso de una rejilla metálica que se encarga de separar los desechos grandes, por ejemplo, ramas o incluso neumáticos, cuando las ARM ingresan a la planta tratadora. Después de este paso, una pantalla móvil se encarga de filtrar desechos más pequeños como lo pueden ser botellas y pañales, después en un tanque se asienta lo que es la arena y la grava. La corriente es bombeada a un tanque de sedimentación primario donde la mitad de los sólidos orgánicos suspendidos son depositados al fondo en forma de lodo al cual se le conoce como lodo primario y se dónde se crea una eliminación de algunos patógenos primarios (Gerba & Pepper, 2019).

4.3.2 Tratamiento secundario

En el tratamiento secundario se usan microorganismos que sirven para descomponer los sólidos suspendidos restantes, a esto se le conoce como degradación biológica y se utiliza para reducir el número de patógenos. El efluente que resulta del tratamiento primario es llevado a un lecho filtrante percolador a modo de tratamiento biológico, después es pasado a un tanque de aireación o a una laguna de aguas residuales donde se recibe un tratamiento de desinfección (Gerba *et al.*, 2019).

4.3.2.1 Tratamiento biológico

El tratamiento biológico de las ARM consta de un sistema eficiente que se encarga de la valorización del exceso de la eliminación de los nutrientes hasta un cierto punto (Wei *et al.*, 2003) ya que las aguas residuales que contiene una relación > 0.5 en su Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)/DQO se pueden biodegradar de manera más sencilla por medio de algunas técnicas biológicas donde podemos encontrar biorreactores de membrana, mantas de lodos activos, reactores discontinuos de secuenciación y los SBE (Tchobanoglous *et al.*, 2014).

4.3.2.2 Filtros percoladores

Los filtros percoladores son los primeros sistemas para el tratamiento biológico de residuos, estos pueden estar conformados por unidades de plástico si hablamos de filtros más avanzados, si vemos filtros más antiguos estos están conformados por lechos de piedras o ya sea láminas de plástico corrugado, como se puede observar en la figura 1. En estos filtros se encuentran microorganismos aerobios que se encargan de interceptar el material orgánico y degradarlo, ya que el efluente es bombeado a través de un pulverizador aéreo donde se encuentra una biopelícula formada por bacterias y microorganismos en la superficie del filtro. La materia orgánica que pasa por el filtro forma una biopelícula llamada zoogeal que se compone por bacterias, hongos, algas y protozoos. Con el tiempo en la biopelícula se vuelve un ambiente anaerobio ya que al aumentar el espesor de la biopelícula se crea una difusión limitada del oxígeno y como resultado de esto, los microorganismos se desprenden de la superficie lo que permite la formación de nueva biopelícula. Finalmente, la DBO es reducida en un 85% gracias a estos filtros percoladores (U.S. EPA, 1977).



Figura 1. Un biofiltro percolador o biotorre. Este se compone de muchas unidades de plástico apiladas unas sobre otras. Las dimensiones del biofiltro pueden ser 20 m de diámetro por 10 a 30 m de profundidad (Gerba & Pepper, 2019).

4.3.2.3 Lodos activados convencionales

El proceso de los lodos activos también es conocido como la digestión del tanque de aireación y una característica principal de este método es el reciclaje de una gran cantidad de biomasa para la obtención de un gran número de microorganismos que se usan para oxidar la materia

orgánica en un corto tiempo. En este proceso el efluente salido del tratamiento primario es bombeado a un tanque donde se mezcla con lodo activo que es una suspensión rica en bacterias. Después es pasado a un tanque de sedimentación secundario donde el agua es extraída y parte del lodo es eliminado del fondo, mientras que otra parte es utilizada como inóculo en el efluente primario. El lodo secundario y el lodo del tratamiento primario se juntan y posteriormente son digeridos anaeróbicamente para obtener biosólidos. En este proceso la concentración de patógenos se ve reducida gracias a microorganismos antagonistas, así como la adsorción o incorporación en el lodo secundario (Bitton, 2011).

4.3.2.4 Biorreactores de membrana

Los Biorreactores de Membrana BRM son un conjunto de tratamientos biológicos que cuentan con separaciones de membranas microporosas o de ultrafiltración y este proceso consiste en un biorreactor que tiene un tanque y una unidad de membrana que pueden estar fuera del biorreactor o sumergido dentro del mismo. Las membranas pueden ser de varios tamaños de poro y estas actúan reteniendo sólidos suspendidos y manteniendo una alta concentración de biomasa dentro del biorreactor, las membranas porosas que cuentan con poros más grandes tienen la capacidad de separar las partículas mecánicamente y a esto se le conoce como microfiltración o ultrafiltración. A las interacciones fisicoquímicas que se dan entre los componentes permanentes y el material de la membrana se le conoce más comúnmente como ósmosis inversa o nanofiltración (Wang *et al.*, 2012).

4.3.2.5 Sistemas bioelectroquímicos

Los SBE son tecnologías encargadas de tratar las aguas residuales mientras que a su vez recuperan algunos recursos de esas aguas tales como nutrientes, energía y algunos compuestos orgánicos de importancia (Zou *et al.*, 2018 & Wang *et al.*, 2013) por esto han sido objeto de estudio y como derivados de los SBE están las celdas de combustible microbiano (CCM) que son muy útiles para la generación de energía eléctrica, las celdas de electrolisis microbiana (CEM) para la producción química, las celdas de desalinización microbiana (CDM) que nos ayuda a retirar las sales del agua que proviene del mar y por último las celdas de electrosíntesis microbiana (CESM) que son de utilidad para la síntesis

orgánica (Wang *et al.*, 2013). Los BES han sido mejorados al pasar el tiempo, algunos aspectos que han ido evolucionando son la comprensión de procesos biológicos, los diseños con los que se presentan, el uso de mejores materiales para optimizar su uso y lo principal la producción de energía en forma de electricidad (Choudhury *et al.*, 2017).

Comparado con los sistemas electroquímicos convencionales los SBE son considerados únicos y dado esto deben tener una evolución en el campo de la electroquímica, esto para poder asegurar un rendimiento con mucha mayor precisión en sus parámetros como la densidad de potencia, donde se sabe que en estudios anteriores este parámetro era medido como potencia por área de superficie del electrodo, sin embargo recientemente se ha utilizado un modelo tridimensional de los SBE donde este mismo parámetro ahora es medido como potencia por volumen del compartimento ánodo/cátodo (Rabaey *et al.*, 2005). Otro parámetro que se mejora es la Eficiencia Coulómbica (EC) que se da en las CCM y que es usada principalmente para describir la eficacia que se obtiene en la conversión de donantes de electrones hacia una corriente eléctrica. Gracias a los compuestos orgánicos eliminados es que se puede obtener la cantidad de donantes de electrones, esto significa que una variación en la eliminación de la materia orgánica afecta directamente a la EC (Ng *et al.*, 2009).

Los SBE son una alternativa sobre los procesos convencionales para la eliminación del nitrógeno en el tratamiento de aguas residuales que ofrecen algunas ventajas en comparación. El sistema SBE está centrado en cuatro mecanismos, el primer mecanismo es la eliminación/recuperación del amonio y consta del transporte pasivo y activo a través de la membrana de intercambio iónico sumado al combinado ácido/base en equilibrio. El segundo mecanismo es la desnitrificación del nitrato para volverlo gas N_2 por medio de microorganismos alojados en el cátodo, para esto lo primordial es que primero se forme el nitrato a través de la oxidación del amonio y a su vez el amonio se puede convertir en N_2 por el proceso Anammox. El tercer mecanismo se da en el ánodo, aquí el amonio es convertido directamente en gas nitrógeno gracias a microorganismos alojados en el ánodo. El cuarto mecanismo es la incorporación de amonio en la biomasa que se da durante el crecimiento microbiano que tiene lugar en el ánodo. La manera en que este sistema genera la energía en forma de electricidad se da en parte por la oxidación directa del amonio al gas nitrógeno, ya que el amonio se involucra directamente como combustible anódico o indirectamente como

sustrato para nitrificadores y esto a su vez produce compuestos orgánicos para los heterótrofos, el proceso general del funcionamiento de un SBE se puede observar en la figura 2 (He *et al.*, 2009). El amonio puede ser transportado a través de la membrana (1) ya sea pasivamente a través de la difusión de amoníaco (1a) o activamente a través de la migración en forma de amonio (1b). El amoníaco puede salir del sistema al evaporarse en su forma gaseosa como resultado del pH elevado en el cátodo (1c). En la cámara del cátodo, puede ser (biológicamente) oxidado por oxígeno y desnitrificado por microorganismos en el cátodo (2a) o en solución (2b) – las líneas discontinuas muestran procesos que son independientes de los electrodos. En el ánodo, se ha sugerido que el amoníaco puede ser directamente nitrificado / desnitrificado a gas nitrógeno por microorganismos (3). Finalmente, el amonio puede incorporarse a la biomasa para el crecimiento (4), ya sea en el ánodo o en la cámara del cátodo (figura 2).

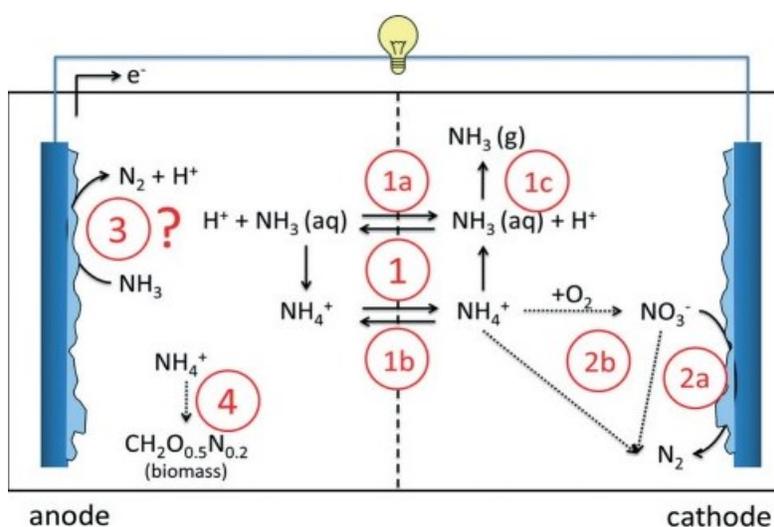


Figura 2. Descripción general de los mecanismos de eliminación de amoníaco en un CCM (Arredondo *et al.*, 2015).

