CENTRO DE INVESTIGACIÓN Y DESARROLLO TECNOLÓGICO
EN ELECTROQUÍMICA

“CONSTRUCCIÓN Y OPERACIÓN DE UN PROCESO BIOELECTROQUÍMICO PROTOTIPO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL TEXTIL”

TESIS PRESENTADA POR:

I.Q. DANY JOSÉ CASTELLANOS SOTO

DIRIGIDA POR:

DRA. LINDA VICTORIA GONZÁLEZ GUTIÉRREZ

PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRÍA EN ELECTROQUÍMICA

JULIO, 2025

Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica

REALIZADO POR:

IQ. DANY JOSÉ CASTELLANOS SOTO

DIRIGIDA POR:

DRA. LINDA VICTORIA GONZÁLEZ GUTIÉRREZ

SINODALES

Dr. Fernando Felipe Rivera Iturbe _____
Presidente Firma

Dra. María Yolanda Reyes Vidal _____
Secretario Firma

Dra. Antonia Sandoval González _____
Vocal Firma

Este trabajo fue realizado en el Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica (CIDETEQ), bajo la dirección de la Dra. Linda Victoria González Gutiérrez

R E S U M E N

En esta tesis se desarrolló, construyó y evaluó un reactor bioelectroquímico (RBE) de flujo ascendente con un volumen útil de 8 L, parcialmente empacado con carbón activado y operado en condiciones anaerobias, destinado al tratamiento de aguas residuales textiles. Se utilizó un consorcio microbiano adaptado, electrodos de malla de acero inoxidable 304L y corriente eléctrica como estímulo para potenciar la degradación del colorante azoico Marino Novacron como molécula modelo para la degradación. A nivel celda, con una concentración de 10 mg/L de colorante, se logró una remoción de hasta 89.29 % bajo estimulación eléctrica, frente a 66.10 % sin ella. Para 50 mg/L, la remoción fue de 95.20 % con estimulación y 70.51 % sin la misma. El estudio de caracterización morfológica reveló una mayor resistencia de bacterias Gram positivas ante la estimulación. La simulación computacional de la distribución de corriente y campo eléctrico ayudó a entender la importancia de mantener uniformidad en el estímulo eléctrico. Mientras corrientes bajas (< 0.1 A) permiten una estimulación homogénea, corrientes altas (1 A) generan una distribución heterogénea con posibles efectos negativos, como sobreestimulación localizada o zonas muertas, lo que compromete la uniformidad y eficacia del proceso electroquímico. En el reactor, operando a una densidad de corriente de 0.650 mA/cm², con agua residual textil real se alcanzó una remoción de colorante de 99.3 % y de tan solo 55.12 % sin estimulación eléctrica. La DQO disminuyó de 466 a 89 mg/L, y la conductividad de 8.229 a 3.17 mS/cm, cumpliendo con los límites establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-2021. En cuanto a la remoción de color, el coeficiente de absorción en tratamientos sin estimulación fue de 235, 297 y 352 m^{-1}, mientras que con estimulación disminuyó a 69, 47 y 2.12 m^{-1}, reflejando una remoción casi total del color, aunque parcial de remoción de mineralización del colorante. En conjunto, los resultados validaron la viabilidad técnica, ambiental y operativa del sistema bioelectroquímico para el tratamiento de efluentes textiles, con potencial de escalamiento e integración en la infraestructura industrial.

Palabras claves: Colorante textil azoico, campo eléctrico, escalado, proceso bioelectroquímico, consorcio microbiano

A B S T R A C T

In this thesis, an upflow bioelectrochemical reactor (BER) with an effective volume of 8 L was developed, constructed, and evaluated. The reactor was partially packed with activated carbon and operated under anaerobic conditions, aimed at the treatment of textile wastewater. An adapted microbial consortium was used, along with 304L stainless steel mesh electrodes and electrical current as a stimulus to enhance the degradation of the azo dye Marino Novacron, used as a model compound. At the cell level, with a dye concentration of 10 mg/L, a removal efficiency of 89.29% was achieved under electrical stimulation, compared to 66.10% without it. For 50 mg/L, the removal reached 95.20% with stimulation and 70.51% without it. Morphological characterization revealed greater resistance in Gram-positive bacteria under stimulation. Computational simulation of current and electric field distribution highlighted the importance of maintaining uniformity in electrical stimulation. While low currents (< 0.1 A) enable homogeneous stimulation, high currents (1 A) result in a heterogeneous field distribution, with potential negative effects such as localized overstimulation or dead zones, compromising the uniformity and efficiency of the electrochemical process. In the reactor, operating at a current density of 0.650 mA/cm² with real textile wastewater, a dye removal efficiency of 99.3% was achieved, compared to only 55.12% without electrical stimulation. COD was reduced from 466 to 89 mg/L, and conductivity from 8.229 to 3.17 mS/cm, complying with the limits set by NOM-001-SEMARNAT-2021. Regarding color removal, the spectral absorption coefficients in treatments without stimulation were 235, 297, and 352 m^{-1}, while with stimulation, they decreased to 69, 47, and 2.12 m^{-1}, indicating near-complete color removal but partial dye mineralization. Overall, the results validated the technical, environmental, and operational feasibility of the bioelectrochemical system for textile effluent treatment, with strong potential for scaling up and integration into industrial infrastructure.

Keywords: Azo textile dye, electric field, scale-up, bioelectrochemical process, microbial consortium

IMPACTO SOCIAL DEL PROYECTO DE TESIS

Este trabajo de tesis representa una contribución significativa a la solución de uno de los problemas ambientales más urgentes que enfrenta la industria textil: el tratamiento eficiente de sus aguas residuales altamente contaminadas. A través del diseño y validación experimental de un sistema bioelectroquímico de tratamiento, esta investigación no solo demuestra la viabilidad técnica y operativa de un reactor a escala prototipo, sino que sienta las bases para su posible implementación a mayor escala en entornos industriales reales. El uso de tecnologías avanzadas, como la estimulación eléctrica controlada y la integración de un consorcio microbiano especializado, permite alcanzar niveles de remoción de contaminantes muy superiores a los obtenidos con métodos tradicionales, cumpliendo con los límites normativos establecidos y favoreciendo así la protección de cuerpos de agua y comunidades aledañas. El impacto social de este tipo de tecnología conlleva a una mejora en la calidad del agua tratada y, con ello, una disminución en el riesgo de afectaciones a la salud humana, particularmente en regiones donde los cuerpos receptores son utilizados para actividades domésticas, agrícolas o recreativas. Además, al proponer una alternativa tecnológicamente robusta pero adaptable, esta tesis promueve la transición hacia procesos industriales más responsables, incentivando a las empresas a cumplir con las normativas sin sacrificar su viabilidad económica.

AGRADECIMIENTOS

Cuando se alcanza una meta y miramos hacia atrás tomamos conciencia de la existencia de todas aquellas personas que nos han acompañado, dándonos su apoyo, cariño, confianza y fuerzas para salir adelante.

A mi *familia*, que tanto me apoyó y me dio toda la confianza en que sí lo lograría.

A mis *amigos* ***José Dariel***, ***Claudia Jema*** y ***Katherine***, por ser un apoyo fundamental en este país y por toda la ayuda que nos brindamos.

A mi *asesora*, la ***Dra. Linda Victoria González Gutiérrez***, por darme la oportunidad de ser su aprendiz, por su paciencia, dedicación, por enseñarme la disciplina que se debe tener cuando se hace ciencia, por sus consejos y conocimientos para la realización de la tesis y sobre todo por creer en mí.

A mis *sinodales*, la ***Dra. Antonia***, el ***Dr. Carlos Frontana*** y el ***Dr. Fernando Felipe*** por su tiempo bridado en cada uno de mis seminarios, por sus consejos y por cada uno de los señalamientos que fueron enriqueciendo y guiando la elaboración de mi tesis.

A mis *profesores de materias*, ***Dra. Georgina***, ***Dra. Yolanda***, ***Dra. Erika***, ***Dr. Jannú***, ***Dr. Fernando Felipe*** y al ***Dr. Germán*** por enriquecer mi saber y enseñarme todo lo que sé en el campo de la electroquímica.

A la ***Subdirección de Posgrado de CIDETEQ***, en especial a la ***Lic. Abiagil, Nicte-ha***, el ***ISC. Oscar*** y al ***Dr. Frade*** por todo el apoyo brindado en mi etapa de admisión.

A la ***Dra. Liliana*** y su ***alumna Rosa*** por enseñarme un poco de microbiología.

A la ***Dra. Yolanda*** por toda su ayuda y por siempre estar dispuesta cada vez que necesité su ayuda.

A mis *amigos*, ***Daniela, Sebastián, Ernesto y Alejandro*** por apoyarme y enseñarme en mis simulaciones.

A mis *amigos* ***Carlos Alberto***, ***Frida***, ***César***, ***Alejandro***, ***Carmen***, ***Axel***, ***Regina***, ***Ximena***, ***Marcos***, ***Rossy***, ***Carlos Enrique***, ***Diamela***, ***Eliane***, ***Maikel***, ***César***, ***Yahrely,*** y ***Evangelina*** por hacer tan amenos mis días.

Al ***Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica S.C****,* y sus *instalaciones* y a ***CONAHCYT (hoy SECIHTI)*** por el apoyo económico de la beca para la realización de mis estudios de maestría aquí en México.

A ***toda aquella persona*** que haya dejado una huella en mí o haya sido parte de mi formación académica, *gracias*.

DEDICATORIA

Quiero dedicarle de forma muy especial este trabajo a mi **madre**, mi personita más importante, la que siempre me ha apoyado en todas las decisiones de mi vida, en especial la de haber estudiado ingeniería química. Haber llegado hasta este punto es el resultado de la constancia y los deseos de superación que siempre me transmitió. Por sus virtudes infinitas y gran corazón cada día siento por ella más admiración.

A mi hermano Luis Miguel por su constante apoyo y buenos deseos, a mi esposo Dariel, compañero de vida del cual estoy muy agradecido por su optimismo, entrega y consejos.

A mi abuelito que, aunque distante, siempre lo tengo presente y a mi querida abuela que está en el cielo.

"En todas nuestras investigaciones, la única cosa que hemos descubierto es que solo la compañía de otros hace soportable el vacío"

Carl Sagan

(astrónomo y divulgador científico, 1934-1996)

ÍNDICE GENERAL

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN 17
1.1. Justificación del proyecto 19
1.2. Hipótesis 21
1.3. Objetivo general 21
1.4. Objetivos específicos 21
CAPÍTULO 2: MARCO TEÓRICO 23
2.1. Colorantes. Conceptos básicos 23
2.2. Clasificación de los colorantes 24
2.2.1. Clasificación de acuerdo con su estructura química 24
2.2.2. Clasificación de los colorantes según el método de aplicación 26
2.3. Generalidades sobre la industria textil 27
2.3.1. Características de las aguas residuales de la industria textil. 29
2.3.2. Posibles peligros de las aguas residuales textiles e impacto al medio ambiente 30
2.3.3. Toxicidad de los colorantes azoicos 30
2.4. Métodos de tratamiento para eliminar colorantes de las aguas residuales .. 31
2.4.1. Métodos físicos 32
2.4.2. Métodos químicos 33
2.4.3. Métodos biológicos 35
2.5. Sistemas bioelectroquímicos en el tratamiento de aguas residuales 35
2.5.1. Mecanismo de biodegradación anaerobia de colorantes azoicos 38
2.5.2. Proceso de biodegradación de colorantes azoicos mediante estimulación eléctrica 39
2.5.2.1. Influencia de la aplicación de un campo eléctrico sobre los microorganismos 39
2.5.2.2. Carbón activado como mediador redox en los sistemas bioelectroquímicos 40
2.5.2.3. Mecanismo de degradación bioelectroquímica de colorantes azoicos 41
2.6. Reactores bioelectroquímicos en la degradación de colorantes azoicos 43
2.6.1. Materiales rentables y escalables para su uso como electrodos 45
2.7. Regulación y control ambiental de colorantes azoicos y sus intermediarios 46
2.7.1. Normatividad mexicana 47
CAPÍTULO 3: MATERIALES Y MÉTODOS 49
3.1. Metodología experimental 49
3.2. Preparación del medio basal para la adaptación del consorcio microbiano . 50
3.2.1. Resiembra del consorcio microbiano 51

3.3. Caracterización morfológica de los microorganismos en el consorcio 51
3.3.1. Tinción de Gram..... 51
3.4. Preparación de los electrodos..... 52
3.4.1. Montaje de celdas con lodos anaerobios tratados 53
3.5. Caracterización electroquímica del colorante Marino Novacron mediante voltamperometría cíclica 54
3.6. Determinación de sólidos suspendidos..... 54
3.7. Curva de calibración 55
3.8. Caracterización del sistema bioelectroquímico a utilizar en el proceso de escalado..... 58
3.8.1. Parámetros hidráulicos que describen el comportamiento de un reactor. 59
3.8.2. Inoculación y adaptación de microorganismos de lixiviado en el reactor bioelectroquímico. 63
3.8.3. Caracterización de los microorganismos en el reactor. Siembra por estría en placa 65
3.9. Evaluación de la distribución del campo eléctrico en el reactor mediante software de simulación..... 66
CAPÍTULO 4: RESULTADOS Y DISCUSIÓN 68
4.1. Caracterización electroquímica del colorante Marino Novacron 68
4.2. Estudio de la degradación del colorante en celdas de 80 mL 70
4.2.1. Montaje de celdas con colorante Marino Novacron a concentración de 10 mg/L 70
4.2.2. Montaje de celdas con colorante Marino Novacron a concentración de 50 mg/L 73
4.3. Caracterización de los microorganismos antes de la inoculación del reactor 76
4.4. Estudio hidrodinámico del reactor..... 77
4.5. Estudio de la degradación del colorante Marino Novacron en el reactor en agua residual textil sintética. 81
4.5.1. Aplicación de corriente 81
4.5.2. Degradación del colorante Marino Novacron en un paso..... 81
4.5.3. Desmonte del reactor y caracterización de los microorganismos presentes 83
4.5.4. Degradación del colorante Marino Novaron en el reactor trabajando en recirculación. 86
4.6. Evaluación de la distribución del campo eléctrico en el reactor 91
4.7. Estudio de la degradación del colorante Marino Novacron en el reactor en agua residual textil real 95
4.7.1. Degradación del colorante Marino Novacron en un paso..... 96
4.7.2. Degradación del colorante Marino Novaron en el reactor trabajando en recirculación. 97
4.8. Desmonte del reactor y evaluación del estado de los electrodos..... 103