4.3.3 Tratamiento terciario

El tratamiento terciario implica una serie de pasos adicionales después de que el agua haya pasado por el tratamiento secundario, esto se hace para poder reducir aún más los compuestos orgánicos, el nitrógeno, el fósforo, los patógenos y algunos metales. Además, este tratamiento se practica para la protección de la vida silvestre cuando se hacen las descargas en ríos o

lagos, o más comúnmente cuando se hacen riegos para el cultivo de alimentos. La mayoría de estos procesos pasa por un tratamiento fisicoquímico como lo puede ser la osmosis inversa, coagulación, filtración, entre otros (Gerba & Pepper, 2019).

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 Localización donde se llevó a cabo el experimento

El presente experimento fue llevado a cabo en el laboratorio de Biología del Departamento de Botánica de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro que se encuentra en la localidad de Buenavista, municipio de Saltillo, estado de Coahuila.

5.2 Materiales y equipo

- Ácido Sulfúrico
- Agitador Magnético Civeq
- Aluminio
- Balanza electrónica de precisión US Solid
- Bascula American Scientific Products
- Bomba peristáltica Monostat Simon
- Capsula de Porcelana
- Centrifuga J-600
- Crisoles
- Cúter
- Desecador Pyrex
- Digestor Hach DRB 200
- Electrodo ORION 013005MD
- Espátula
- Espectrofotómetro Hach DR5000
- Filtros de Fibra de Vidrio Ahlstrom 47cm
- Frascos de Cultivo Kimax 80 ml
- Gradillas
- Guantes de Látex Mc Gloves
- Horno Orsa
- Incubadora Hach Modelo 205
- Jeringas BD 5ml
- Matraces 50 ml y 500 ml

- Matraz de Aforación Pyrex 1L
- Micropipeta Labmate
- Parafilm
- Pizetas
- Pinzas
- Potenciómetro Thermo Scientific Orion Star A215
- Probetas Pyrex 100ml y 250ml
- Puntillas
- Refrigerador Mabe No Frost
- Sistema de Filtración Glassco 250ml
- Termómetro
- Tijeras
- Tiras de pH Macherey-Nagel
- Tubos Hach con tapa
- Tubos Kimax
- Vasos de Precipitado Pyrex 200ml y 500ml
- Voltímetro Steren PC-Link

5.3 Metodología

5.3.1 Diseño del sistema bioelectroquímico

El SBE utilizado constaba de dos compartimentos que tenían una capacidad combinada de 12 L, cada compartimento soportaba 6 L de carga y se encontraban separados por una membrana de intercambio catiónico. El SBE estaba formado por una celda de combustible microbiano que contenía espuma de poliuretano (EPU) que estaba polimerizada con polipirrol-co-polianilina en forma de discos con un diámetro de 11 cm. Dentro del reactor se alojaron 8 electrodos que se acoplaban a cada compartimento gracias a dos varillas de acero inoxidable que su función era recolectar los electrones, en el ánodo se pusieron 8 electrodos conformados por compósitos de EPU/Grafito/PPy; y en cátodo de igual manera se alojaron 8 electrodos conformados por compósitos de EPU/Grafito. En la figura 3 se observan las partes del SBE (Pérez-Rodríguez *et al.*, 2018).

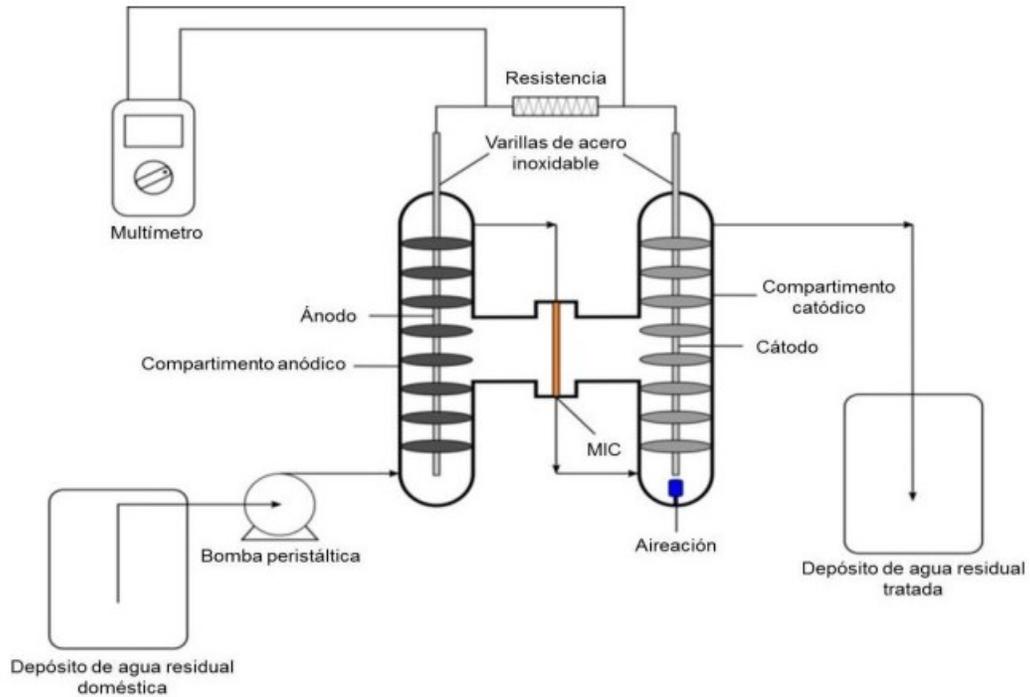


Figura 3. Esquema del sistema bioelectroquímico (Pérez-Rodríguez *et al.*, 2018).

El SBE fue alimentado mediante una bomba peristáltica con ARM que se dirigía hacia el compartimento anódico (anaerobio) y después pasaba al compartimento catódico (aerobio). El compartimento catódico recibía aireación mediante una bomba aireadora. La investigación fue llevada a cabo durante 108 días con un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 48.72 h. En la figura 4 se puede observar el SBE utilizado en la investigación.



Figura 4. Sistema bioelectroquímico utilizado durante la investigación.

5.3.2 Parámetros evaluados

La investigación se llevó a cabo durante un periodo total de 6 meses en el cual se midieron diversos parámetros para monitorear el desempeño del SBE, los parámetros que se midieron cotidianamente fueron pH, DQO, CE, voltaje, ST y STS. El contenido de nitratos, nitritos, fosfatos, cloro total (CT), cloro libre (CL), dureza total (THdn) y alcalinidad total (Talc) fueron medidos por única ocasión.

5.3.3 Métodos analíticos

El pH, el voltaje y la DQO fueron parámetros que se midieron diariamente durante todo el tiempo de la investigación, en el caso del pH y la DQO se tomaron las muestras del influente (el agua residual municipal sin tratamiento) y el efluente (el agua residual municipal tratada por ambos compartimentos tanto anódico como catódico), en el caso de la DQO se tomaron muestras esporádicas del ánodo (el agua proveniente del compartimento anódico). La CE fue un parámetro que se comenzó a tomar en el cuarto mes dando un total de 32 lecturas. Las lecturas de ST y STS se realizaron por una única vez, teniendo 4 muestras de los ST y 3 muestras para los STS de los cuales se realizaron un promedio. Algunos datos extras que se recopilaban fueron CT, CL, THdn y Talc teniendo dos muestras de cada uno de estos parámetros que fueron tomadas en los meses 5 y 6 de la investigación midiendo con tiras indicadoras de la marca HACH.

5.3.3.1 pH

El pH se define como un logaritmo de la concentración de iones de hidrogeno, esta puede encontrarse en un rango que va de 0 a 14, donde 0 es el punto más ácido, 14 es el punto más alcalino y 7 es el rango intermedio neutral (Mora-Alvarado & Alfaro-Herrera, 2007). El rango de pH que se acepta para el agua de consumo humano oscila entre 6.5 como medida mínima y 8.5 como medida máxima según el Reglamento de Calidad de Agua Potable No. 32327 de la Presidencia de la Republica y el Ministerio de Salud (Zamora, 2009).

Para la investigación el pH fue determinado con un electrodo de la marca ORION 013005MD conectado al potenciómetro de la marca Thermo Scientific Orion Star A215, de igual manera se llegaron a utilizar tiras indicadoras de la marca Macherey-Nagel.

5.3.3.2 Voltaje

También conocido como diferencia de potencial, el voltaje es la fuerza con la que los electrones son empujados para poder llegar al cátodo, esto puede ser regulado por una fuente de poder de corriente directa (Call & Logan, 2008).

El voltaje generado en el SBE utilizado en la investigación fue medido por un voltímetro de la marca Steren PC-Link.

5.3.3.3 Temperatura

La temperatura es una constante que influye mucho en cuanto al desarrollo de algunos fenómenos que ocurren en torno al agua. Algunos ejemplos que se tiene son la solubilidad de los gases y de algunas sales y lo más importante las reacciones biológicas ya que estas se realizan a una temperatura óptima (Zamora, 2009).

La temperatura máxima y mínima pudieron ser registradas gracias a la página de internet AccuWeather.

5.3.3.4 Conductividad Eléctrica

La CE se define como una habilidad con la que cuenta una solución para poder conducir electricidad. Los iones que provienen de las sales y los ácidos de la solución fuente son capaces de llevar una corriente eléctrica a través de soluciones de agua. Mientras más concentrada sea la solución de fuente se obtiene un mayor número de iones lo que se traduce al incremento de la CE (Zamora, 2009).

La CE se determinó con un electrodo de la marca ORION 013005MD conectado al potenciómetro de la marca Thermo Scientific Orion Star A215.

5.3.3.5 Demanda Química de Oxígeno

La DQO es un análisis que no es específico, pero sirve para determinar los requerimientos de oxígeno de las ARM, en comparación con la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) donde esta no es lo suficientemente efectiva debido a la presencia de tóxicos y de sustancias inhibidoras (Mayta & Mayta, 2017). Cuando la DQO se encuentra en altas concentraciones en las ARM se obtiene una desoxigenación de las aguas con las que se tiene contacto, además de que los organismos acuáticos se ven afectados en su requerimiento de oxígeno (Mayta & Mayta, 2017).

El método estándar para la determinación de la DQO es usando el dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$), la muestra se oxida gracias a una solución sulfúrica caliente del dicromato de potasio con sulfato de plata (Ag_2SO_4) que es usado como catalizador y el sulfato de mercurio ($HgSO_4$) es utilizado para enmascarar los cloruros y evitar interferencias. Generalmente la DQO debe tener un límite máximo permisible diario de 72 mg/l y mensual de 60 mg/l según la norma 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, ya que su uso está destinado hacia el riego agrícola. Este análisis se realizó por espectrofotometría con tubo cerrado.

La espectrofotometría es un método de análisis químicos cuantitativos donde es requerida la luz para poder medir las concentraciones de las sustancias químicas.

5.3.3.5.1 Materiales utilizados para determinar la DQO

- Ácido sulfúrico
- Agitador magnético Civeq
- Agua destilada
- Balanza electrónica de precisión US Solid
- Desecador Pyrex
- Dicromato de potasio
- Digestor Hach DRB 200
- Espectrofotómetro Hach DR5000

- Frascos ámbar
- Matraz de aforación Pyrex
- Sulfato de mercurio
- Sulfato de plata
- Tubos Hach con tapa

5.3.3.5.2 Solución de dicromato de potasio

Se recomienda usar material de vidrio para manipular los reactivos y una balanza de precisión para una medición exacta. Se pesaron 20 gr. del dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) y se metió al horno para secarlo durante 2 h a una temperatura de $103^\circ C$. Después se pasó a un desecador para enfriarse y de ahí se tomaron 10.216 gr. del dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) y 500 ml de agua destilada para pasarlos a un matraz de aforación con capacidad de 1 litro. a esto se le añadió 33.3 gr de sulfato de mercurio ($HgSO_4$) y 167 ml de ácido sulfúrico concentrado, añadiéndolo lentamente, ya que la solución se haya enfriado se afora a un litro con agua destilada, se puede usar un agitador magnético como ayuda en caso de que la mezcla no sea totalmente homogénea, finalmente la solución es pasada a frascos de color ámbar para evitar el contacto directo con la luz ya que la mezcla resulta ser fotosensible.

5.3.3.5.3 Solución de sulfato de plata y ácido sulfúrico

Se pesaron 15 gr de sulfato de plata (Ag_2SO_4) y se trasladaron a un matraz de aforación con capacidad de 1 litro. Después se afora con ácido sulfúrico concentrado y se deja reposar durante 2 días en un lugar sin humedad ni luz y finalmente se pasa la solución a un frasco de color ámbar.

5.3.3.5.4 Determinación de la DQO

Se tomaron 3.5 ml de la mezcla de sulfato de plata (Ag_2SO_4) y ácido sulfúrico y 1.5 ml de la mezcla del dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) y se pasaron a un tubo Hach con tapa, a esto se le agrega 2.5 ml de la muestra de ARM y se tapa bien, se realiza el mismo el paso cambiando la muestra de ARM por agua destilada para tener un blanco, se debe agitar lentamente por

inversión y llevar al digestor durante 2 h a una temperatura de 150° C. ya que haya pasado el tiempo en el digestor se sacan los tubos y se dejan enfriar a temperatura ambiente para después llevarlos al espectrofotómetro y poder leer su absorbancia a una longitud de onda de 620 nm.

5.3.3.6 Sólidos Totales y Sólidos Totales Suspendidos

La norma mexicana NMX-AA-034-SCFI-2015 establece el método para la medición de los sólidos y las sales disueltas, y esta norma es aplicable para aguas naturales, aguas residuales y aguas residuales tratadas.

El principio de este método se basa en la medición cuantitativa de los sólidos y sólidos disueltos, así como la cantidad de materia orgánica contenidos en aguas naturales, aguas residuales y aguas residuales tratadas, mediante la evaporación y la calcinación de la muestra filtrada o no, en su caso, a temperaturas específicas, en donde los residuos son pesados y sirven de base para el cálculo del contenido de estos.

5.3.3.6.1 Materiales y equipo utilizados para determinar los sólidos totales y sólidos totales suspendidos

Equipo

- Balanza analítica calibrada con resolución de 0.1 mg
- Equipo de filtración al vacío
- Horno de secado capaz de mantener la temperatura de $105\text{ °C} \pm 2\text{ °C}$
- Mufla eléctrica capaz de mantener la temperatura de $550\text{ °C} \pm 50\text{ °C}$
- Parrilla de calentamiento

Materiales

- Cápsulas de evaporación (porcelana, níquel o platino), del tamaño acorde al volumen de la muestra.

- Desecador, provisto con un desecante o con control de humedad.
- Dispositivo de filtración.
- Filtro de fibra de vidrio. Los filtros deberán ser circulares, con una porosidad de 1,5 μm y del diámetro correspondiente para adaptarse perfectamente en el dispositivo de filtrado.
- Pinzas para cápsula y/o crisol.
- Probeta
- Soporte de secado: charola de aluminio o Crisol Gooch.

5.3.3.6.2 Procedimiento

Preparación de cápsulas: introducir las cápsulas al horno a una temperatura de $105\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$, 20 min como mínimo. Únicamente en el caso de la medición de sólidos volátiles, las cápsulas posteriormente se introducen a la mufla a una temperatura de $550\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 50\text{ }^{\circ}\text{C}$, durante 20 min como mínimo. Después de este tiempo transferirlas al horno. Trasladar la cápsula al desecador y dejar enfriar por 20 min como mínimo. Pesar las cápsulas y repetir el ciclo horno-desecador y hasta obtener una diferencia $\leq 0.0005\text{ g}$ en dos pesadas consecutivas. Registrar como m1 considerando para los cálculos el último valor de la masa.

Preparación de dispositivo de filtración y/o soportes de secado

Utilizar filtro de fibra de vidrio que adapte al dispositivo de filtración y/o secado y/o charola de aluminio, con la ayuda de unas pinzas colocarlo con la cara rugosa hacia arriba en el dispositivo de secado y/o filtración. El soporte de secado con el filtro se introduce al horno a $105\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$ durante 20 min como mínimo, después de este tiempo transferirlo a un desecador. Pesar el dispositivo de filtración y/o soportes de secado y repetir el ciclo horno-desecador hasta obtener una diferencia $\leq 0.0005\text{ g}$ en dos pesadas consecutivas. Registrar como m2, considerando para los cálculos el último valor de la masa.

Preparación de la muestra

Las muestras deben estar a temperatura ambiente al realizar el análisis. Agitar las muestras para asegurar la homogeneización.

5.3.3.6.3 Medición de sólidos suspendidos totales (SST)

Sólidos suspendidos totales (SST): es el material constituido por los sólidos sedimentables, los sólidos suspendidos y coloidales que son retenidos por un filtro de fibra de vidrio con poro de 1,5 µm secado y llevado a masa constante a una temperatura de 105 °C ± 2 °C.

Se recomienda seleccionar el volumen de muestra de acuerdo con las características de esta. Homogeneizar la muestra mediante agitación vigorosa del envase, transferir de forma inmediata y en un solo paso un volumen adecuado de muestra a una probeta. Filtrar la muestra: a) A través del filtro colocado en el crisol Gooch, o b) A través del filtro que es tomado de la charola de aluminio y colocado en el equipo de filtración con ayuda de unas pinzas. Enjuagar la probeta con el volumen suficiente para arrastrar los sólidos y verter en el filtro.

Calcular el contenido de sólidos suspendidos totales (SST) de las muestras como sigue:

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

Donde:

- m_2 : es la masa del soporte de secado con el filtro antes de la filtración, en g.
- m_6 : es la masa del soporte de secado con el filtro, en g.
- V : es el volumen de muestra, en mL.

5.3.3.6.4 Medición de sólidos totales (ST)

Sólidos Totales (ST): Es el residuo que permanece en una cápsula después de evaporar y secar una muestra a una temperatura de $105\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Se recomienda seleccionar el volumen de muestra de tal manera que el residuo seco sobre la cápsula se encuentre en un intervalo de masa de 2.5 mg a 200 mg.

Transferir la muestra a la cápsula previamente puesta a masa constante y evaporar a sequedad en el horno de secado a $105\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$.

En caso de utilizar placa de calentamiento llevar a casi sequedad sin llegar a ebullición de la muestra y posteriormente pasar al horno de secado a $105\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$ para su secado total por 1 h.

Trasladar la cápsula al desecador y dejar enfriar por 20 min como mínimo. Llevar la cápsula a masa constante repitiendo el ciclo horno-desecador, hasta obtener una diferencia ≤ 0.0005 g en dos pesadas consecutivas. Registrar como m_3 , la última masa obtenida.

Calcular el contenido de sólidos totales de las muestras como sigue:

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

Donde:

- ST: son los sólidos totales, en mg/L
- m_3 : es la masa de la cápsula con el residuo, después de la evaporación, en gramos
- m_1 : es la masa de la cápsula vacía a masa constante, en gramos
- V: es el volumen de muestra, en mL.

5.3.3.7 Nitratos y nitritos

Los nitratos y nitritos son compuestos solubles que están conformados por moléculas de nitrógeno y de oxígeno. El nitrito (NO_2^-) raramente puede ser encontrado en las aguas subterráneas debido a que se puede convertir fácilmente en nitrato (NO_3^-) cuando se

encuentra en el ambiente. El nitrato es comúnmente utilizado como fertilizante y puede llegar a ser producido en enormes cantidades industrialmente. El nitrato es un compuesto esencial para el crecimiento de las plantas (Sigler & Bauder, 2012).

Según la Organización Mundial de la Salud (OMS), una persona promedio consume de 9 a 22 mg de nitrato por día que se encuentran principalmente en verduras de hojas verdes y vegetales que son de raíz tales como las remolachas, los rábanos o las zanahorias. El consumo promedio del nitrito es más bajo de 0.1 a 0.8 mg por día, principalmente proviene de las carnes crudas, debido a estas cantidades no se puede considerar un riesgo a la salud (Sigler & Bauder, 2012).

Para la investigación se utilizaron tiras Aquacheck de Hach para la medición de los nitritos y nitratos.