4.9. Concordancia de los resultados obtenidos con las normativas ambientales 104
CAPÍTULO 5: CONCLUSIONES 107
RECOMENDACIONES Y PERSPECTIVAS FUTURAS 109
ANEXOS 127

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Principales métodos físicos, químicos y biológicos utilizados para la eliminación de colorantes en aguas residuales. 32

Figura 2. Cantidad de artículos científicos publicados en la web, A): sobre sistemas bioelectroquímicos, B): sobre degradación de colorantes azoicos en sistemas bioelectroquímicos. 37

Figura 3. Mecanismo de degradación anaerobio de colorantes azoicos (modificado de [117]). 38

Figura 4. Mecanismo de biodegradación asistida electroquímicamente de colorantes azoicos [126]. 41

Figura 5. Diagrama de flujo de la metodología por etapas del proyecto. 49

Figura 6. Procedimiento general para la realización de la Tinción de Gram. 52

Figura 7. Corte de los electrodos de malla de acero. 53

Figura 8. Piezas para el armado de las celdas. a) Frasco de vidrio de 100 mL; b): tapadera con orificios; c): caimanes; d): tapadera con los electrodos fijados a los caimanes; e): celda armada. 53

Figura 9. Espectros UV-vis del colorante Marino Novacron para diferentes concentraciones. 56

Figura 10. Regresión lineal o curva de calibración estándar a diferentes concentraciones conocidas para determinar la concentración del colorante en las celdas. 57

Figura 11. Vista frontal y superior del sistema bioelectroquímico a emplear. 58

Figura 12. Vista lateral del reactor bioelectroquímico de flujo ascendente. 59

Figura 13. Voltamperometría cíclica del colorante Marino Novacron, A): en el sentido de la oxidación y B): sentido de la reducción vs Ag|AgCl (sat. KCl) a velocidad de barrido de 50 mV/s. 69

Figura 14. Espectros UV-vis de soluciones de las celdas a concentración del colorante Marino Novacron de 10 mg/L y zoom de la región de 200 a 300 nm. 71

Figura 15. Porcentaje de remoción final del colorante Marino Novacron en las celdas de 10 mg/L en las tres condiciones analizadas. 73

Figura 16. Espectros UV-vis de soluciones de las celdas a concentración del colorante Marino Novacron de 50 mg/L. 74

Figura 17. Porcentaje de remoción final del colorante en las celdas de 50 mg/L en las tres condiciones. 76

Figura 18. Espectros UV-vis de Naranja de Metilo a diferentes concentraciones. .. 78

Figura 19. Curva de calibración o regresión lineal para el Naranja de Metilo. 78

Figura 20. Curva C. Respuesta del trazador en función de la concentración en el reactor en vacío y en empaque. 79

Figura 21. Curvas F(t). Fracción de trazador que permanece en el reactor con respecto al tiempo. 79

Figura 22. Curva de distribución de edad a la salida, E, para el fluido en diferentes tiempos de residencia con empaque. 80

Figura 23. Espectros UV/vis para las muestras de entrada (inicial) y salida (con y sin activación electroquímica) durante el tratamiento del colorante Marino Novacron en una etapa en agua residual textil sintética. TR = 80 min. 82

Figura 24. Remoción del colorante en agua residual textil sintética mediante un paso por el reactor (con y sin aplicación de densidad de corriente) a TR = 80 min. 83

Figura 25. Adherencia de los microorganismos a los electrodos al desmonte del reactor. 84

Figura 26. Colonias obtenidas en los medios de cultivo especializado. A) Schanedler agar, B) Standard methods agar. 84

Figura 27. Cinética de degradación del colorante a diferentes tiempos con y sin activación electroquímica en agua residual sintética. 87

Figura 28. Cambio de coloración atribuido a la degradación del colorante cada 24 h en el experimento con estímulo electroquímico. 87

Figura 29. Espectros UV-vis para las muestras de soluciones a la salida del reactor cada 24 h, para el experimento donde los microorganismos fueron estimulados eléctricamente en agua residual textil sintética. 88

Figura 30. Remoción del colorante en agua residual sintética con y sin activación electroquímica cada 24 h. 89

Figura 31. Comportamiento de la conductividad para ambos experimentos en agua residual textil sintética. 90

Figura 32. Comportamiento de la DQO para cada experimento en agua residual textil sintética. 90

Figura 33. Modelo tridimensional del reactor y distancia entre los electrodos. 91

Figura 34. Modelo del mallado del reactor. 92

Figura 35. Líneas de flujo del campo eléctrico en el reactor para valores de corriente de 0.01, 0.1 y 1.0 A. 93

Figura 36. Distribución volumétrica del campo eléctrico (V/m) en el reactor a tres valores de intensidades de corriente diferentes. 94

Figura 37. Distribución del campo eléctrico tangencial (V/m) en los electrodos a tres valores de intensidades de corriente diferentes. 94

Figura 38. Espectros UV/vis para las muestras de entrada (inicial) y salida (con y sin activación electroquímica) durante el tratamiento del colorante Marino Novacron en una etapa en agua residual textil real. TR = 80 min. 96

Figura 39. Remoción del colorante en agua residual textil real mediante un paso por el reactor (con y sin aplicación de densidad de corriente) a TR = 80 min. 97

Figura 40. Espectros UV-vis para las muestras de soluciones a la salida del reactor cada 24 h, para el experimento donde los microorganismos no fueron estimulados eléctricamente en agua residual textil real. 98

Figura 41. Espectros UV-vis para las muestras de soluciones a la salida del reactor cada 24 h, para el experimento donde los microorganismos fueron estimulados eléctricamente en agua residual textil real. 99

Figura 42. Cinética de degradación del colorante a diferentes tiempos con y sin activación electroquímica en agua residual real..... 100

Figura 43. Remoción del colorante en agua residual real con y sin activación electroquímica cada 24 h. 100

Figura 44. Comportamiento de la conductividad para ambos experimentos en agua residual textil real. 102

Figura 45. Comportamiento de la DQO para cada experimento en agua residual textil real. 102

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Clasificación de colorantes textiles sintéticos en función de la presencia de grupos funcionales o cromóforos [31]. 24

Tabla 2. Clasificación de los colorantes por el método de aplicación [33]. 26

Tabla 3. Grado de fijación estimado para diferentes combinaciones de fibra-colorante y pérdida al efluente textil [58]. 29

Tabla 4. Algunas características comunes de las aguas residuales textiles reportadas en la literatura [60-66]. 30

Tabla 5. Degradación de colorantes azoicos en BERs mediante estimulación eléctrica. 44

Tabla 6. Principales parámetros y límites permisibles para las descargas de agua residual en cuerpos receptores como ríos y arroyos en México 47

Tabla 7. Valores permisibles del coeficiente de absorción espectral para cada longitud de onda. 48

Tabla 8. Reactivos utilizados en la preparación del medo basal. 50

Tabla 9. Composición de la resiembra del consorcio microbiano. 51

Tabla 10. Valores de absorbancia máxima del colorante a diferentes concentraciones. 56

Tabla 11. Características técnicas del reactor. 59

Tabla 12. Degradación biológica del colorante Marino Novacron en la etapa de inoculación a diferentes concentraciones. 64

Tabla 13. Parámetros de descarga de agua residual textil real. 65

Tabla 14. Condiciones y cambio de coloración en las celdas atribuido a la degradación del colorante Marino Novacron a concentración 10 mg/L en 72 h. 70

Tabla 15. Valores de absorbancia y concentración final a las 72 h en las celdas con degradación del colorante Marino Novacron a 10 mg/L. 72

Tabla 16. Porcentaje de remoción final a las 72 h del colorante Marino Novacron en las celdas a 10 mg/L. 72

Tabla 17. Condiciones y cambio de coloración en las celdas atribuido a la degradación del colorante Marino Novacron a concentración 50 mg/L en 72 h. 74

Tabla 18. Valores de absorbancia y la concentración final a las 72 h en las celdas en la degradación del colorante Marino Novacron a 50 mg/L. 75

Tabla 19. Porcentaje de remoción final a las 72 h del colorante Marino Novacron en las celdas a 50 mg/L. 75

Tabla 20. Diferenciación de las bacterias mediante Tinción de Gram. 77

Tabla 21. Parámetros y números adimensionales del estudio de distribución de tiempos de residencia. 81

Tabla 22. Diferenciación de las bacterias extraídas del reactor mediante Tinción de Gram. 85

Tabla 23. Parámetros iniciales de cada formulación de agua sintética para cada experimento. 86

Tabla 24. Parámetros iniciales del agua residual textil real. 95

Tabla 25. Estado de los electrodos al término de las pruebas con agua residual textil real. 103

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

La industria textil es una de las más importantes de México. Sin embargo, es considerada como una de las principales generadoras de contaminantes de agua y desechos peligrosos debido a que, en el proceso de fabricación incluye una serie de etapas que provocan una seria contaminación al medio ambiente. Los principales puntos de generación de contaminantes están centrados en el manejo de materiales peligrosos, emisiones al aire, residuos sólidos y líquidos vertidos a cuerpos de agua esenciales, consumo de energía y generación de grandes cantidades de aguas residuales altamente coloreadas constituidas por compuestos recalcitrantes [1]. Las aguas residuales textiles son complejas por su composición variada, que incluye colorantes, productos químicos auxiliares, metales pesados, alta alcalinidad, conductividad y salinidad [2].

El color es el primer signo contaminante que se observa en las aguas residuales. Este es proporcionado tanto por colorante como por pigmentos, ambos se diferencian por sus características de solubilidad. Los colorantes son compuestos solubles, que se aplican principalmente a materiales textiles en disolución acuosa y los pigmentos son compuestos insolubles, que se incorporan a productos tales como pinturas, tintas de imprenta o plásticos [3].

Los colorantes usados en la industria textil son de diversos tipos y pueden ser clasificados dependiendo de varios factores, tales como su estructura química, clase de aplicación o uso final [4]. Cada tipo de colorante presenta características físicas, químicas y biológicas, que les atribuyen propiedades recalcitrantes y efectos tóxicos para el ambiente [5]. Los colorantes más ampliamente utilizados en la industria textil de acuerdo con sus propiedades de color, aporte de matices y alta intensidad, son los de tipo azoicos, los cuales constituyen la familia más importante entre los colorantes industriales. Se caracterizan por tener un grupo funcional azo, consistente en un enlace doble N=N, unido a átomos de carbono. Generalmente el grupo azo se une a dos anillos aromáticos [6].

El principal problema ambiental derivado del aporte de color a las aguas de los ríos y lagos se debe a la reducción de la transparencia y la disminución del oxígeno disuelto, debido a que altas cargas de color dificultan la función fotosintética de las plantas.

Adicionalmente, algunos problemas asociados a los efluentes textiles son debidos a la presencia de metales pesados o azufre, que producen problemas ambientales debido a su naturaleza tóxica. Se ha comprobado que algunos colorantes de naturaleza azoica presentan un carácter cancerígeno potencial, y al menos 3000 colorantes azo comerciales han sido catalogados como cancerígenos [7]. Su toxicidad radica en que pueden dar lugar a las aminas aromáticas de las cuales derivan, debido a procesos de oxidación, hidrólisis o reducción del enlace azo. Algunas aminas aromáticas utilizadas en la fabricación de los tintes son carcinógenos reconocidos [8].

El tratamiento de aguas residuales de la industria de colorantes y textil es un problema ambiental al que se le ha dado mucha atención ya que muchos colorantes textiles son tóxicos y no biodegradables y, en consecuencia, son descargados a canales y ríos permaneciendo en el ambiente. Existen diferentes procesos de tratamiento tales como físicos, químicos y biológicos que pueden ser aplicados para remover colorantes de las aguas residuales [9]. Cada método tiene sus limitaciones técnicas y económicas. Se ha reportado en la literatura que el uso de un solo proceso no es eficiente para la degradación del color y la mineralización de los compuestos que se forman [10].

Los tratamientos biológicos son los más utilizados para tratar los efluentes líquidos de la industria textil, e incluyen básicamente tratamientos aerobios que pueden ser combinados por una o más etapas de tratamiento, como sedimentación, tamizado, coagulación o cualquier otro tratamiento fisicoquímico avanzado, como ultrafiltración o adsorción [11-13].

La eficiencia del tratamiento biológico para la disminución de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) depende de la relación DBO_5/DQO [14]. El valor medio de esta relación en una industria textil es de 0.35 [15], lo que hace difícil la eliminación total de la DQO. Es conveniente llevar esta relación a un valor no menor de 0.6 para lograr una biodegradabilidad aceptable en el efluente [16].

Los procesos biológicos han sido considerados como alternativas efectivas para el tratamiento de efluentes coloreados [17,18], pero la necesidad de aclimatación, los tiempos elevados de residencia y el carácter recalcitrante de algunos colorantes y auxiliares de manufactura, constituyen en la actualidad las mayores limitantes encontradas para su operación estable [19].

Los sistemas bioelectroquímicos han cobrado importancia puesto que son una tecnología que surge como alternativa para tratar las aguas residuales y posiblemente recuperar recursos tales como energía, nutrientes o compuestos orgánicos, en un menor tiempo y con una mayor eficiencia [20]; estos sistemas se utilizan para la eliminación de contaminantes del agua, logrando la degradación de compuestos complejos. Se ha investigado que los microorganismos son capaces de adaptarse a los procesos electroquímicos, en el cual, la corriente aplicada actúa estimulando sus funciones metabólicas, logrando así cinéticas de degradación mayores y menores tiempos de adaptación que en sistemas biológicos comunes. Entre estos procesos bioelectroquímicos están los configurados como celdas de electrólisis microbianas (CEM); una CEM está constituida por dos electrodos: un ánodo y un cátodo, los cuales pueden estar separados o no por una membrana. En estos sistemas se aplica energía para que se lleven a cabo reacciones en cada electrodo, ya sea estableciendo un potencial o una corriente. Los microorganismos oxidan la materia orgánica en el ánodo, liberando electrones que fluyen a través de un circuito externo hacia el cátodo. En el cátodo, estos electrones, junto con protones que migran desde el ánodo, pueden ser utilizados para la reducción de compuestos, como la producción de hidrógeno a partir de agua [21]. En específico, las celdas de electrólisis microbianas, en las que se proporciona energía a un proceso biológico/bioquímico, se han estudiado para el tratamiento de agua residual compleja, desalinización, y biocombustibles [22-24].

En este proyecto se estudió un prototipo de sistema bioelectroquímico para degradar colorante textil presente en aguas residuales sintéticas y reales, comparando parámetros como la eficiencia de remoción, la demanda química de oxígeno y conductividad bajo la acción de estímulo eléctrico y sin este, con el objetivo de reafirmar que los procesos bioelectroquímicos en los que se combina una electroestimulación con la acción biológica de los microorganismos se obtienen mayores tasas de remoción. Además, este trabajo se centró en conocer los parámetros cinéticos y de ingeniería de sistemas bioelectroquímicos para su posible escalado.

1.1. Justificación del proyecto

Los procesos bioelectroquímicos microbianos representan una tecnología emergente con alto potencial para el tratamiento de aguas residuales, destacando por su mayor eficiencia y menor demanda energética en comparación con los sistemas

convencionales. Mientras que tecnologías tradicionales como el tratamiento biológico aeróbico consumen entre 0.6 y 2.0 kWh/m³ de agua tratada, los BES pueden operar con consumos inferiores a 0.3 kWh/m³ como promedio e incluso generar energía en configuraciones como las celdas de combustible microbianas [21,22]. Además, estos sistemas han demostrado eficiencias de remoción superiores al 90 % para contaminantes orgánicos específicos [22], tales como los colorantes azoicos, superando en muchos casos a los tratamientos convencionales, que frecuentemente no logran cumplir con los límites regulatorios actuales de calidad del agua. Esta diferencia es crucial en un contexto donde la sostenibilidad energética y la eficiencia en la depuración son fundamentales para enfrentar los desafíos ambientales contemporáneos. En específico, las celdas de electrólisis microbianas, en las que se proporciona energía a un proceso biológico/bioquímico, se han estudiado para el tratamiento de agua residual compleja, desalinización, y biocombustibles [22-24]. En algunos casos se ha estudiado el escalamiento de estos sistemas, pero pocos lo han alcanzado con éxito, siendo limitada su aplicación aún. Dado que la ingeniería de un sistema bioelectroquímico es compleja, hay muchos factores que deben tomarse en cuenta para su diseño y que pueda llevarse a cabo un escalamiento, ya sea si es un proceso de una cámara o dos, si necesita membrana, en continuo o semi, electrodos paralelos o concéntricos, la geometría, profundidad o distancia entre electrodos, los flujos posibles a trabajar, los materiales, la carga y complejidad del agua a tratar, su conductividad, y el balance energético del sistema. Una vez que se diseña y se pone en operación un sistema funcionando en continuo, es importante tomar en cuenta, además de esta interacción electrodo-microorganismo, los parámetros de operación hidrodinámicos y así determinar la eficiencia del sistema debido al control de los tiempos de reacción, difusión y transporte de masa, también afectan al crecimiento de biopelículas. Por lo que es importante estudiar la interacción o los mecanismos al operar el sistema en continuo.

En las celdas con operación en continuo, se ha enfocado principalmente al estudio del efecto del tiempo de residencia sobre la eficiencia de la celda [22,23]. Sin embargo, al escalar un sistema bioelectroquímico nuevos retos se presentan, ya que la potencia o campo eléctrico, o las zonas muertas dentro del reactor cambian. Estas últimas se refieren a aquellas regiones dentro del reactor donde el flujo del líquido es muy bajo o prácticamente nulo, lo que ocasiona una mezcla deficiente y una distribución desigual de los reactivos. Estas zonas pueden afectar negativamente el rendimiento del proceso, ya que limitan el contacto entre el agua residual, los

microorganismos activos y los electrodos. Al escalar un reactor bioelectroquímico, la presencia de zonas muertas se vuelve más crítica, ya que influye directamente en la distribución del campo eléctrico y en la eficiencia del sistema. Una distribución no uniforme del campo eléctrico puede generar áreas del reactor con baja o nula actividad electroquímica, disminuyendo la eficiencia en la remoción de contaminantes y afectando la generación o consumo de potencia eléctrica. Por esto, es necesario obtener información más detallada de los parámetros de operación, electroquímicos y biológicos, y establecer las relaciones entre estos que lleven a mejorar la eficiencia, el diseño y optimización de estos procesos. En procesos bioelectroquímicos desarrollados en estudios anteriores, se hicieron pruebas hidrodinámicas y de distribución de tiempos de residencia [25,26], sin embargo, aún falta para poder hacer un escalamiento eficiente y probar más el proceso en condiciones reales, determinar su eficiencia energética y consumo según el volumen a tratar.

1.2. Hipótesis

La operación de un sistema bioelectroquímico de flujo ascendente, parcialmente empacado con carbón activado, microorganismos anaerobios y estimulado eléctricamente, incrementará significativamente la eficiencia de remoción de color y carga orgánica en aguas residuales textiles reales, superando el rendimiento del tratamiento biológico convencional. Además, la adecuada distribución del campo eléctrico y los parámetros hidrodinámicos optimizados permitirán validar su escalabilidad, viabilidad técnica, ambiental y normativa para su integración en procesos industriales de tratamiento de efluentes.

1.3. Objetivo general

Estudiar y determinar los parámetros de operación de un reactor bioelectroquímico prototipo a 8 L, con dos módulos de reacción, con lecho de carbón activado y microrganismos anaerobios, como sistema de tratamiento de agua residual compleja, y en específico aplicado a agua residual textil.

1.4. Objetivos específicos

- Analizar la degradación bioelectroquímica a nivel celda de un colorante textil usando electrodos de malla de acero inoxidable, mismo material usado en el reactor en continuo a estudiar.

- Caracterizar y estudiar un prototipo de reactor bioelectroquímico para tratamiento de agua residual de tipo textil, así como determinar los parámetros hidrodinámicos y de ingeniería.
- Estudiar el tratamiento de agua tipo residual textil, simulando condiciones reales con contenido de colorantes textiles, salinidad, pH, teniendo en cuenta pruebas de desempeño, analizando la eficiencia del sistema y proponiendo los parámetros de operación.
- Analizar la distribución de corriente y potencial del proceso experimental, mediante software de simulación, con el fin de establecer rangos de operación e identificar ajustes de diseño para el sistema.

CAPÍTULO 2: MARCO TEÓRICO

2.1. Colorantes. Conceptos básicos

De acuerdo con la Norma Oficial Mexicana NOM-038-SSA1-1993, un colorante es una sustancia que imparte color a otro material o mezcla, elaborado por un proceso de síntesis o similar; por extracción o por separación, obtenido de una fuente animal, vegetal o mineral y que posteriormente se ha sometido a pruebas fehacientes de seguridad que lo liberan para su uso en alimentos y en productos de perfumería y belleza, fines textiles o en alguna parte de ellos y que directamente o a través de su reacción con otras sustancias es capaz de impartir el color que le caracteriza.

Los colorantes se caracterizan por su capacidad de absorber la radiación luminosa en el espectro visible (de 380 a 750 nm). La transformación de la luz blanca en luz coloreada por reflexión sobre un cuerpo o por transmisión o difusión resulta de la absorción selectiva de energía por ciertos grupos de átomos llamados grupos cromóforos.

La mayoría de los colorantes poseen tres grupos esenciales en sus moléculas: el cromóforo , el auxocromo y la matriz [27]. El sitio activo del colorante es el cromóforo , que puede resumir la localización espacial de los átomos que absorben la energía de la luz . Las moléculas que contienen cromóforos se utilizan ampliamente en la práctica quirúrgica, y los colorantes sintéticos están ganando popularidad frente a los complementos ópticos endógenos [28].

Los colorantes están compuestos principalmente por tres elementos fundamentales: los cromóforos, los auxocromos y una estructura base o matriz. Los cromóforos son conjuntos específicos de átomos (como los grupos nitro, azo, nitroso, tiocarbonilo, carbonilo y alquenos), responsables de la absorción de radiación en el espectro electromagnético, fenómeno que ocurre debido a la excitación electrónica dentro de la molécula [27]. Esta propiedad convierte a la molécula en cromogénica, es decir, con capacidad para generar color.

No obstante, para que dicha molécula pueda adherirse a un material y manifestar su color, requiere de la presencia de auxocromos. Estos grupos funcionales, que pueden ser de naturaleza ácida o básica, facilitan la fijación del colorante sobre distintas superficies y, además, influyen en la tonalidad resultante. El resto de la molécula,

conocido como matriz, actúa como soporte estructural y completa la composición del colorante.

En su conjunto, estos compuestos suelen presentar estructuras aromáticas conjugadas tales como anillos bencénicos, antraceno o perileno, y al incrementarse la cantidad de núcleos aromáticos, se intensifica también la conjugación de enlaces dobles, lo que potencia sus propiedades ópticas y su capacidad de teñido.

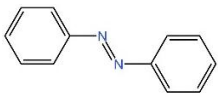
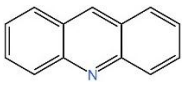
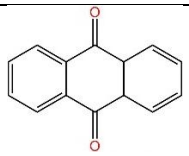
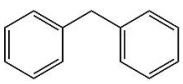
2.2. Clasificación de los colorantes

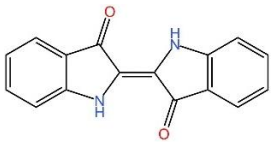
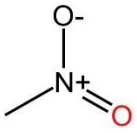
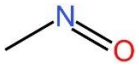
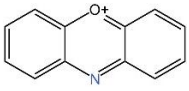
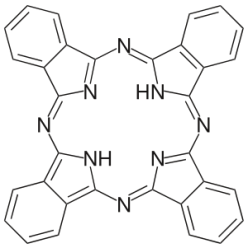
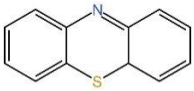
Actualmente existe una gran cantidad de colorantes comerciales disponibles en el mercado global. Al ser una gran variedad de colorantes, los podemos clasificar por estructura química y también por el método de aplicación al que están sujetos en la industria [29].

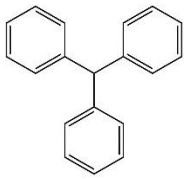
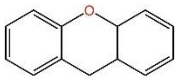
2.2.1. Clasificación de acuerdo con su estructura química

Cuando un colorante absorbe radiación óptica dentro del espectro visible, la absorción selectiva de la energía de la luz debido a la transmisión, reflexión o difusión es causada por un grupo de átomos llamados grupos cromóforos [30]. La primera clasificación de los colorantes se basa en la presencia de estos grupos cromóforos tal y como se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. *Clasificación de colorantes textiles sintéticos en función de la presencia de grupos funcionales o cromóforos [31].*

Familia	Grupo cromóforo	Descripción
Azo		Este grupo de colorantes es el más importante dentro de la industria textil con una elaboración aproximada del 70 % de los colorantes orgánicos del mercado.
Acridina		Los colorantes de acridina son colorantes fluorescentes que se intercalan en el ADN y el ARN. Se utilizan para teñir ácidos nucleicos y compartimentos ácidos.
Antraquinona		Son quinonas tricíclicas derivadas del antraceno que a menudo contienen uno o más grupos hidroxilo.
Difenilmetano		Son colorantes derivados del núcleo de difenilmetano, suelen producir colores brillantes generalmente en la gama del amarillo al verde.

Indigoide		El compuesto progenitor del grupo de colorantes indigoides, es el índigo, es un colorante de uso común desde tiempos prehistóricos. El índigo natural se obtiene de una planta, la indigófera. Puede reducirse por fermentación, así como por medio de hidrosulfito de sodio, una vez reducido puede aplicarse a fibras celulósicas para después oxidarlo y obtener teñidos azules de gran brillantez.
Nitro		Son un grupo de colorantes incoloros cuando se encuentran aislados. Su absorción se encuentra muy cerca del campo visible por combinación de grupos auxocromos débiles, adquiriendo una tonalidad amarillenta.
Nitroso		Son complejos de hierro (III) que se sintetizan en medio ácido. Se caracterizan por tener un grupo nitroso (N=O o N=OH) en su estructura.
Oxazina		Son compuestos heterocíclicos que contienen un átomo de nitrógeno y uno de oxígeno. Son conocidos por sus actividades biológicas y son una subunidad estructural de muchos compuestos bioactivos con propiedades medicinales.
Ftalocianina		Estos colorantes están formados por la unión de cuatro grupos isoindol (dos anillos fusionados, uno bencénico y el otro; una piridina) mediante cuatro átomos de nitrógeno, dando lugar a un anillo de 16 átomos: ocho de nitrógeno y ocho de carbono, alternados con dobles enlaces conjugados.
Tiazina		Son compuestos químicos orgánicos que contienen un anillo de cuatro átomos de carbono, un nitrógeno y un azufre. Desde el punto de vista químico se consideran un derivado tiano de la azina.

Trifenilmetano		Estos colorantes están caracterizados por un grupo cromóforo altamente estabilizado por resonancia, son uno de los colorantes más intensos y brillantes que existen, pero generalmente exhiben poca solidez a la luz.
Xanteno		Son compuestos sintéticos que se caracterizan por ser fluorescentes y tener tonos que van del amarillo al rojo azulado. Se utilizan en la tinción biológica, la microscopía de fluorescencia y la terapia fotodinámica.