5.3.3.8 Fosfatos

Los fosfatos (PO_4^-) son formados a partir del fósforo inorgánico que está como mineral y este contribuye en el ciclo de este elemento en el ambiente. También existe en soluciones como partículas, fragmentos sueltos o en organismos acuáticos. Los fosfatos también pueden venir contenidos en el agua de la lluvia cayendo en los suelos y filtrándose hasta mantos acuíferos, ríos, manantiales y mares (Abarca *et al.*, 2007).

La contaminación del agua por este elemento es provocada principalmente por el uso de productos de limpieza que contienen compuestos fosforados como principios activos. El fósforo es esencial para el crecimiento de algunos organismos y puede llegar a ser un nutriente limitante de la productividad primaria. Al estar en altas concentraciones debido a las aguas residuales y aguas residuales tratadas, los fosfatos propician el crecimiento acelerado de macro y microorganismos y esto a su vez provoca eutrofización (APHA *et al.*, 1992). Los fosfatos fueron medidos con tiras Aquacheck de Hach.

5.3.3.9 Cloro total y cloro libre

El cloro libre es el que se encuentra presente en forma de ácido hipocloroso (HOCl). Ion hipoclorito (OCl^-) y cloro molecular disuelto. Mientras que el cloro total se refiere al cloro

que está presente en formas libres y combinadas (NMX-AA-108-SCFI-2001). Estos parámetros fueron medidos con ayuda de tiras Aquacheck de Hach.

5.3.3.10 Dureza total

La dureza es la representación de la concentración total de iones de calcio y magnesio contenidos en el agua. La dureza refleja la formación geológica por donde pasa el agua, algo muy característico acerca del agua dura es que para ciertos usos como los domésticos no son útiles debido a que esta necesita más jabón para poder producir espuma (Rosado-May *et al.*, 2002). La dureza total fue un parámetro que fue medido con las tiras Aquacheck de Hach.

5.3.3.11 Alcalinidad total

La alcalinidad total es un parámetro de suma importancia dentro del tratamiento de aguas residuales, ya que nos ayuda a determinar a una adecuada concentración de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos, estos tres factores ayudan a que el agua no disminuya su pH cuando se encuentra en presencia de ácidos. En otras palabras, se debe verificar y controlar que el agua no sea susceptible a volverse acida ya que en este caso no contaríamos con un agua que sea potable (Pérez-López, 2016). Este parámetro fue medido con tiras Aquacheck de Hach.

6. RESULTADOS

6.1 pH

En la figura 5 se observa el comportamiento del pH influente, del compartimento anódico y efluente durante la investigación.

El pH influente tuvo un registro máximo de 7.41 mientras que su pH mínimo fue de 6.55, obteniendo así un pH promedio de 7.08, se observa en la figura 5 que la variación de pH no fue muy significativa, sin embargo, del día 11 al 36 se reportó una variación entre el pH influente y el pH efluente. Lo que fue reportado por Poggi-Varaldo *et al.* (2014); Huang *et al.* (2011) fue que el cambio del pH afecta directamente la actividad de las bacterias

involucradas, además de que los gradientes de pH son producidos por la acidificación que sucede en la cámara anódica y la alcalinización que sucede en la cámara catódica.

El compartimento anódico fue monitoreado esporádicamente (17 muestreos), como resultado se registró un pH mínimo de 4.57 y un pH máximo de 7.62 y un pH promedio de 6.95. En este caso el pH efluente no tuvo mucha variación en comparación con el pH del compartimento anódico y el pH influente, en la mayoría de tiempo se quedó en un punto medio, sin embargo, a partir del día 53 se registró como el pH más alto de los tres.

El pH efluente fue medido diariamente teniendo como pH mínimo una lectura de 4.1 siendo el punto más ácido y un pH máximo de 8.44 siendo el punto más alcalino, el rango de pH promedio fue de 6 a 6.5 y se sabe que teniendo un pH entre neutro y alcalino se puede evitar la reproducción de algunos organismos patógenos como lo son los huevos de helmintos y los coliformes fecales reduciendo su población significativamente (Koné *et al.*, 2007). También la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos Americanos en 1975 reportó que la concentración de amoniaco incrementa cuando el pH tiene un valor igual o mayor a 8., esto se debe a la desprotonización del amonio por la constante de disociación.

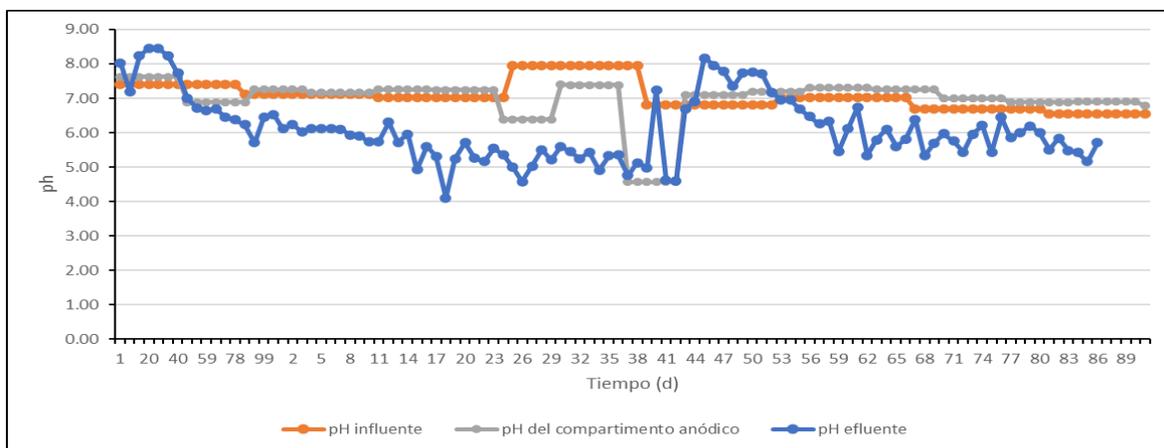


Figura 5. Comportamiento del pH influente, pH del compartimento anódico y pH efluente.

6.2 Voltaje

En la figura 6 se muestra la generación de voltaje del SBE que se obtuvo durante toda la investigación, este parámetro fue medido diariamente. La lectura mínima fue de 1.34 mV y la máxima de 177.8 mV. Se puede observar que el voltaje generado durante los primeros

siete días fue bajo y este se fue incrementando al pasar los días. La generación de voltaje tuvo altibajos durante el período de monitoreo, obteniendo un promedio de 78.50 mV. Borole *et al.* (2009) indicaron que el desempeño eléctrico de las CCM se puede estudiar a partir de su generación de voltaje de una resistencia externa que se encuentra conectada entre el ánodo y el cátodo, algunos parámetros que pueden ser evaluados con el voltaje generado son la densidad de potencia (DP), la eficiencia coulombica (EC) y la resistencia interna (RI).

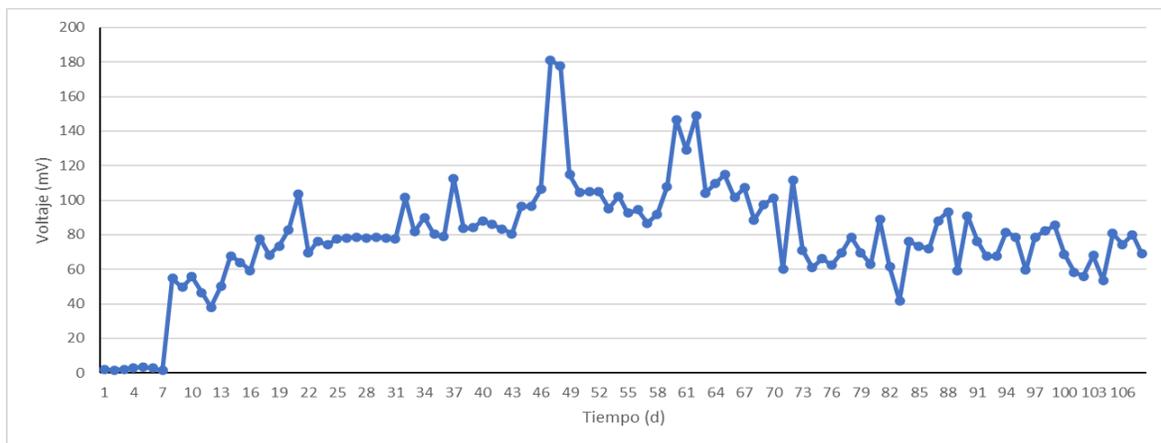


Figura 6. Voltaje generado por el sistema bioelectroquímico.

6.3 Temperatura

6.3.1 Eficiencia de remoción de la DQO y la temperatura ambiente

La figura 7 muestra la eficiencia de la remoción de la DQO del compartimento anódico respecto a la temperatura ambiente (mínima y máxima) que se registró durante el periodo de estudio. Se puede notar que el porcentaje de remoción está relacionada con la temperatura ambiente, ya que cuando la temperatura se mantenía entre los 15°C y 25°C el porcentaje de remoción se mostraba estable y alto, el pico más alto de porcentaje de remoción fue a una temperatura de 25°C como máximo, mientras que por el contrario el punto más bajo de remoción se detectó cuando la temperatura cayó a -1°C. Cheng *et al.* (2011) observaron que en temperaturas bajas de 4° a 10° disminuía el porcentaje de eficiencia de remoción de la materia orgánica, este fenómeno se atribuye a que a que las bacterias del compartimento anódico disminuyen su metabolismo.