Los colorantes azoicos constituyen el grupo más numeroso y variado de colorantes, en su estructura molecular está presente uno o más grupos azo (-N=N-), que es la parte de la molécula del colorante que produce color o grupo cromóforo [32]. Los colorantes azo debido a su síntesis simple y relativa, y al número casi ilimitado de sustituyentes, son el grupo más numeroso de colorantes sintéticos.

2.2.2. Clasificación de los colorantes según el método de aplicación

En la industria textil existen diversos tipos de fibras (lana, algodón, nylon, poliéster, etc., a las cuales aplican diferentes métodos de teñido por su capacidad y grado de fijación de los colorantes. En la Tabla 2 se observa la clasificación de los tipos de colorantes por el método de aplicación al que están sujetos por el tipo de tela.

Tabla 2. *Clasificación de los colorantes por el método de aplicación [33].*

Tipo	Fibras	Método de aplicación	Grupos cromóforos
Ácidos	Nylon, lana, seda, papel, tintas y piel	Normalmente para baños de tinte neutros a ácidos	Azo, antraquinona, trifenilmetano, nitro y nitroso
Básicos	Papel, poliacrilonitrilos, nylon, poliéster y seda	Para baños de tintura básicos	Azo, trimetilmetano, antraquinona
Directos	Algodón, rayón, piel y nylon	Inmersión de la fibra en un baño con un electrolito. Forma enlaces de hidrógeno	Azo

Dispersos	Poliéster, poliamida, acetato, acrílico y plásticos	En forma de presión coloidal con altas temperaturas y presión. Unión del colorante por interacciones dipolares	Azo, antraquinona y nitro
Mordaz	Lana, piel y algodón	Aplicado en conjunto con sales de Cr	Azo y antraquinona
Reactivo	Algodón, lana, seda y nylon	Reaccionan con los grupos funcionales de la fibra para enlazarse covalentemente bajo la influencia de la temperatura y el pH	Azo y antraquinona
Al azufre	Algodón y rayón	Se aplican a los tejidos mediante un baño de tinte que contiene sulfuro de sodio o hidrosulfuro de sodio	Estructuras indeterminadas
A la tina	Algodón, rayón y lana	Reducción con hidrosulfito de sodio, después de la impregnación se oxida	Antraquinona e índigos

Desde la síntesis del primer colorante sintético, se han producido alrededor de 10 000 colorantes, de los cuales, el 30 % son del tipo azo y como se observa en la tabla anterior, este grupo de colorantes son el de mayor uso dentro de la industria textil, que se calcula aproximadamente al 70 % de la producción total. Con esto, al incrementar el empleo de los colorantes, incrementa la demanda de agua, ya que el proceso de fijación de los colorantes en las telas se da en medio acuoso. Aproximadamente se requieren de 200 L de agua para producir 1 kg de producto textil [34].

2.3. Generalidades sobre la industria textil

La industria de procesamiento textil es el principal sector manufacturero y se considera un contribuyente significativo a la economía de un país [35]. Para 2018 se habían producido alrededor de 10 mil colorantes, con una producción anual estimada

de 700 mil toneladas [36]. Según el INEGI en su informe de 2023, la industria textil y de confección mexicana representa el 7.5 % del Producto Interno Bruto de la manofactura nacional y el 3.1 % del total del PIB, siendo México el cuarto productor mundial de hilados de algodón y el séptimo de telas de algodón, además de ser el sexto exportador de denim del mundo. Las fábricas textiles involucran varias etapas operativas, incluyendo encolado, desencolado, descrudado, blanqueo, mercerización y teñido, resultando principalmente este último en la descarga de grandes volúmenes de aguas residuales [37] y se encuentran entre las principales causas de contaminación ambiental [38].

Las aguas residuales textiles representan casi el 20 % del total de las aguas residuales industriales, y los procesos de teñido contribuyen con el 80 % de este volumen [39]. Alrededor de 7×10^7 toneladas de tintes sintéticos se fabrican globalmente cada año, y las industrias textiles utilizan más de 10.000 toneladas de estos tintes [40]. El uso extensivo de agua en los procesos de teñido y acabado de textiles (como descrudado, enjuague, blanqueo, teñido y acabado) da como resultado grandes volúmenes de aguas residuales [41]. Se informa que alrededor de 300.000 toneladas de tintes sintéticos se vierten anualmente en instalaciones de tratamiento en todo el mundo [42]. Según investigaciones, la industria textil es responsable del 54 % de las emisiones de colorantes; otros contribuyentes importantes a la descarga de tintes al medio ambiente incluyen las instalaciones de teñido (21 %), las fábricas de pinturas y curtidurías (8 %), las industrias de papel y pulpa (10 %) y las fábricas productoras de tintes (7 %) [43]. La principal fuente de contaminación en los efluentes textiles está constituida por la presencia de colorantes azo que son difíciles de degradar por los sistemas de tratamiento de tipo convencional [44-52]. Cada tipo de colorante presenta características físicas, químicas y biológicas diferentes, que les atribuyen propiedades recalcitrantes y efectos tóxicos para el ambiente [53]. Su presencia en el agua residual textil en bajas concentraciones es muy visible e indeseable [54].

La concentración de colorantes en el agua residual de la industria textil se debe a que, durante el proceso de acabado de telas e hilos, particularmente durante el teñido, el colorante no es fijado completamente quedando un residual que varía usualmente del 12 al 30 % dependiendo del tipo de colorante y del proceso usado para su fijación. Este residual es el que es incorporado a las aguas superficiales [50, 55-57]. En la Tabla 3, se muestra el grado de fijación del colorante al tipo de fibra y los residuales que son incorporados al agua residual textil.

Tabla 3. *Grado de fijación estimado para diferentes combinaciones de fibra-colorante y pérdida al efluente textil [58].*

Colorante aplicado	Fibra	Grado de fijación, (%)	% de residual en efluente textil
Ácidos	Poliamida	89-95	5-20
Básicos	Acrílico	95-100	0-5
Directos	Celulosa	70-95	5-30
Dispersos	Poliéster	90-100	0-10
Mordaz	Lana	90-98	2-10
Reactivo	Celulosa	50-90	10-50
Al azufre	Celulosa	60-90	10-40
A la tina	Celulosa	80-95	5-20

De acuerdo con esta tabla, se observa que los colorantes reactivos tienen el más bajo porcentaje de fijación, mientras que los que mayor se fijan son los colorantes básicos. Esto es importante debido a que los colorantes reactivos son los que mayor contaminación provocan en las aguas residuales textiles al incorporarse a la corriente más del 50 % de colorante residual.

2.3.1. Características de las aguas residuales de la industria textil.

Las aguas residuales textiles se caracterizan por un alto contenido de colorantes (10-50 % de colorantes no utilizados), alta temperatura, alto pH, alta demanda biológica de oxígeno (DBO_5), alta DQO, sólidos disueltos totales (TDS), sólidos suspendidos totales (TSS), carbono orgánico total, cloruros, fosfatos, sulfatos, nitratos, y metales como Cr, Cd, Pb, Sb, As, Cu, Ni y Zn. Además, la industria textil utiliza hidróxido de sodio y otras sales en métodos de procesamiento húmedo para la fijación del color, lo que da como resultado una salinidad y alcalinidad significativas en el efluente textil [59].

Generalmente, las características de los efluentes textiles varían y dependen principalmente de la fuente, el tipo y la naturaleza del tinte y de la operación de teñido. La Tabla 4 resume algunas características comunes de las aguas residuales textiles reportadas en la literatura.

Tabla 4. *Algunas características comunes de las aguas residuales textiles reportadas en la literatura [60-66].*

Parámetros	Valor
Temperatura, (°C)	33-45
pH	5.6-11.8
Concentración de color, (mg/L)	10-2500
TDS, (mg/L)	1500-12000
SST, (mg/L)	15-8000
DBO_5, (mgO_2/L)	80-6000
DQO, (mgO_2/L)	150-30000
Cloruros, (mg/L)	200-6000
Sulfatos, (mg/L)	600-1000
Aceite y grasa, (mg/L)	5-30
Conductividad, (mS/cm)	3-10

2.3.2. Posibles peligros de las aguas residuales textiles e impacto al medio ambiente

La liberación de aguas residuales textiles que contienen colorantes tiene varios efectos adversos sobre los recursos hídricos y la vida humana [67,68]. Los colorantes textiles alteran sustancialmente la calidad estética de los cuerpos de agua, perjudican la fotosíntesis, entran en la cadena alimentaria, inhiben el crecimiento de las plantas, generan recalcitrancia y bioacumulación, aumentan la DBO_5 y la DQO, y pueden aumentar la toxicidad, la carcinogenicidad y la mutagenicidad [68].

La presencia de colorantes en el agua, incluso en pequeñas concentraciones, puede tener efectos ambientales adversos debido a su naturaleza cancerígena. Los colorantes disminuyen la penetración de la luz solar en el agua, cambian el color del agua y afectan la reacción fotosintética que daña la vida acuática.

2.3.3. Toxicidad de los colorantes azoicos

Los colorantes azo no representan un peligro inmediato cuando se emplean en procesos de teñido, pero su toxicidad está relacionada con factores como concentraciones elevadas, la presencia de metales pesados y grupos reactivos sin hidrolizar. Bajo condiciones reductoras, los enlaces N=N se rompen, lo que da lugar a la formación de aminas [17].

Las aminas se distinguen por poseer anillos aromáticos y grupos amino en su estructura. Algunos de estos compuestos, al sufrir modificaciones, pueden convertirse en sustancias con efectos mutagénicos o genotóxicos, de acuerdo con estudios realizados por la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC). Estas sustancias pueden representar un riesgo tanto para los ecosistemas acuáticos como para la salud humana. Su producción ocurre en diversos sectores industriales, como la manufactura de plaguicidas, la síntesis de polímeros, la refinación del petróleo y las industrias química y farmacéutica. En el caso del sector textil, cuando los efluentes que contienen colorantes azo son sometidos a procesos anaerobios, se generan aminas, algunas de las cuales pueden ser más tóxicas que los propios residuos originales. De hecho, ciertas aminas han sido clasificadas como cancerígenas por la IARC [17], y muchas de ellas bajo determinadas condiciones ambientales pueden ser degradadas por actividad bacteriana, lo que sugiere que su persistencia en el medio ambiente no siempre es absoluta [69]. Además de los contaminantes presentes en los efluentes textiles y los compuestos que emergen durante el tratamiento de aguas residuales, el proceso de producción genera otros desechos peligrosos, como los lodos derivados del tratamiento biológico. En México, la clasificación de estos residuos dentro de la industria textil está regulada por la norma NOM-052-SEMARNAT-2005.

2.4. Métodos de tratamiento para eliminar colorantes de las aguas residuales

La remoción de colorantes contaminantes en aguas residuales industriales es un proceso complejo que requiere enfoques avanzados debido a su impacto ambiental y potencial genotóxico. Para abordar esta problemática, se han desarrollado y evaluado extensamente diversas estrategias de tratamiento, incluyendo métodos físicos, químicos y biológicos. La Figura 1 presenta un esquema representativo de los procesos empleados en la degradación o eliminación de estos compuestos.

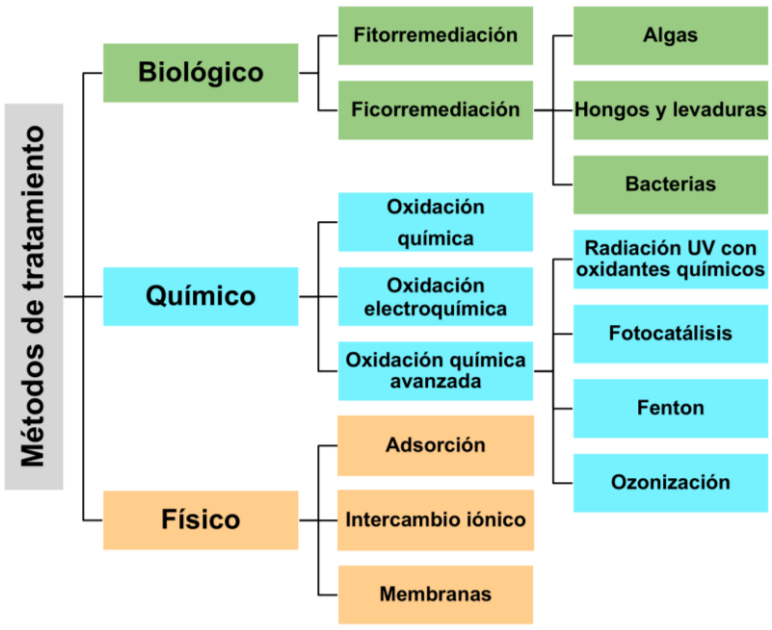


Figura 1. *Principales métodos físicos, químicos y biológicos utilizados para la eliminación de colorantes en aguas residuales.*

En el ámbito de la biodegradación, se utilizan microorganismos como bacterias, algas/microalgas, hongos y levaduras [70,71], así como sus enzimas, para catalizar la descomposición de los colorantes. Paralelamente, se han implementado múltiples técnicas fisicoquímicas, tales como coagulación/floculación, adsorción, biosorción, filtración mediante membranas, intercambio iónico, precipitación, electrodiálisis, electrólisis, electrocoagulación, oxidación electroquímica, irradiación UV, ozonización, procesos avanzados de oxidación electroquímica, extracción líquido-líquido, fotocatálisis y el proceso Fenton [31].

2.4.1. Métodos físicos

Los tratamientos fisicoquímicos para la eliminación de colorantes en aguas residuales están ampliamente implementados y ofrecen diversas alternativas según la naturaleza del contaminante [72]. Entre estos, la filtración por membrana, que incluye procesos como ósmosis inversa, ultrafiltración y nanofiltración, se ha utilizado en la industria textil para disminuir la carga contaminante. Este método destaca por su fácil operación y reducido mantenimiento, aunque enfrenta desafíos como la acumulación de residuos concentrados y la obstrucción de las membranas [73].

Otro procedimiento efectivo es la coagulación y floculación, especialmente en el tratamiento de aguas residuales de la industria textil. En este proceso, se emplean

agentes coagulantes como cloruro férrico, sulfato ferroso y compuestos poliméricos [72]. Sin embargo, su eficacia varía según la composición química del tinte, y su aplicación se ve limitada por los elevados costos y la generación excesiva de lodos [74].

El intercambio iónico también es una alternativa viable para la remoción de colorantes y la reducción de la demanda química de oxígeno. Este mecanismo permite la decoloración tanto de colorantes aniónicos como catiónicos y tiene la ventaja de posibilitar la recuperación del solvente sin pérdida del material adsorbente. No obstante, su uso está restringido por los altos costos operativos y la necesidad de solventes específicos [75].

Por su parte, la adsorción es uno de los métodos más empleados debido a su eficiencia, facilidad de aplicación y bajo costo [76,77]. Diversos adsorbentes, como carbón activado, zeolitas, nanotubos de carbono y residuos agroindustriales, han demostrado ser efectivos en la eliminación de tintes [74,78]. Sin embargo, su principal limitación radica en que no descompone las moléculas del colorante, lo que puede requerir procesos complementarios para su completa eliminación.

2.4.2. Métodos químicos

Dentro del tratamiento de efluentes contaminados con sustancias colorantes, los procesos químicos representan una alternativa eficaz, destacándose tecnologías como la fotocatálisis, el sistema Fenton/UV, la ozonación, la coagulación/floculación y la electrocoagulación. Entre estas, la fotocatálisis (principalmente con dióxido de titanio, TiO_2) y el tratamiento Fenton/UV han demostrado una eficiencia sobresaliente, alcanzando remociones de color cercanas al 100 % en tiempos inferiores a 90 y 20 minutos, respectivamente. Además, estos métodos permiten una significativa disminución del carbono orgánico total (COT) y DQO, con eficiencias entre el 80 % y 100 % [79].

La ozonación, especialmente en condiciones ácidas y en presencia de iones metálicos como hierro y manganeso, logra también eficiencias de remoción entre el 98 % y 100 % para diversos tipos de colorantes, incluso con concentraciones iniciales entre 86 y 2000 mg/L y tiempos de tratamiento inferiores a 15 minutos. Sin embargo, al igual que en otros métodos, el tipo de colorante influye considerablemente en el rendimiento del proceso. La reducción de DQO en estos tratamientos puede oscilar entre un 10 % y 48 %, con flujos óptimos de ozono en torno a los 15 L/min o 360 mg O_3/h [80-82].

Por su parte, la electrocoagulación, operando con densidades de corriente entre 4.45 y 200 A/m², alcanza remociones superiores al 90 % para el color y 80 % para la DQO en menos de 120 minutos [79,83,84]. La eficiencia de este método está fuertemente condicionada por el tipo de electrodo utilizado (aluminio, hierro, grafito, acero, dióxido de titanio, entre otros), siendo los electrodos de óxido de titanio particularmente efectivos [79].

Los procesos de coagulación/floculación, utilizando agentes como el sulfato de aluminio, cloruro férrico o especies polinucleares como el Al_{13}, también muestran eficiencias destacables. En soluciones con concentraciones de colorantes entre 40 y 4000 mg/L, se alcanzan remociones entre el 53 % y 100 % en menos de 2 horas, siendo las especies avanzadas de aluminio más eficientes en términos de cinética [85,86].

Cabe destacar que los procesos Fenton/UV, además de su alta capacidad de decoloración, permiten una notable remoción de COT (>70%) y DQO en períodos cortos. Esta eficiencia se ve mejorada por la optimización de factores como la concentración de peróxido de hidrógeno y la proporción de hierro (Fe^{2+}/Fe^{3+}), así como el tiempo de irradiación UV [87-89]. Adicionalmente, la combinación de radicales hidroxilos generados por la irradiación y los reactivos químicos mejora la tolerancia del proceso frente a condiciones adversas como variaciones de pH, temperatura y presencia de sales [79].

Los procesos de oxidación avanzada han demostrado una alta eficiencia en el tratamiento de aguas residuales que contienen compuestos orgánicos, ya que estos son transformados, mediante reacciones de oxidación, en productos intermedios o finales más fácilmente degradables por procesos biológicos [90]. Sin embargo, una de las principales limitaciones de esta tecnología es su elevado costo de implementación en entornos industriales, además de los desafíos operativos que conlleva, como la acumulación de sustancias químicas empleadas en el proceso [91]. Asimismo, es indispensable determinar la dosis óptima para cada tipo de colorante [92], lo que hace que su aplicación sea específica para cada sustancia y, por tanto, poco viable en contextos como el de la industria textil. No obstante, a pesar de estas limitaciones, los procesos de oxidación avanzada siguen siendo ampliamente utilizados en el sector industrial.

2.4.3. Métodos biológicos

En el contexto del tratamiento de aguas residuales industriales, la biorremediación ha emergido como una estrategia sostenible y eficaz, particularmente a través de sus variantes como la fitorremediación (uso de plantas) y la ficorremediación (uso de microorganismos). Estas tecnologías se consolidan como alternativas viables frente a los métodos tradicionales, debido a su bajo costo, eficiencia energética, carácter ecológico y la capacidad de generar productos finales estables e inofensivos mediante la biotransformación parcial o total de compuestos orgánicos como los colorantes [31,93-96].

Frente a este panorama, la biorremediación se posiciona como una alternativa prometedora. En este sentido, la aplicación de agentes biológicos para la remoción de contaminantes orgánicos, como los colorantes azo, ha cobrado creciente relevancia [31]. La oxidación biológica se perfila como una de las opciones más rentables para el tratamiento de aguas residuales con alta carga orgánica; sin embargo, su eficacia puede verse comprometida por la presencia de compuestos tóxicos o refractarios a la biodegradación. Además, el desempeño de los sistemas biológicos está condicionado por factores ambientales estrictos, y su operación requiere tiempos prolongados y superficies considerables, lo que debe ser cuidadosamente considerado en el diseño de procesos de tratamiento avanzados [97].

2.5. Sistemas bioelectroquímicos en el tratamiento de aguas residuales

En el ámbito del tratamiento de contaminantes orgánicos recalcitrantes, ha emergido un creciente interés por la integración de tecnologías electroquímicas y biológicas. Esta integración puede abordarse mediante dos enfoques principales. El primero corresponde a la combinación secuencial de procesos, en la que las tecnologías electroquímicas como la oxidación anódica o el proceso electro-Fenton (EF) se emplean como pretratamiento o postratamiento de los métodos biológicos convencionales. Esta estrategia ha sido objeto de diversas investigaciones [99-103].

El segundo enfoque corresponde a los sistemas bioelectroquímicos (BES, por sus siglas en inglés), tales como las celdas de combustible microbianas (MFC), las celdas de electrólisis microbianas (MEC) y los reactores de electrodos con biopelícula. A diferencia del acoplamiento secuencial, los BES integran directamente los procesos metabólicos microbianos con las reacciones redox electroquímicas en un único sistema. Esta configuración no solo permite una mayor compacidad, sino que también

ofrece beneficios adicionales como la generación de energía eléctrica o la estimulación del metabolismo microbiano mediante la aplicación de un campo eléctrico [104-106].

En comparación con los tratamientos biológicos tradicionales, los BES han demostrado una mayor eficiencia en la degradación de contaminantes refractarios, incluidos compuestos orgánicos volátiles, antibióticos y colorantes azoicos [107-109], requiriendo además menores concentraciones de cosustratos en el caso de los colorantes [110]. No obstante, presentan ciertas limitaciones, como tiempos prolongados de retención hidráulica y una eliminación incompleta de contaminantes en comparación con los procesos electroquímicos abióticos como los procesos avanzados de oxidación electroquímica (EAOP). Sin embargo, su ventaja radica en el bajo consumo energético o incluso en la capacidad de generación de electricidad [111-112].

Debido a su capacidad para equilibrar la eficiencia en la eliminación de contaminantes con un consumo energético aceptable, los BES representan una alternativa prometedora para el tratamiento de aguas residuales recalcitrantes. Este creciente interés ha impulsado la publicación de múltiples artículos de revisión que abordan los avances en la aplicación de los BES en la degradación de compuestos como hidrocarburos aromáticos policíclicos, compuestos monoaromáticos y otras sustancias orgánicas volátiles [113-115]. La Figura 2A muestra el número total de publicaciones relacionadas con los sistemas bioelectroquímicos, sin limitarse a aplicaciones específicas en los últimos 10 años. Se puede observar un crecimiento significativo del estudio de estos sistemas, ya que han ganado popularidad como una alternativa prometedora en diversas aplicaciones, incluyendo el tratamiento de aguas, la producción de energía y la bioconversión de residuos.

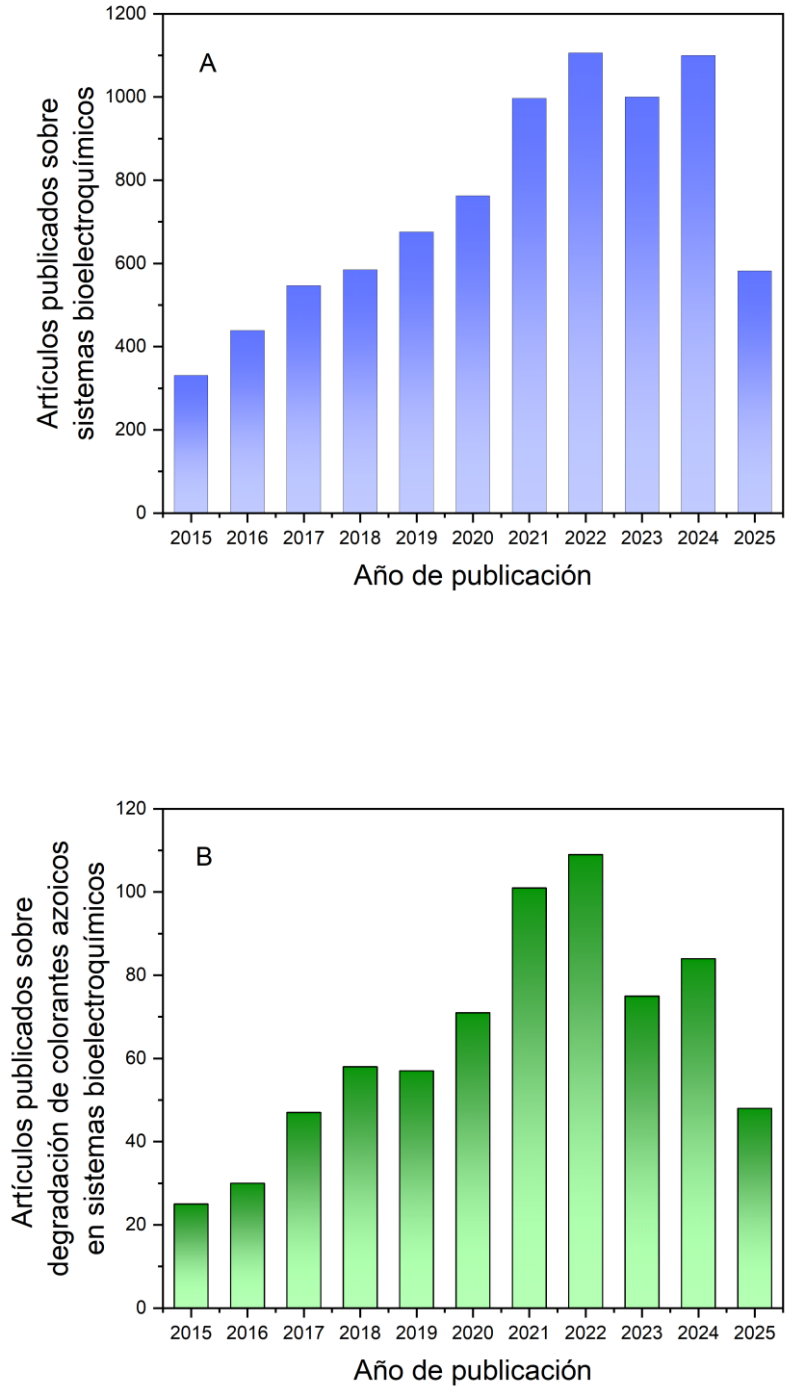


Figura 2. *Cantidad de artículos científicos publicados en la web, A): sobre sistemas bioelectroquímicos, B): sobre degradación de colorantes azoicos en sistemas bioelectroquímicos.*

Por otra parte, haciendo una búsqueda específica de los sistemas bioelectroquímicos aplicados a la degradación de colorantes azoicos (figura 2B) se puede notar que, en la última década, ha aumentado notablemente la publicación de artículos científicos orientados a este tema, debido a la creciente preocupación ambiental por estos

compuestos tóxicos y persistentes, así como al interés en tecnologías sostenibles que permiten su tratamiento eficiente mientras generan energía o recuperan recursos. Este auge también ha sido impulsado por avances en microbiología y electroquímica, el enfoque interdisciplinario del tema, y un mayor apoyo institucional y financiero a investigaciones orientadas al tratamiento de aguas residuales y la sostenibilidad.

2.5.1. Mecanismo de biodegradación anaerobia de colorantes azoicos

Durante la degradación de los colorantes azoicos, la ruptura del enlace azo constituye el paso fundamental del proceso. Debido a que este grupo funcional actúa como un aceptor de electrones, resulta más susceptible a ser reducido que oxidado. No obstante, bajo la acción de agentes oxidantes fuertes y eficaces, también es posible su oxidación. A través de la degradación oxidativa, los colorantes azoicos pueden llegar a mineralizarse completamente, transformando el carbono en CO_2, el nitrógeno en NH_3, NO_2 o NO_3, el azufre en SO_3 y el hidrógeno en H_2O. En contraste, la ruta de degradación reductora únicamente facilita la ruptura del enlace azo, generando intermediarios que posteriormente requieren un proceso de oxidación para su eliminación completa [116]. En la figura 3 se puede observar una representación del mecanismo de degradación de estos tintes.