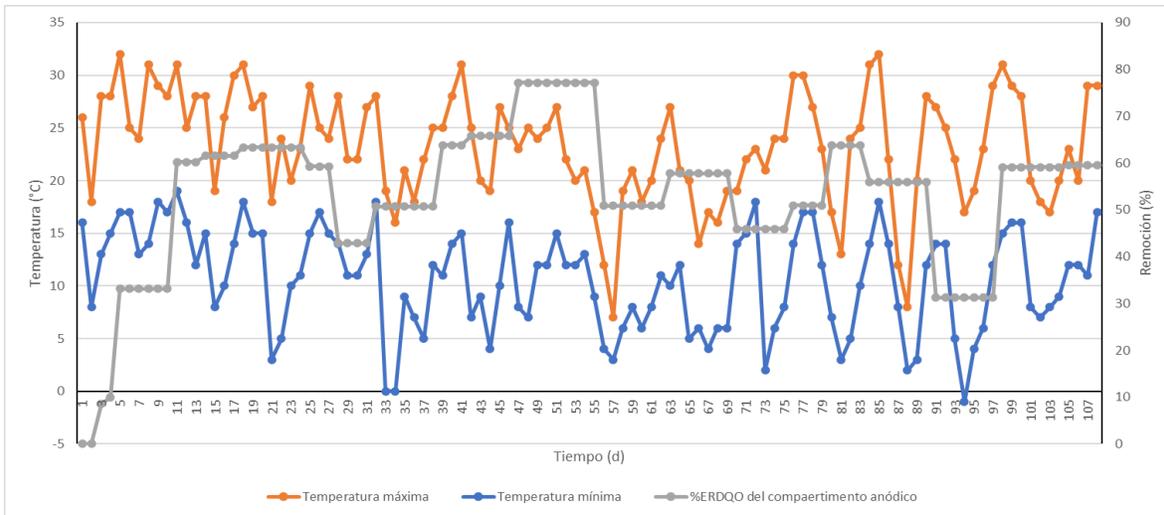


Figura 7. Porcentaje de eficiencia de remoción de la DQO del compartimento anódico y la temperatura ambiente registrada en los días de monitoreo.

La figura 8 muestra el porcentaje de eficiencia de remoción de la DQO del efluente y la temperatura ambiente (mínima y máxima), Logan (2011) reportó que una de las ventajas con las que cuentan las CCM es la capacidad de trabajar mejor a temperatura ambiente en un rango de 20°C a 25°C. En el caso del efluente si se tiene una relación marcada entre la temperatura ambiente y el porcentaje de eficiencia de remoción de la DQO, un ejemplo fue el día 86 donde la temperatura fue de 14°C y el porcentaje de remoción cayó alrededor del 60%.

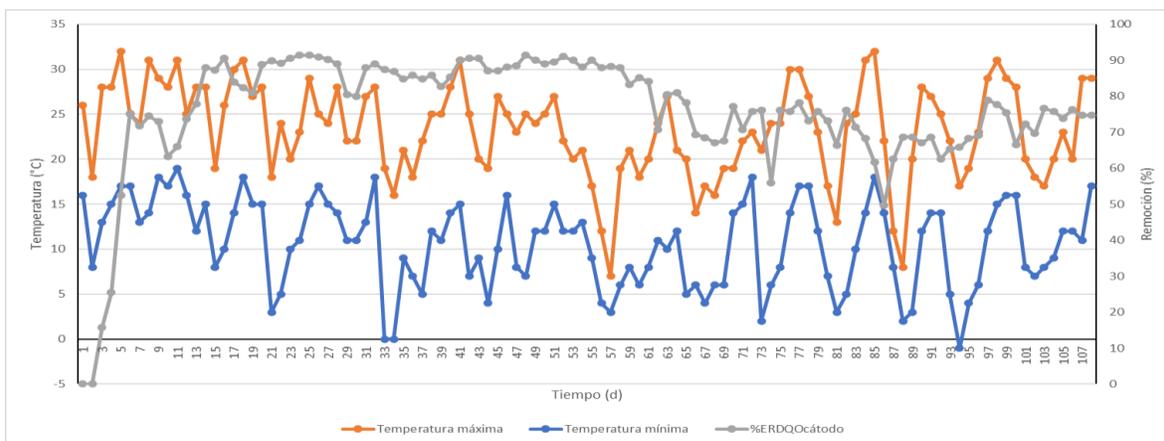


Figura 8. Porcentaje de eficiencia de remoción de la DQO del efluente y la temperatura ambiente registrada en los días de monitoreo.

6.3.2 Voltaje generado por el sistema bioelectroquímico y la temperatura ambiente

La figura 9 muestra el voltaje generado en el SBE respecto a la temperatura ambiente registrada durante el monitoreo. El voltaje máximo generado fue de 177.8 mV mientras que el voltaje más bajo fue de 1.34 mV, las altas y bajas temperaturas no fueron un factor significativo para un cambio de voltaje. Estrada *et al.* (2017) reportaron que el voltaje aumentaba con temperaturas altas, se trabajó con una CCM a 32°C y con un TRH de 8 días y el voltaje máximo que obtuvieron fue de 671 mV.

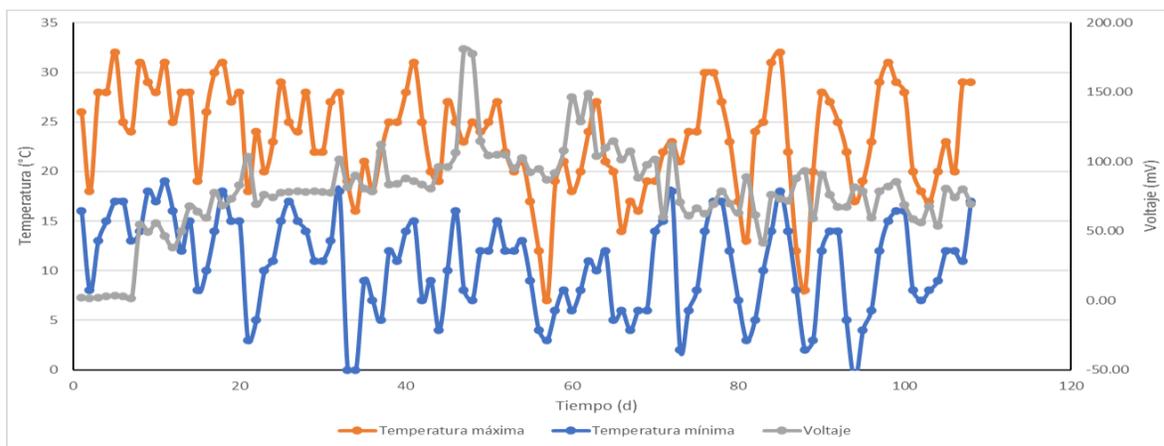


Figura 9. Voltaje generado en el sistema bioelectroquímico y la temperatura ambiente registrada en los días de monitoreo.

6.3.3 Conductividad eléctrica

La figura 10 muestra la conductividad eléctrica detectada en el compartimento anódico, se tomaron 5 muestras donde la CE máxima fue de 192 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y la mínima de 171.4 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con un promedio general de 181.76 $\mu\text{S}/\text{cm}$, la CE fue en descenso desde día 1 al 108. La temperatura fue un factor que afectó en la CE, con temperaturas altas la CE fue disminuyendo, el punto más alto de temperatura fue de 29°C y la CE fue la más baja registrada con 171.4 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

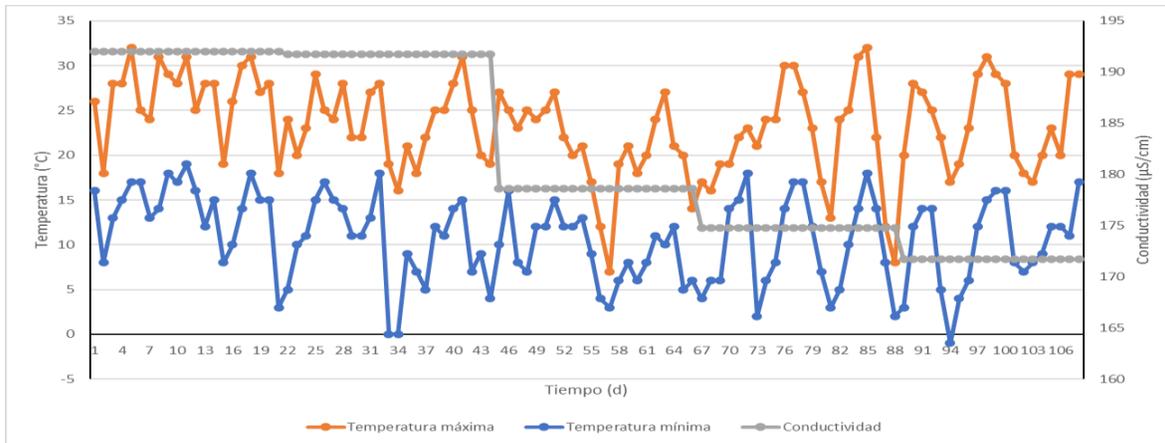


Figura 10. Conductividad eléctrica del compartimento anódico y la temperatura ambiente registrada en los días de monitoreo.

La figura 11 muestra la comparación que se tuvo entre las temperaturas máximas y mínimas contra la CE efluente, tuvimos una CE máxima de 195.8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y una mínima de 148.5 $\mu\text{S}/\text{cm}$, en promedio se obtuvo 179.39 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Se tomaron 32 muestras para este parámetro, la temperatura fue un factor influyente para el cambio en el comportamiento de la CE, hubo un mayor descenso cuando se registraron temperaturas ambientes a altas (de 25°C a 30°C).

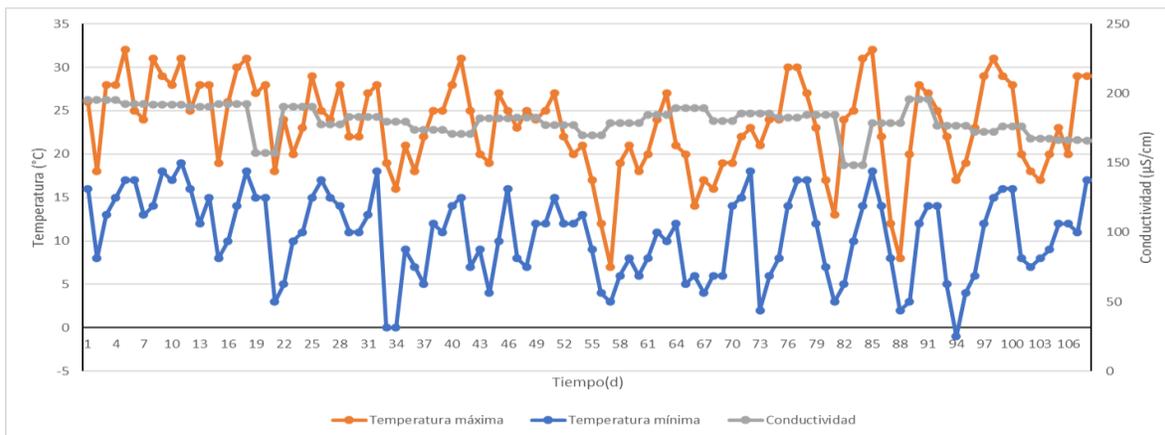


Figura 11. Conductividad eléctrica del efluente y la temperatura ambiente registrada en los días de monitoreo.