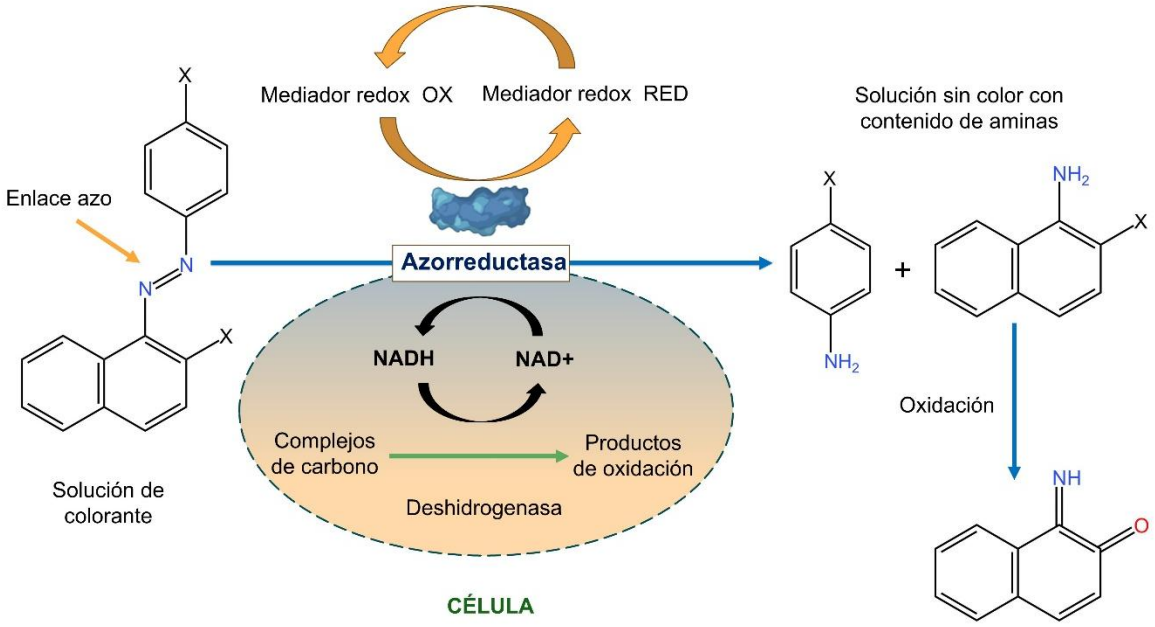


Figura 3. *Mecanismo de degradación anaerobio de colorantes azoicos (modificado de [117]).*

La degradación de colorantes azo en condiciones anaerobias se basa en la acción de enzimas denominadas “azorreductasas”, las cuales catalizan la reducción del

colorante facilitando la transferencia de electrones hacia el enlace azo, proceso que ocurre en ausencia de oxígeno. Estas enzimas son producidas típicamente por hongos y bacterias y pertenecen al grupo de enzimas que contienen flavinas [118].

En este proceso, los colorantes, que contienen un característico enlace azo (-N=N-), son inicialmente reducidos por la acción de estas enzimas. La reacción de reducción es facilitada por un mediador redox, que alterna entre su forma oxidada (OX) y reducida (RED), transfiriendo electrones para romper el enlace azo. Es posible apreciar algunas de las enzimas de oxidación reducción, propias de los microorganismos que son implicadas en el sistema de transporte de electrones entre la membrana de los microorganismos y el colorante. Estos son los nucleótidos de piridina: NAD (nicotinamida adenina dinucleótido) y NADP (fosfato de nicotinamida adenina dinucleótido), que están omnipresentes en su forma oxidada como NAD^+/$NADP^+$ y como NADH/NADPH en su forma reducida. Como resultado de la ruptura del enlace azo, el colorante se convierte en una solución sin color que contiene compuestos amínicos (aminas aromáticas). Posteriormente, estas aminas pueden sufrir oxidación adicional, transformándose en otros productos, como una cetona aromática (por ejemplo, un compuesto con un grupo carbonilo en el anillo naftalénico). Todo este proceso implica también la formación de complejos de carbono y otros productos de oxidación dentro de la célula, lo que contribuye a la degradación completa del colorante.

2.5.2. Proceso de biodegradación de colorantes azoicos mediante estimulación eléctrica

Hace más de 50 años surgieron las primeras experiencias en el uso de campos eléctricos o de corriente continua para estimular el crecimiento microbiano. Estos enfoques se basaban en la hidrólisis electroquímica del agua para generar oxígeno, reemplazando así los sistemas tradicionales de aireación [119]. Dichas técnicas permitieron el cultivo de *Pseudomonas fluorescens* [120] y, posteriormente, la producción simultánea de oxígeno e hidrógeno facilitó el crecimiento de *Ralstonia eutropha* H16, un microorganismo aeróbico capaz de reducir hidrógeno (Schlegel et al., 1965 en [120].

2.5.2.1. Influencia de la aplicación de un campo eléctrico sobre los microorganismos

La aplicación de corriente eléctrica puede influir significativamente en el metabolismo microbiano, ya sea acelerándolo o inhibiéndolo, en función de diversos factores como

la especie microbiana, la intensidad de la corriente, el tiempo de exposición y las condiciones del medio [25,121]. En este contexto, la estimulación eléctrica de membranas biológicas puede inducir el fenómeno de electroporación, caracterizado por un incremento abrupto en la permeabilidad de la membrana celular [122]. Respecto a los efectos directos de los campos electrostáticos o generados por corriente continua sobre los microorganismos, la literatura reporta alteraciones en la fisiología celular, modificaciones en la morfología, cambios en las propiedades químico-físicas de la membrana, así como variaciones en su permeabilidad y potencial de membrana, factores que afectan tanto el intercambio de sustancias con el entorno como el metabolismo y la movilidad celular [120]. La magnitud de estos efectos depende de la especie microbiana, aunque, en general, aumenta proporcionalmente con la intensidad del campo eléctrico o la corriente aplicada y el tiempo de exposición. Aunque existen diferencias en la sensibilidad entre distintas especies, se ha observado que campos eléctricos de alta intensidad (por ejemplo, 1000 kV/m) o corrientes continuas del orden de 1 A provocan daños irreversibles en las células, llevando finalmente a la muerte bacteriana [120,123]. Este fenómeno se explica porque las membranas celulares, al ser sometidas a un campo eléctrico, se comportan como condensadores, generando una potencial transmembrana que, si supera 1 V, resulta letal. En consecuencia, la tasa de mortalidad bacteriana se incrementa de manera proporcional tanto a la intensidad del campo aplicado como a la duración de la exposición [123].

2.5.2.2. Carbón activado como mediador redox en los sistemas bioelectroquímicos

En los procesos de degradación bioelectroquímicos, la transferencia eficiente de electrones entre los microorganismos y los electrodos es un factor crítico para lograr una degradación efectiva de los contaminantes. Sin embargo, en muchos casos, los microorganismos no poseen mecanismos naturales suficientemente eficientes para realizar una transferencia directa de electrones hacia o desde un electrodo sólido. Adicionalmente, las superficies de los electrodos convencionales suelen presentar limitaciones en cuanto a su compatibilidad y área de contacto efectiva con las biopelículas microbianas. Para superar estas barreras, se emplean mediadores redox, como el carbón activado, que actúan como facilitadores del transporte electrónico. El carbón activado posee estructuras quinónicas (carbonil), y gracias a su alta área superficial, su naturaleza conductora y su capacidad de adsorción, proporciona una interfaz efectiva que mejora la comunicación electroquímica entre los

microorganismos y el electrodo. De este modo, no solo promueve una transferencia de electrones más rápida y eficiente, sino que también contribuye a acercar los contaminantes a los microorganismos, favoreciendo su captura y degradación.

Mezohegyi et al. 2007 [124], diseñaron un reactor de lecho fijo con carbón activado para la degradación anaerobia del colorante azo Naranja ácido 7, a partir de una concentración inicial de 100 mg/L y utilizando acetato de sodio como fuente de carbono. Sus resultados demostraron que las estructuras quinónicas presentes en el carbón activado no solo favorecen el transporte de electrones, sino que también incrementan la velocidad de reacción. Por otro lado, González-Gutiérrez et al. 2009 [125], emplearon un biorreactor de flujo ascendente, igualmente empacado con carbón activado, para la reducción del colorante rojo reactivo 272. En este sistema, los microorganismos metabolizan dextrosa como cosustrato, liberando electrones que son transferidos hacia el colorante a través de enzimas o grupos quinónicos del carbón activado, facilitando la ruptura del enlace azo. En el efluente se identificaron compuestos como ácidos carboxílicos, ésteres, alcoholes y pequeñas cantidades de ácidos aromáticos, logrando una remoción del 50 % de la DQO y del 99 % del colorante.

2.5.2.3. Mecanismo de degradación bioelectroquímica de colorantes azoicos

La degradación de colorantes azoicos se lleva a cabo generalmente mediante una reacción reductora que rompe los enlaces azo. Este proceso ocurre en un cátodo abiótico (compuesto de materiales carbonáceos o metálicos), como es habitual en los reactores de celdas de electrólisis microbiana (MEC) (Figura 4). Estos sistemas, aunque originalmente diseñados para producir hidrógeno, también pueden adaptarse para tratar aguas residuales con colorantes azoicos, aprovechando la capacidad reductora del cátodo para romper los enlaces azo.

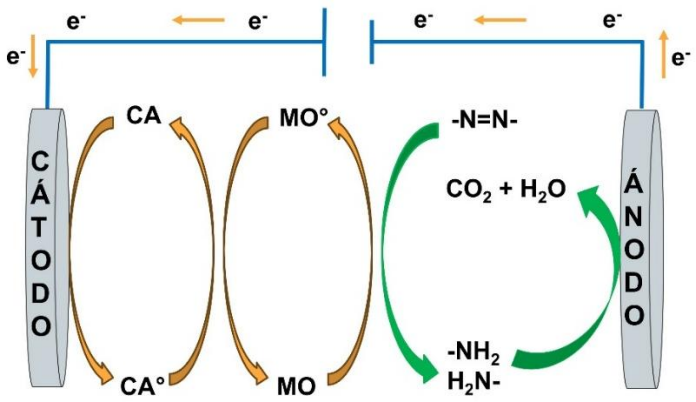


Figura 4. *Mecanismo de biodegradación asistida electroquímicamente de colorantes azoicos [126].*

En este mecanismo, los microorganismos electroquímicamente activos oxidan cosustratos biodegradables como la glucosa, generando electrones que migran desde el ánodo hacia el cátodo. Estos electrones, a su vez, atacan directamente las moléculas de colorante azoico, promoviendo la ruptura de los enlaces azo y completando su reducción [127]. Las reacciones ocurrieron en el ánodo como se muestran en las ecuaciones 1 y 2. Debido a que los potenciales redox estándar de los colorantes azoicos son inferiores a los de los cosustratos, se requiere una fuente de energía externa para impulsar esta transferencia de electrones.

$$\text{Ánodo: Glucosa: } C_6H_{12}O_6 + 12H_2O \rightarrow 6(HCO3)^- + 30H^+ + 24e \quad (1)$$

$$\text{Colorante azoico: } R\text{-}N{=}N\text{-}R' + 4e^- \text{ (de la glucosa)} + 4H^+ \rightarrow R\text{-}NH_2 + NH_2\text{-}R' \quad (2)$$

Otro mecanismo es el de transferencia directa de electrones por medio de una biopelícula. En este mecanismo, ciertos microorganismos electroactivos (como *Geobacter sulfurreducens* o *Shewanella oneidensis*) son capaces de transferir electrones directamente desde su metabolismo a un electrodo o incluso al contaminante, sin necesidad de compuestos intermedios. Esta transferencia ocurre a través de estructuras especializadas como nanohilos conductores o proteínas redox de membrana externa, principalmente citocromos tipo c. En el caso de los colorantes azoicos, los electrones fluyen desde estas bacterias al grupo azo (–N=N–) del colorante, provocando su reducción y posterior ruptura, lo que lleva a la formación de aminas aromáticas incoloras. La eficiencia de la transferencia directa depende en gran medida del contacto físico estrecho entre el microorganismo y el electrodo o el contaminante, así como del desarrollo de una biopelícula bien establecida sobre la superficie del electrodo.

En el cátodo tiene lugar el proceso de decoloración, ya que los colorantes azoicos actúan como aceptores de electrones, mientras que el cátodo funciona como una fuente directa de electrones para su reducción. Este fenómeno puede presentarse tanto en cátodos abióticos como en bióticos, dependiendo de la configuración del sistema. Además de la reducción del grupo azo, es importante destacar que los colorantes también pueden experimentar procesos de mineralización cuando el cátodo está modificado y favorece reacciones de oxidación avanzada. Las reacciones electroquímicas asociadas a estos mecanismos se ilustran en las ecuaciones 3 y 4.

$$\text{Cátodo: } R\text{-}N{=}N\text{-}R' + 4e^- \text{ (del cátodo)} + 4H^+ \rightarrow R\text{-}NH_2 + NH_2\text{-}R' \quad (3)$$

$$R\text{-}N{=}N\text{-}R' \rightarrow CO_2 + H_2O + N_2 \quad (4)$$

2.6. Reactores bioelectroquímicos en la degradación de colorantes azoicos

Desde 2009, los sistemas bioelectroquímicos (BES, por sus siglas en inglés) han comenzado a emplearse como una alternativa prometedora para el tratamiento de aguas residuales que contienen colorantes azoicos. Uno de los primeros estudios relevantes fue realizado por Mu et al. (2009) [116], quienes demostraron que estos colorantes podían ser eficientemente decolorados en el cátodo abiótico de un reactor bioelectroquímico mediante una fuente de energía de bajo voltaje. En este proceso, la oxidación microbiana en el ánodo generaba electrones que eran transferidos al cátodo, donde ocurría la reducción del grupo azo (-N=N-) bajo un potencial controlado. Paralelamente, se desarrolló un sistema tipo celda de combustible microbiana (MFC), en el cual los colorantes azoicos actuaban como aceptores electrónicos catódicos en lugar del oxígeno, logrando una eficiencia comparable incluso bajo condiciones ácidas (pH = 3) [116].