6.4 Conductividad eléctrica

La CE es la medición de la capacidad con la que cuenta una solución acuosa para poder transmitir corriente eléctrica, esto es dependiente de los iones, su movilidad, la valencia y la temperatura a la que se encuentren (Paz-Mireles, 2016). La figura 12 muestra la CE influente, del compartimento anódico y efluente, en el influente se tomaron 5 muestras esporádicamente en diferentes fechas con una diferencia de aproximadamente un mes cada una, en este caso pudimos obtener los datos máximos y mínimos siendo 183.3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 168.8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivamente, el promedio de CE que se pudo obtener fue de 175.56 $\mu\text{S}/\text{cm}$, durante el análisis de las 5 muestras se observó un descenso de la CE bajando 14.5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ del pico más alto al más bajo, este descenso fue más notorio del día 23 al 24, del día 24 al 69 fue menos evidente y del 93 al 108 tuvo su pico mínimo.

El comportamiento que tuvo la CE del compartimento anódico demuestra que fue en descenso conforme pasaban los días, se hicieron 5 muestras esporádicamente con una diferencia de un mes cada una aproximadamente obteniendo un pico máximo de 192 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y un mínimo de 171.4 $\mu\text{S}/\text{cm}$, el promedio obtenido de estas 5 muestras fue de 181.76 $\mu\text{S}/\text{cm}$, el descenso que tuvo fue de 20.6 $\mu\text{S}/\text{cm}$, del día 1 al 44 se mostró una línea recta sin muchos cambios en la CE, sin embargo, del día 44 al 45 fue donde tuvo su descenso más evidente.

En la CE efluente se tomaron un total de 32 muestras esporádicamente durante la investigación, estas muestras fueron tomadas de manera aleatoria sin tomar un orden de días específicos, con esas muestras se pudieron obtener datos como el pico máximo de CE que fue de 195.8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y el mínimo que fue de 148.5 $\mu\text{S}/\text{cm}$, de igual manera se pudo obtener el promedio de todos los días en los que se tomaron las muestras para CE, se obtuvo un promedio de 179.39 $\mu\text{S}/\text{cm}$, no hubo muchas variaciones en las 32 muestras tomadas, sin embargo, el día 20 y 83 se registraron datos con contenidos bajos de CE y del día 22 al 79 el comportamiento fue más uniforme sin altas ni bajas significativas. Leicester *et al.* (2020) reportaron que cuando se tiene un incremento en la CE se tiene un aumento del mismo modo de los iones y esto a su vez provoca una disminución de la resistencia interna en el sistema. La Norma mexicana NMX-AA-093-SCFI-2000 establece los límites máximos permisibles para la CE del efluente siendo de 5 $\mu\text{S}/\text{cm}$, lo que nos indica que el efluente obtenido en la investigación sobrepasa este límite.

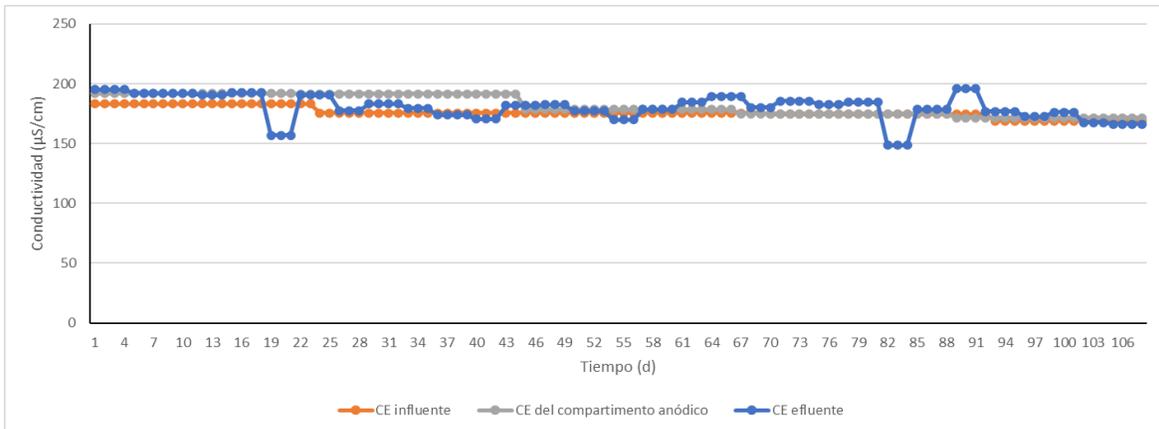


Figura 12. Comportamiento de la conductividad eléctrica influente, del compartimento anódico y efluente.

6.5 Demanda química de oxígeno

En la figura 13 se observa la eficiencia de remoción de la DQO del compartimento anódico donde se aprecia variación, los primeros dos días se tiene un registraron porcentajes de cero debido a que el SBE se estaba aclimatando para su funcionamiento. Se tuvo un promedio general de 53.37% de remoción total, todo esto obtenido con un TRH de 48.72 h. Pérez-Rodríguez *et al.* (2018) reportaron que el TRH afecta a le eficiencia del compartimento anódico ya que tuvieron un porcentaje de remoción del 12% cuando su TRH fue de 24 h, mientras que cuando aumentaron sus TRH a 24 y 48 h obtuvieron mejores resultados dando como porcentajes de remoción de 26.3% y 46.3% respectivamente.

En el porcentaje de remoción de la DQO efluente se observa el incremento que se tuvo desde el día 1 y 2, sin embargo, a partir del día 3 tuvo un aumento significativo y hasta el día 48 tuvo su porcentaje de remoción máximo con 91.49%, en promedio se obtuvo un porcentaje general de 76.5% de remoción. En su investigación Pérez-Rodríguez *et al.* (2018) registraron un TRH de 24 h en los cuales se obtuvo un porcentaje de remoción del 46.19% en el efluente, el experimento lo realizaron también a TRH de 48 y 72 h obteniendo porcentajes similares de entre 45% y 50%, por esto mismo concluyeron en que se puede realizar experimentos con TRH menores a las 12 h para poder determinar la constancia del porcentaje de remoción de la DQO. Abiri *et al.* (2017) realizaron una investigación similar con aguas residuales industriales, ellos registraron un TRH de 22 h para el compartimento catódico y uno de 34 h

para el compartimento anódico, con esto ellos obtuvieron porcentajes de remoción similares a los registrados en esta investigación, llegaron a la conclusión que para obtener estos valores era necesario en un menor TRH en el compartimento anódico. En total se obtuvo un porcentaje de remoción de 76.5% en promedio del efluente, lo que nos indica que en el compartimento anódico se obtuvo se tuvo un porcentaje de remoción del 23.13% y en el compartimento catódico se obtuvo el porcentaje de remoción de 53.37%.

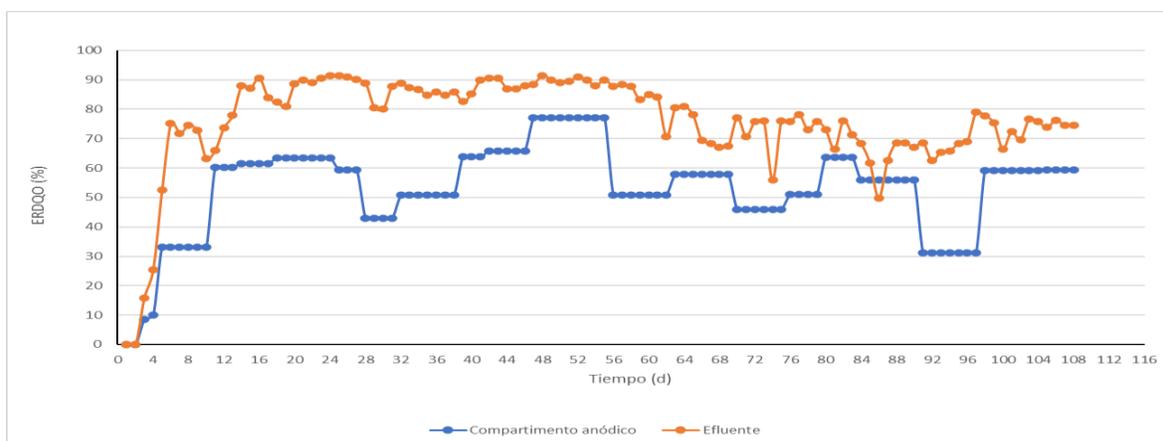


Figura 13. Porcentaje de remoción de la DQO del compartimento anódico y efluente.

6.6 Sólidos totales y sólidos totales suspendidos

Las tablas 1 y 2 muestran la determinación que se tuvo de los ST y los STS, de los ST se tomaron 4 muestras para los análisis necesarios, cada muestra fue puesta en un crisol y se determinó el peso del crisol más los ST, previamente se tomó el peso del crisol solo para poder hacer los cálculos y determinar el peso final de los ST, en los cuatro casos se obtuvo un resultado diferente, el peso más alto fue de 0.48 gr en la muestra 2 y el peso más bajo fue de 0.28 gr en la muestra 3, se obtuvo un promedio de 0.38 entre las cuatro muestras, mientras que para los STS se hicieron 3 muestras y en este caso al ser pasadas por un filtro se pesaron primero estos para determinar al final el peso del filtro más los STS, al final se obtuvieron los pesos finales de los STS con un peso máximo de 0.36 gr y un mínimo de 0.08 gr, en este caso hubo bastante variación entre los tres resultados obtenidos, así que se sacó un promedio teniendo 0.22 de peso. Según norma oficial mexicana NOM-001-CNA-1995 los límites máximos permisibles para los STS son de 200 mg/L tomando en cuenta que el uso de estas ARM será para el riego agrícola, esto nos indica que los STS están sobre el límite máximo

permisible, mientras que los límites máximos permisibles para los ST son de 1 g/L, en la investigación se obtuvo un valor de 0.38 g/L lo que nos indica que este parámetro está por debajo de los límites, resultando aceptable para el riego agrícola.

Tabla 1. Contenido de solidos totales del influente, compartimento anódico y efluente.