En un trabajo realizado por Martínez, 2011 [25], se utilizó un reactor bioelectroquímico (BER) de lecho fijo en flujo continuo ascendente con un volumen total de 0.649 L para la degradación del colorante azoico Rojo Reactivo 272 (RR-272). El reactor fue empacado con carbón activado bituminoso y colonizado con microorganismos anaerobios previamente adaptados, capaces de utilizar el colorante como fuente de carbono. Durante el experimento, se aplicó una corriente eléctrica de 0.045 mA/cm², lo cual permitió alcanzar eficiencias de decoloración superiores al 90 % con tiempos de residencia hidráulica tan cortos como una hora. Los electrodos empleados fueron de malla fina de acero inoxidable 304L.

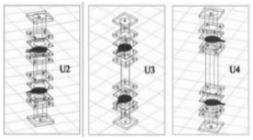
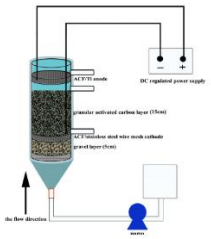
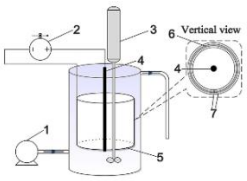
Cárdenas (2011) [126] también investigó la degradación del colorante Rojo Reactivo 272 (RR-272), enfocándose en analizar el efecto de distintos factores involucrados en el proceso, tales como el uso de carbón activado, la presencia de microorganismos y la distribución del campo eléctrico. Esta información fue fundamental para el diseño y construcción de un bioelectroreactor de placas paralelas. Los resultados experimentales indicaron que, al aplicar una corriente de 1 mA, se alcanzó una eficiencia de remoción del 97.6 %, en comparación con un 71.5 % de remoción en ausencia de corriente.

Otro estudio relacionado con este tema lo realizó García (2018) [135] en el cual se evaluó un sistema de bioelectroreactores de lecho fijo y flujo continuo, diseñado con reactores acrílicos empacados parcialmente con carbón activado (80 %) y operados con una corriente aplicada de 0.01 A. Se utilizaron electrodos de acero inoxidable 304L en forma de malla, y el objetivo principal fue analizar el desempeño del sistema en la degradación de contaminantes orgánicos presentes en un efluente textil real. La estimulación eléctrica favoreció la actividad microbiana adherida al carbón, mejorando la eficiencia de degradación, especialmente a mayores concentraciones de carga orgánica. Los resultados demostraron que los BER son una alternativa viable para el tratamiento de aguas residuales industriales, combinando procesos biológicos y electroquímicos de forma sinérgica.

En la tabla 5 se recogen algunos de los parámetros más importantes en estos y otros trabajos teniendo en cuenta el tipo de sistema empleado, los materiales y las eficiencias de remoción en cada caso.

Tabla 5. *Degradación de colorantes azoicos en BERs mediante estimulación eléctrica.*

Degradación	Estímulo eléctrico	Tipo de BES	Volumen de trabajo, (L)	Material de los electrodos	Eficiencia máxima alcanzada (%)	Ref.
Colorante textil Rojo Reactivo 272	0.045 mA/cm^2	Reactor bioelectroquímico de flujo ascendente	0.650	Electrodos circulares de malla de acero inoxidable 304L	90	[25]
Colorante textil Rojo Reactivo 272	0.5, 5 y 50 mA	Reactor bioelectroquímico de placas paralelas	1	Electrodos de acero en forma de lámina 316 L	97.6	[126]

Colorante Azul Lanasol 8G en agua residual textil real	0.01 A	 Reactores bioelectroquímicos de flujo ascendente	0.21, 0.27 y 0.33	Electrodos circulares de malla de acero inoxidable 304L	84.58	[135]
Colorante (Rojo Reactivo Brillante) X-3B	0.4 V	 Reactor bioelectroquímico tipo batch	4.2	Electrodos de grafito	99.8	[136]
Degradación de colorante (Rojo Reactivo Brillante) X-3B	1.0-2.5 V	 Reactor de biopelícula - electrodo	0.5	Ánodo de grafito y cátodo compuesto por fibra de carbono activado adherida a un anillo de acero inoxidable.	81.56	[104]

2.6.1. Materiales rentables y escalables para su uso como electrodos

Si bien los electrodos de base carbonosa pueden presentar mejoras sustanciales en su rendimiento mediante diversas técnicas de modificación superficial, persisten limitaciones asociadas a su estabilidad operativa a largo plazo y a la escalabilidad del sistema, siendo imprescindible una evaluación económica detallada. En este contexto, los materiales metálicos surgen como una alternativa técnicamente viable para su uso como electrodos en sistemas bioelectroquímicos (BES). Diversos metales, entre ellos titanio, paladio, platino, níquel, cobre y acero inoxidable, han sido empleados principalmente como colectores de corriente o catalizadores. El cobre, aunque económico y con alta conductividad eléctrica, presenta una rápida tasa de

corrosión, lo que conduce a la liberación de iones metálicos potencialmente tóxicos para los microorganismos [137].

Por su parte, el titanio destaca por su comportamiento químicamente inerte, pero su elevado costo, al igual que el de metales nobles como el platino o el paladio, limita su viabilidad en aplicaciones reales de tratamiento bioelectroquímico de aguas residuales [138]. Entre estos materiales, el acero inoxidable ha mostrado ventajas significativas debido a su baja susceptibilidad a la corrosión, resistencia eléctrica moderada y costo accesible, posicionándose como uno de los candidatos más recomendables para aplicaciones en BES. Su uso ha demostrado ser eficaz tanto en la actividad catalítica como en la remoción de contaminantes y procesos de decoloración, consolidándose como una opción práctica y eficiente [139].

En síntesis, para que los sistemas bioelectroquímicos (BES) sean viables en la remediación de aguas residuales que contienen colorantes azoicos, es fundamental contar con electrodos que combinen viabilidad económica, escalabilidad industrial y resistencia a largo plazo. Además, dichos materiales deben poseer alta conductividad eléctrica, gran área superficial específica, baja impedancia a la transferencia de carga y elevada biocompatibilidad, con el fin de optimizar tanto las reacciones bioelectrocatalíticas como el aprovechamiento energético del sistema. Actualmente, los materiales carbonosos y metálicos siguen siendo los candidatos más prometedores, por lo que resulta necesario profundizar en su estudio para maximizar su desempeño en aplicaciones reales.

2.7. Regulación y control ambiental de colorantes azoicos y sus intermediarios

La creciente preocupación por la contaminación ambiental y sus efectos en la salud humana ha impulsado el desarrollo de marcos regulatorios dirigidos a controlar la producción, uso y disposición de sustancias químicas peligrosas. Dentro de estos compuestos, los colorantes azoicos y sus intermediarios han recibido especial atención debido a su amplia aplicación en diversas industrias como la textil, del cuero, papelera y alimentaria, así como por su potencial para generar subproductos tóxicos y carcinogénicos durante su degradación. A nivel internacional, organismos como la Unión Europea, a través de normativas como REACH (Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals), han establecido restricciones estrictas sobre el uso de colorantes azoicos que liberan aminas aromáticas prohibidas. De igual manera, acuerdos multilaterales como el Convenio de Estocolmo sobre

Contaminantes Orgánicos Persistentes han fomentado la cooperación global para eliminar o restringir compuestos peligrosos.

2.7.1. Normatividad mexicana

En México, la regulación del vertimiento de aguas residuales provenientes de empresas textiles, especialmente aquellas que manejan colorantes azoicos y sus intermediarios, se lleva a cabo a través de la NOM-001-SEMARNAT-2021 [128], que es la norma vigente. Esta norma establece los límites máximos permisibles de contaminantes en descargas de aguas residuales hacia cuerpos receptores propiedad de la nación, con el fin de proteger la calidad del agua y los ecosistemas acuáticos. Aunque la NOM-001-SEMARNAT-2021 no menciona explícitamente a los colorantes azoicos, sí regula parámetros críticos afectados por estos compuestos, como la demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST), color verdadero y toxicidad aguda. En la tabla 5 se muestran los principales parámetros y los límites permisibles para la descarga de agua residual. Tomando en cuenta que esta norma derogó a la NOM-065-ECOL-1994 que establecía los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores provenientes de las industrias de pigmentos y colorantes es aplicable en este caso.

Tabla 6. *Principales parámetros y límites permisibles para las descargas de agua residual en cuerpos receptores como ríos y arroyos en México*

Parámetros	Límites máximos permisibles	
	Promedio diario	Valor instantáneo
pH, (unidades de pH)	6-9	6-9
Temperatura, (°C)	35	35
Sólidos suspendidos totales, (mg/L)	72	84
Demanda química de oxígeno, (mg/L)	180	210

También existe otro parámetro muy importante denominado color verdadero. Este representa solo el color disuelto en el agua, no afectado por partículas suspendidas. El color verdadero es muy importante porque revela la presencia de compuestos orgánicos solubles (como taninos, ligninas, colorantes y otros productos de desecho), que pueden afectar la calidad del agua, su estética y si tratamiento. Para medirlo de forma precisa y estandarizada se utiliza el coeficiente de absorción espectral, que

cuantifica la absorción de la luz a una longitud de onda específica cuando pasa a través de la muestra de agua. La Ecuación 5 muestra la fórmula para obtenerse.

$$\alpha(\lambda)=\frac{A}{d}\times f \tag{5}$$

Donde,

α = Coeficiente de absorción espectral.

λ = longitud de onda a la que se realizó la medición de absorbancia, en nm.

A = absorbancia de la muestra de agua a la longitud de onda λ.

D = paso de luz de la celda, en mm.

f = factor utilizado para obtener el coeficiente espectral, en m^{-1} (f = 1000).

Este coeficiente se mide en tres valores de longitud de onda principales (Tabla 7), fundamentalmente en la región visible del espectro.

Tabla 7. *Valores permisibles del coeficiente de absorción espectral para cada longitud de onda.*

Color verdadero	
Longitud de onda, (nm)	Coeficiente de absorción espectral
436	7.0 m^{-1}
525	5.0 m^{-1}
620	3.0 m^{-1}

En la práctica, las empresas textiles deben realizar un tratamiento adecuado de sus aguas residuales para asegurar que los niveles de estos parámetros se encuentren dentro de los límites establecidos, evitando así la descarga de compuestos orgánicos persistentes y subproductos tóxicos, como las aminas aromáticas derivadas de la degradación de colorantes azoicos. Además, deben cumplir con la presentación periódica de informes de calidad del agua y someterse a inspecciones ambientales por parte de la autoridad correspondiente, en particular la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). El incumplimiento puede derivar en sanciones, clausuras o la obligación de realizar inversiones en tecnologías de tratamiento de aguas avanzadas. De este modo, la normatividad mexicana promueve el control efectivo de la contaminación industrial y contribuye a los esfuerzos nacionales e internacionales de protección ambiental.

CAPÍTULO 3: MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Metodología experimental

La metodología experimental de este proyecto se estructura en 5 etapas fundamentales (Figura 5). En primer lugar, se realizó el cultivo y acondicionamiento de las colonias a utilizar. Posteriormente se llevó a cabo el armado de las celdas bioelectroquímicas con el objetivo de estudiar preliminarmente a ese nivel la degradación del colorante, así como hacer la caracterización electroquímica del mismo. Una tercera etapa consistió en la construcción y caracterización del sistema bioelectroquímico objeto de estudio. Para ello se dispuso de un reactor bioelectroquímico de flujo ascendente con dos módulos de reacción y empaques de carbón activado. En la cuarta etapa, se evaluó el desempeño del sistema comparando parámetros como el porcentaje de remoción de color en un paso y en recirculación cuando se estimulaba o no electroquímicamente a los organismos, así como ver el comportamiento de la DQO y la conductividad del agua residual. Finalmente se estudió mediante simulación computacional el proceso de aplicación de corriente eléctrica, con objeto de analizar la distribución de campo eléctrico correspondiente.

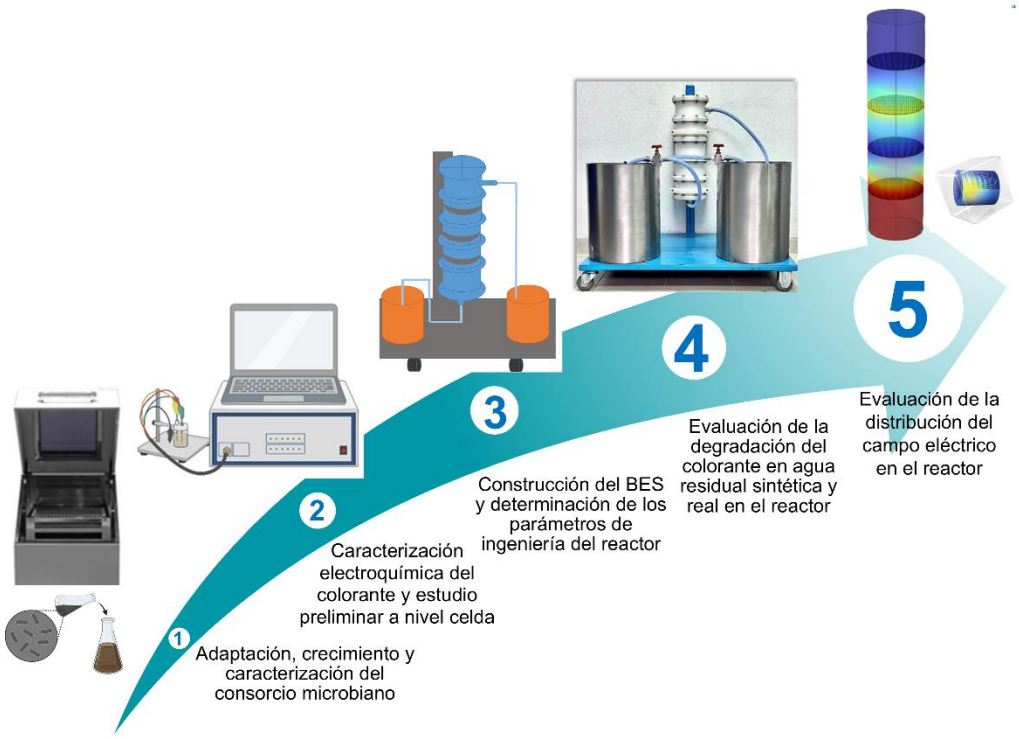


Figura 5. *Diagrama de flujo de la metodología por etapas del proyecto.*

3.2. Preparación del medio basal para la adaptación del consorcio microbiano

El proceso que se utilizará para la preparación del consorcio microbiano es realizado de acuerdo con el estudio previo de Cárdenas (2011) [126]. El medio mineral utilizado para el crecimiento de los microorganismos (MO) anaerobios es el siguiente:

Tabla 8. *Reactivos utilizados en la preparación del medo basal.*

Reactivo	Cantidad
NH_4Cl	3.0 g
K_2HPO_4	1.0 g
$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	0.25 g
KCl	0.25 g
$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	0.002 g
Extracto de levadura	0.3 g
Agua	1 L

Para la preparación se disuelve NH_4Cl, K_2HPO_4, KCl y $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ en 800 mL de agua desionizada; el extracto de levadura junto con el $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ se disuelven en 200 mL de agua desionizada, posteriormente ambos se mezclan. El medio se divide en dos matraces Erlenmeyer de 500 mL y son esterilizados en autoclave, Autoclave portátil marca *All American* a una presión de 20 PSI y 120 °C durante 20 minutos. A la preparación del medio anterior se le denomina medio mineral pasando por el proceso de esterilización.