Muestra	Peso crisol	Peso del crisol + solidos totales	Solidos totales
Influente	55.039 gr	55.062 gr	0.46 g/L
Compartimento anódico	54.980 gr	55.004 gr	0.48 g/L
Efluente	55.502 gr	55.517 gr	0.015 g/L

Tabla 2. Contenido de solidos totales suspendidos del influente, compartimento anódico y efluente.

Muestra	Peso del filtro	Peso del filtro + solidos totales suspendidos	Solidos totales suspendidos
Influente	0.119 gr	0.125 gr	0.24 g/L
Compartimento anódico	0.117 gr	0.119 gr	0.08 g/L
Efluente	0.117 gr	0.126 gr	0.036 g/L

6.7 Nitritos y nitratos

La tabla 3 muestra los resultados obtenidos de la prueba de medición de nitritos y nitratos del efluente, se tomaron dos muestras de cada uno con una diferencia de un mes y en ambas pruebas obtuvimos los mismos resultados para cada uno, en nitratos se obtuvo 50 ppm mientras que en los nitritos se obtuvieron 3 ppm, la forma en la que se obtiene estos nitratos

y nitritos es cuando se descompone el nitrógeno orgánico en nitrógeno amoniacal, de esto se encargan bacterias anaerobias, nitrosomas y nitrobacter (Rodríguez *et al.*, 2015). Según la norma oficial mexicana PROY-NOM-127-SSA1-2017 el límite máximo permisible para los nitratos es de 11 ppm, mientras que para los nitritos es de 0.90 ppm, esto nos indica que los valores obtenidos en la investigación sobrepasan los límites máximos permisibles para su uso en riego agrícola.

Tabla 3. Contenido de nitratos y nitritos

Día	Nitratos	Nitritos
07/02/2020	50 ppm	3 ppm
07/03/2020	50 ppm	3 ppm

6.8 Fosfatos

Los fosfatos efluentes se midieron en dos muestras con una diferencia de un mes cada una como se observa en la tabla 4, en ambos casos se obtuvo un resultado de 50 ppm que es mucho mayor al límite máximo permisible de 1 ppm propuesto por la PROY-NOM-127-SSA1-2017. Normalmente estos fosfatos son formados principalmente en los procesos biológicos y estos terminan en las aguas como residuos domésticos (Vela-Ríos, 2018).

Tabla 4. Contenido de fosfatos en el efluente.

Día	Fosfatos
07/02/2020	50 ppm
07/03/2020	50 ppm

6.9 Cloros totales y cloros libres

La PROY-NOM-127-SSA1-2017 establece un límite máximo permisible para los cloros de 1 ppm, en la tabla 5 se observa que en la investigación se obtuvieron valores de 0 ppm en el

efluente, se hicieron dos muestras en dos meses diferentes y en ambos casos se obtuvo el mismo resultado lo que claramente indica que está muy por debajo del límite siendo un rango aceptable para el uso de las ARM.

Tabla 5. Contenido de cloros en el efluente.

Día	CT	CL
07/02/2020	0 ppm	0 ppm
07/03/2020	0 ppm	0 ppm

6.10 Dureza total

En la tabla 6 se observa el parámetro de la dureza total efluente, se hicieron dos muestras en diferente mes para este parámetro y en ambos casos se obtuvo un resultado de 425 ppm lo que nos indica que se encuentra dentro de los parámetros de los límites máximos permisibles establecidos por la PROY-NOM-127-SSA1-2017 donde dicta que sus límites máximos permisibles son de 500 ppm. Los valores de la dureza total son clasificados como altos valores y esto es debido a que hay una enorme presencia de minerales como lo son anhídrita, carbonatos y dolomita (Ávila *et al.*, 2004).

Tabla 6. Contenido de dureza total en el efluente.

Día	THdn
07/02/2020	425 ppm
07/03/2020	425 ppm

6.11 Alcalinidad total

La alcalinidad total efluente fue medida con dos muestras en dos meses diferentes, en este caso se obtuvo un resultado diferente uno del otro como se muestra en la tabla 7, en la primera muestra se obtuvo un total de 180 ppm, mientras que en la muestra dos se obtuvo un total de 240 ppm, aunque haya tenido un aumento este parámetro sigue estando dentro los límites máximos permisibles establecidos por la DOF CE-CCA-001/89 (1989) siendo 300 ppm.

Tabla 7. Contenido de alcalinidad total en el efluente.

Día	Talc
07/02/2020	180 ppm
07/03/2020	240 ppm

7. CONCLUSIONES

El sistema bioelectroquímico empacado con compósitos de poliuretano-polipirrol/polianilina monitoreado por un periodo de 108 días tuvo un buen desempeño en el porcentaje de remoción de la DQO con valores de 23.13% para el compartimento anódico y 53.37% para el compartimento catódico, teniendo un %ERDQO efluente de 76.5%.

Otros parámetros que se determinaron en el efluente del SBE fue el contenido de cloro total, cloro libre, dureza total y alcalinidad total, resultando por debajo de los límites máximos establecidos en las normas mexicanas, mientras que el contenido de sólidos totales, sólidos totales suspendidos, nitritos, nitratos y los fosfatos, sobrepasaban estos límites máximos permisibles.

La hipótesis se acepta ya que el SBE logro tener un buen desempeño en el porcentaje de remoción de la DQO en promedio, además el SBE fue capaz de generar hasta 177.8 mV de voltaje como máximo.

8. BIBLIOGRAFÍA

Abarca, F. J. (2007). Técnicas para evaluación y monitoreo del estado de los humedales y otros ecosistemas acuáticos. *Perspectivas Sobre Conservación de Ecosistemas Acuáticos en México*, Pág. 113

American Public Health Association, American Waterworks Association, (APHA) (1992). Water Pollution Control Federation (WPCF) (1992). Standard methods for the examination of water and wastewater. *Stand. Methods Exam. Water Wastewater*, 17.

Arredondo, M. R., Kuntke, P., Jeremiasse, A. W., Sleutels, T. H. J. A., Buisman, C. J. N., & Ter Heijne, A. (2015). Bioelectrochemical systems for nitrogen removal and recovery from wastewater. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 1(1), 22-33.

Ávila, J. P., Sansores, A. C., & Ceballos, R. P. (2004). Diagnóstico de la calidad del agua subterránea en los sistemas municipales de abastecimiento en el Estado de Yucatán, México. *Ingeniería*, 8(2), 165-179.

Becerra-Castro, C., Lopes, A. R., Vaz-Moreira, I., Silva, E. F., Manaia, C. M., & Nunes, O. C. (2015). Wastewater reuse in irrigation: A microbiological perspective on implications in soil fertility and human and environmental health. *Environment International*, 75, 117-135.

Bitton, G. (2011). *Wastewater microbiology*. John Wiley & Sons.

Borole, A. P., Hamilton, C. Y., Vishnivetskaya, T., Leak, D., & Andras, C. (2009). Improving power production in acetate-fed microbial fuel cells via enrichment of exoelectrogenic organisms in flow-through systems. *Biochemical Engineering Journal*, 48(1), 71-80.

Buitrón, G., & Cervantes-Astorga, C. (2013). Performance evaluation of a low-cost microbial fuel cell using municipal wastewater. *Water, Air, & Soil Pollution*, 224, 1-8.

Call, D., & Logan, B. E. (2008). Hydrogen production in a single chamber microbial electrolysis cell lacking a membrane. *Environmental Science & Technology*, 42(9), 3401-3406.

Cáñez-Cota, A. (2022). Plantas de tratamiento de aguas residuales municipales en México: diagnóstico y desafíos de política pública. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 13(1), 184-245.

Cheng, S., Xing, D., & Logan, B. E. (2011). Electricity generation of single-chamber microbial fuel cells at low temperatures. *Biosensors and Bioelectronics*, 26(5), 1913-1917.

Choudhury, P., Uday, U. S. P., Mahata, N., Tiwari, O. N., Ray, R. N., Bandyopadhyay, T. K., & Bhunia, B. (2017). Performance improvement of microbial fuel cells for waste water treatment along with value addition: A review on past achievements and recent perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 79, 372-389.

Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) (2010). Estadísticas del agua en México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. D. F., México. 258 p.

De Gisi, S., Casella, P., Cellamare, C. M., Ferraris, M., Petta, L., & Notarnicola, M. (2017). Wastewater reuse. *Encyclopedia of Sustainable Technologies*, 4, 53-68.

Diario Oficial de la Federación (DOF) (1989). Acuerdo por el que se establecen los criterios ecológicos de calidad del agua. CE-CCA-001-89. México.

Domínguez-Maldonado, J. A., García-Rodríguez, O., Aguilar-Vega, M., Smit, M., & Alzate-Gaviria, L. (2014). Disminución de la capacidad de intercambio catiónico en una pila de combustible microbiana y su relación con la densidad de potencia. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 13(2), 527-538.

Elgallal, M., Fletcher, L., & Evans, B. (2016). Assessment of potential risks associated with chemicals in wastewater used for irrigation in arid and semiarid zones: A review. *Agricultural Water Management*, 177, 419-431.

United State Environmental Protection Agency (EPA). (1977). Wastewater treatment Facilities for sewerred small communities. Technology Transfer Manual. <https://www.ircwash.org/resources/process-design-manual-wastewater-treatment-facilities-sewerred-small-communities>.

ESCAP. (2016). Sustainable Development Goal 6: ensure availability and sustainable management of water and sanitation for all.

Estrada Arriaga, E., Guadarrama Pérez, Ó., & Hernández Romano, J. (2017). Producción de Energía en un Reactor Bio-electroquímico Generador de Hidrógeno. <http://187.174.234.55/handle/20.500.12013/2119>

Gerba, C. P., & Pepper, I. L. (2019). Municipal wastewater treatment. In *Environmental and pollution science* (pp. 393-418). Academic Press.

He, Z., Kan, J., Wang, Y., Huang, Y., Mansfeld, F., & Nealson, K. H. (2009). Electricity production coupled to ammonium in a microbial fuel cell. *Environmental Science & Technology*, 43(9), 3391-3397.

Rodríguez, G. G. (2015). Estudio de la influencia de la relación C/N en la desnitrificación y metanogénesis de aguas residuales en un reactor anaeróbico de lecho fluidizado inverso (Doctoral dissertation, Universidad Politécnica de Madrid). <https://core.ac.uk/download/pdf/148674534.pdf>

Huang, L., Regan, J. M., & Quan, X. (2011). Electron transfer mechanisms, new applications, and performance of biocathode microbial fuel cells. *Bioresource Technology*, 102(1), 316-323.

Anda-Sánchez, J. D. (2017). Saneamiento Descentralizado y Reutilización Sustentable de las Aguas Residuales Municipales en México. *Sociedad y Ambiente*, (14), 119-143.

Koné, D., Cofie, O., Zurbrügg, C., Gallizzi, K., Moser, D., Drescher, S., & Strauss, M. (2007). Helminth eggs inactivation efficiency by faecal sludge dewatering and co-composting in tropical climates. *Water Research*, 41(19), 4397-4402.

Leicester, D., Amezaga, J., & Heidrich, E. (2020). Is bioelectrochemical energy production from wastewater a reality? Identifying and standardising the progress made in scaling up microbial electrolysis cells. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 133, 110279.

Liang, P., Duan, R., Jiang, Y., Zhang, X., Qiu, Y., & Huang, X. (2018). One-year operation of 1000-L modularized microbial fuel cell for municipal wastewater treatment. *Water Research*, 141, 1-8.

Liu, X. W., Li, W. W., & Yu, H. Q. (2014). Cathodic catalysts in bioelectrochemical systems for energy recovery from wastewater. *Chemical Society Reviews*, 43(22), 7718-7745.

López, C., Buitrón, G., García, H., & Cervantes, F. (2017). *Biological wastewater treatment: Principles, modeling and design*. Cambridge University Press. [https://doi.org/10,2166\(97817\),80409](https://doi.org/10.2166(97817),80409).

Mayta, R., & Mayta, J. (2017). Remoción de cromo y demanda química de oxígeno de aguas residuales de curtiembre por electrocoagulación. *Revista de la Sociedad Química del Perú*, 83(3), 331-340.

Norma Oficial Mexicana (NOM-127-SSA1-2017). Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de la calidad del agua. http://legismex.mty.itesm.mx/normas/ssa1/ssa1127-Proy2019_12.pdf

Montgomery, M. A., & Elimelech, M. (2007). Water and sanitation in developing countries: including health in the equation. *Environmental Science & Technology*, 41(1), 17-24.

Mora-Alvarado, D., & Alfaro-Herrera, N. (2007). Caracterización y distribución por cantones de la dureza del agua en las fuentes utilizadas para consumo humano en Costa Rica. *Revista Costarricense de Salud Pública*, 8(15), 01-15.

Ng, K. S., Moo, C. S., Chen, Y. P., & Hsieh, Y. C. (2009). Enhanced coulomb counting method for estimating state-of-charge and state-of-health of lithium-ion batteries. *Applied energy*, 86(9), 1506-1511.

Norma Oficial Mexicana (NOM-001-SEMARNAT-1996). Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas residuales en aguas y bienes nacionales.

Ostermeyer, P., Capson-Tojo, G., Hülsen, T., Carvalho, G., Oehmen, A., Rabaey, K., & Pikaar, I. (2022). Resource recovery from municipal wastewater: what and how much is there? In *Resource recovery from water: principles and application* (pp. 1-19). IWA.

Pant, D., Singh, A., Van Bogaert, G., Olsen, S. I., Nigam, P. S., Diels, L., & Vanbroekhoven, K. (2012). Bioelectrochemical systems (BES) for sustainable energy production and product recovery from organic wastes and industrial wastewaters. *Rsc Advances*, 2(4), 1248-1263.

Paz-Mireles, C. L. (2016). Efecto de la composición de mezclas de metabolitos procedentes de la fermentación oscura para su uso en la producción de biohidrógeno en celdas de electrólisis microbiana (Master's thesis). <https://ipicyt.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1010/571>

- Pérez-López, E. (2016). Control de calidad en aguas para consumo humano en la región occidental de Costa Rica. *Revista Tecnología en Marcha*, 29(3), 3-14.
- Pérez-Rodríguez, P., Martínez-Amador, S. Y., Valdez-Aguilar, L. A., Benavides-Mendoza, A., Rodríguez-de la Garza, J. A., & Ovando-Medina, V. M. (2018). Diseño y evaluación de un sistema secuencial bioelectroquímico para el tratamiento de agua residual municipal y generación de voltaje. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 17(1), 145-154.
- Poggi-Varaldo, H. M., Muñoz-Paez, K. M., Escamilla-Alvarado, C., Robledo-Narváez, P. N., Ponce-Noyola, M. T., Calva-Calva, G., Rios-Leal, E., Galindez-Mayer, J., Estrada-Vazquez, C., Ortega-Clemente, A., & Rinderknecht-Seijas, N. F. (2014). Biohydrogen, biomethane and bioelectricity as crucial components of biorefinery of organic wastes: a review. *Waste Management & Research*, 32(5), 353-365.
- Rabaey, K., & Verstraete, W. (2005). Microbial fuel cells: novel biotechnology for energy generation. *TRENDS in Biotechnology*, 23(6), 291-298.
- Rabaey, K., Clauwaert, P., Aelterman, P., & Verstraete, W. (2005). Tubular microbial fuel cells for efficient electricity generation. *Environmental Science & Technology*, 39(20), 8077-8082.
- Repuello, B. C., Ticllausaca, A. A., & Román, F. T. (2020). Generación de energía eléctrica y tratamiento de aguas residuales municipales utilizando celdas de combustible microbiano (MFC) en la ciudad de Huancavelica. *South Sustainability*, 1(2), e018-e018.
- Reynolds, K. A. (2001). Tratamiento de aguas residuales en Latinoamérica. *Latinoamérica*, 48-49.
- Reznik, A., Feinerman, E., Finkelshtain, I., Fisher, F., Huber-Lee, A., Joyce, B., & Kan, I. (2017). Economic implications of agricultural reuse of treated wastewater in Israel: A statewide long-term perspective. *Ecological Economics*, 135, 222-233.
- Rosado-May, F. J., Romero Mayo, R., & Navarrete, A. J. (2002). Contribuciones de la ciencia al manejo costero integrado de la Bahía de Chetumal y su área de influencia. USAID-México, CRC-University of Rhode Island, 2.
- Sigler, A., & Bauder, J. (2012). Nitrato y nitrito. *Well Educated*.

Silva, S. H. (2006). La situación regional del saneamiento en América Latina. Organización Panamericana de la Salud. URL: <http://www.imta.gob.mx/gaceta/anteriores/g23-03-2009/situacion-saneamientolac.pdf>.

Tchobanoglous, G., Stensel, H. D., Tsuchihashi, R., Burton, F., Abu-Orf, M., Bowden, G., & Pfrang, W. (2014). Wastewater engineering: treatment and resources recovery. Metcalf and Eddy Inc.

Tchobanoglous, G., Burton, F., & Stensel, H. D. (2013). Wastewater engineering: treatment and reuse. American Water Works Association. Journal, 95(5), 201.

Tran, Q. K., Schwabe, K. A., & Jassby, D. (2016). Wastewater reuse for agriculture: Development of a regional water reuse decision-support model (RWRM) for cost-effective irrigation sources. Environmental Science & Technology, 50(17), 9390-9399.

United States (U.S.). Environmental Protection Agency (EPA). Office of Technology Transfer, Brown, & Caldwell. (1975). Process design manual for nitrogen control. The Office.

Valdes-Ramos, A., Aguilera-Gonzalez, E. N., Tobón-Echeverri, G., Samaniego-Moreno, L., Díaz-Jiménez, L., & Carlos-Hernández, S. (2019). Potential uses of treated municipal wastewater in a semiarid region of Mexico. Sustainability, 11(8), 2217.

Valdez-Ojeda, R., Aguilar-Espinosa, M., Gómez-Roque, L., Canto-Canché, B., Escobedo Gracia-Medrano, R. M., Domínguez-Maldonado, J., & Alzate-Gaviria, L. (2014). Identificación genética del bioánodo y biocátodo de una celda de electrolisis microbiana. Revista Mexicana de Ingeniería Química, 13(2), 573-581.

Vela-Rios, I. M. (2018). Eficiencia de un Tanque Imhoff-HA a escala, para mejorar la calidad de las aguas servidas municipales del distrito de Habana, Moyobamba. <http://hdl.handle.net/11458/3164>

Vergine, P., Salerno, C., Libutti, A., Beneduce, L., Gatta, G., Berardi, G., & Pollice, A. (2017). Closing the water cycle in the agro-industrial sector by reusing treated wastewater for irrigation. Journal of Cleaner Production, 164, 587-596.

Wang, H., & Ren, Z. J. (2013). A comprehensive review of microbial electrochemical systems as a platform technology. *Biotechnology Advances*, 31(8), 1796-1807.

Wang, Y. P., Liu, X. W., Li, W. W., Li, F., Wang, Y. K., Sheng, G. P., ... & Yu, H. Q. (2012). A microbial fuel cell–membrane bioreactor integrated system for cost-effective wastewater treatment. *Applied Energy*, 98, 230-235.

Wei, Y., Van-Houten, R. T., Borger, A. R., Eikelboom, D. H., & Fan, Y. (2003). Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment. *Water Research*, 37(18), 4453-4467.

Zamora, J. R. (2009). Parámetros fisicoquímicos de dureza total en calcio y magnesio, pH, conductividad y temperatura del agua potable analizados en conjunto con las Asociaciones Administradoras del Acueducto, (ASADAS), de cada distrito de Grecia, cantón de Alajuela, noviembre. *Pensamiento Actual*, 9(12), 125-134.

Zhao, N., Angelidaki, I., & Zhang, Y. (2017). Electricity generation and microbial community in response to short-term changes in stack connection of self-stacked submersible microbial fuel cell powered by glycerol. *Water Research*, 109, 367-374.

Zou, S., & He, Z. (2018). Efficiently “pumping out” value-added resources from wastewater by bioelectrochemical systems: A review from energy perspectives. *Water Research*, 131, 62-73.

Zurita, F., Roy, E. D., & White, J. R. (2012). Municipal wastewater treatment in Mexico: current status and opportunities for employing ecological treatment systems. *Environmental Technology*, 33(10), 1151-1158.