Posteriormente se deja enfriar hasta llegar a una temperatura ambiente y se le agrega a un matraz Erlenmeyer con medio mineral 0.5 g/L de dextrosa, sustituyendo 100 mL del medio mineral por 100 mL de lodos anaerobios, provenientes de una planta tratadora de agua y se incuba en la incubadora orbital con control de temperatura y de agitación marca JLab por 48 horas bajo las siguientes condiciones a 28 °C y 80 rpm. A la mezcla final obtenida se le denomina medio basal, puesto que ya se encuentra con la adaptación de los MO.

Posteriormente se realiza una resiembra del medio basal en un matraz Erlenmeyer de 500 mL con 400 mL de medio mineral fresco previamente preparado, como se muestra en la primera parte, más 0.5 g/L de dextrosa inoculando 100 mL del medio basal anterior incubándolo a 28 °C y 80 rpm por 48 horas, la segunda y última resiembra se realiza inoculando 100 mL del medio anterior a 400 mL del nuevo medio mineral fresco más 0.5 g/L de dextrosa incubándolo por 48 horas a 28 °C y 80 rpm.

Este medio basal preparado con MO se deja en la incubadora marca Felisa a 28 °C para su adaptación, y pasada una semana se alimentan con 0.5 g/L de dextrosa y 0.5 g/L de extracto de levadura dejándolos en la incubadora orbital de control de temperatura y agitación a 28 °C y 80 rpm por 48 h, posteriormente eran regresados a la incubadora Felisa a 28 °C, este proceso se repite cuando se alimentan los MO después de una semana.

3.2.1. Resiembra del consorcio microbiano

El consorcio que se adaptó sufre una resiembra pasada de tres meses utilizando el medio basal con la adaptación de los MO para tener una reactivación de estos. Esto se lleva a cabo utilizando el medio basal que ya se tenía de un matraz Erlenmeyer y dividiéndolo en dos matraces Erlenmeyer de 500 mL obteniendo lo siguiente por cada matraz:

Tabla 9. *Composición de la resiembra del consorcio microbiano.*

Composición	Cantidad
Medio basal	160 mL
Lixiviado	50 mL
Medio mineral	290 mL
Extracto de levadura	0.5 g/L
Dextrosa	0.5 g/L

Posteriormente son llevados a la incubadora orbital de control de temperatura y agitación a 28 °C con 80 rpm por 72 h. A esta adaptación de MO, por segunda ocasión, se le denomina medio basal 2. Este medio basal 2, resiembra de la primera adaptación de MO, pasado las 72 h son dejados en la incubadora marca Felisa a 28 °C para su adaptación, y pasada una semana se alimentaron con 0.5 g/L de dextrosa y 0.5 g/L de extracto de levadura dejándolos en la incubadora orbital de control de temperatura y agitación a 28 °C y 80 rpm por 48 h, posteriormente eran regresados a la incubadora Felisa a 28 °C y así sucesivamente se repiten los pasos de la alimentación de los MO pasada una semana, hasta por tres meses.

3.3. Caracterización morfológica de los microorganismos en el consorcio

3.3.1. Tinción de Gram

La tinción de Gram o coloración de Gram (Figura 6), es un tipo de tinción diferencial empleado en bacteriología para la visualización de bacterias y clasificación según su

tipo de membrana celular y así las reacciones que pueden llevar a cabo. Se utiliza tanto para poder referirse a la morfología celular bacteriana como para poder realizar una primera aproximación a la diferenciación bacteriana, considerándose bacterias Gram positivas a las que se visualizan de color morado y bacterias Gram negativas a las que se visualizan de color rosado y rojo.

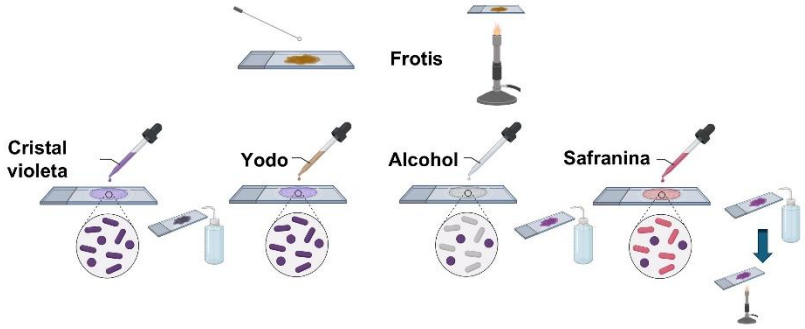


Figura 6. *Procedimiento general para la realización de la Tinción de Gram.*

El procedimiento es el siguiente:

1. Se prepara y fija un frotis con la muestra de lixiviado.
2. Agregar violeta de genciana y esperar 1 minuto.
3. Enjuagar con agua destilada, sin lavar.
4. Agregar lugol (Gram Yodo) y esperar 1 minuto.
5. Agregar alcohol cetona hasta decoloración.
6. Enjuagar con agua destilada, sin lavar.
7. Agregar safranina y esperar 1 minuto.
8. Escurrir la safranina con agua destilada.
9. Secar pasando suavemente el frotis a una flama.

3.4. Preparación de los electrodos

Los electrodos que se utilizaron son de tela de acero. Se cortaron piezas de la tela de forma rectangular, con unas medidas de 7 x 2 cm, como se muestra en la Figura 7.

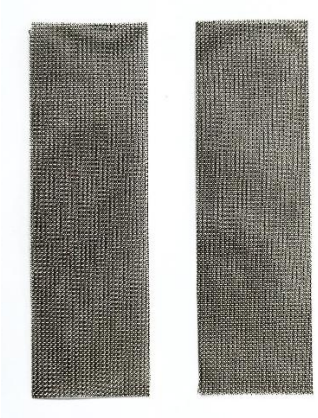


Figura 7. *Corte de los electrodos de malla de acero.*

3.4.1. Montaje de celdas con lodos anaerobios tratados

Las celdas que se utilizaron fueron armadas con frascos de vidrio de 100 mL, ocupándose solamente 80 mL de estos. Las tapaderas de los frascos fueron perforadas con tres orificios, dos de ellos de 8.0 mm de diámetro y el tercero de 6.0 mm. Los dos primeros fueron utilizados para introducir dos caimanes dentro del frasco para sujetar y fijar los electrodos dentro de este, y con los otros extremos de los caimanes hacer la conexión al potenciostato. Los electrodos que se utilizaron fueron de malla de acero 316 L, ya que es el mismo material que se usará en el sistema bioelectroquímico en continuo. El tercer orificio fue utilizado para introducir la manguera y burbujear N_2 (5 minutos) para desplazar el oxígeno posible.

La Figura 8 muestra las piezas y el armado de las celdas. Las mismas son utilizadas en todos los experimentos como celdas de electrólisis microbiana.

a) b) c) d) e)

Figura 8. *Piezas para el armado de las celdas. a) Frasco de vidrio de 100 mL; b): tapadera con orificios; c): caimanes; d): tapadera con los electrodos fijados a los caimanes; e): celda armada.*

Se realizaron distintos montajes de celdas con la adaptación de microorganismos para observar el porcentaje de remoción de materia orgánica, con colorante y microorganismos que permitan determinar la degradación del colorante en función de la variación de la concentración de este y la corriente aplicada a las celdas.

3.5. Caracterización electroquímica del colorante Marino Novacron mediante voltamperometría cíclica

Es fundamental comprender los mecanismos de oxidación y reducción que experimenta la molécula del colorante es fundamental para identificar los potenciales electroquímicos en los que ocurren dichos procesos redox. Esta información resulta esencial para definir los rangos adecuados de potencial y corriente que deben aplicarse durante la operación del bioelectrorreactor, a fin de optimizar su eficiencia electroquímica. Con este propósito, se llevó a cabo un estudio electroanalítico mediante la técnica de voltamperometría cíclica, que permitió caracterizar el comportamiento redox del colorante bajo condiciones controladas.

La caracterización voltamperométrica se realizó utilizando un potenciostato Autolab PGSTAT30, acoplado a una celda electroquímica de tres electrodos. El electrodo de trabajo correspondió a una superficie de carbón vítreo (0.071 cm^2), el electrodo de referencia fue de tipo Ag|AgCl modelo RE-1CP (sat. KCl), y como electrodo auxiliar se empleó un alambre de platino. La disolución utilizada consistió en una concentración de colorante de 50 ppm, disuelta en una solución electrolítica de KNO_3 a 0.01 M como soporte iónico. Previo al análisis, se llevó a cabo la compensación de la caída óhmica de la celda y se realizó el burbujeó con nitrógeno durante 3 minutos para eliminar el oxígeno disuelto, minimizando así posibles interferencias. El barrido de potencial se efectuó a una velocidad de 50 mV/s, abarcando un intervalo potencial de -1.2 V a 1.2 V y posteriormente en sentido inverso, con el objetivo de registrar tanto los procesos de oxidación como de reducción.

3.6. Determinación de sólidos suspendidos

Después de preparar las celdas se le realiza el siguiente procedimiento a cada una de las CEM para el cálculo de sólidos suspendidos totales y sólidos suspendidos volátiles, antes y después del tiempo de activación electroquímica, así mismo esto se le realiza a cada experimentación.

1. Se lava un crisol y se mete a la estufa a 100 °C por 1 h para darle un tratamiento de limpieza.

2. Pasado el tiempo se deja el crisol 10 min en el desecador, se marca y se pesa hasta obtener un peso constante, el cual es llamado peso crisol inicial.
3. Posteriormente se toma 1 mL de la solución de la celda (electrolito) y se deposita en el crisol.
4. Se lleva a la estufa el crisol a 100 °C por 1 h.
5. Pasado el tiempo se deja enfriar en el desecador por 10 min.
6. Se pesa el crisol y es nombrado este peso como peso crisol muestra seca.
7. Se mete el crisol a la mufla digital a 550 °C por 2 horas.
8. Se deja enfriar en el desecador por 10 min.
9. Se pesa el crisol y este peso es nombrado peso crisol final.

Para determinar los sólidos suspendidos totales y los sólidos suspendidos volátiles de las CEM se utilizan las Ecuaciones 6 y 7 siguientes,

$$SST = \frac{C_{ms} - C_i}{V_m} \tag{6}$$

$$SSV = \frac{C_{ms} - C_{mm}}{V_m} \tag{7}$$

Denominando a cada término de la siguiente manera:

SST = Sólidos suspendidos totales.

SSV = Sólidos suspendidos volátiles.

C_i = Peso inicial del crisol.

C_{ms} = Peso de la muestra seca en el crisol.

C_{mm} = Peso final del crisol.

V_m = Volumen de la muestra.

3.7. Curva de calibración

Para las pruebas colorimétricas se lleva a cabo la realización de la curva estándar o curva de calibración preparando soluciones en medio mineral con diferentes concentraciones de colorante Marino Novacron a 50, 40, 30, 20 y 10 mg/L. La Figura 9 muestra el barrido de las soluciones con colorante realizado en el espectrofotómetro

de UV-vis marca SHIMADZU modelo UV-2600 120v, empleando celdas de cuarzo de 1 mm. La longitud de onda elegida de 598.5 nm, debido a que es la región del espectro visible con mayor absorbancia y en la que se encuentra el enlace azo.

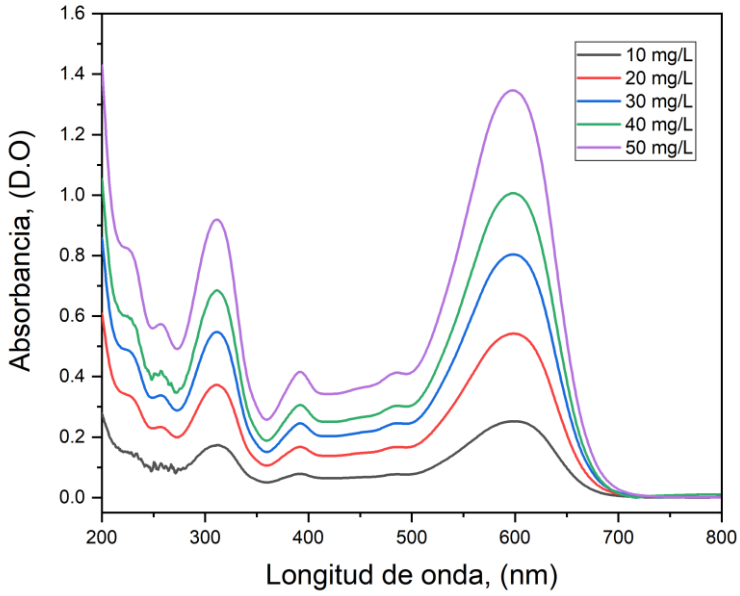


Figura 9. *Espectros UV-vis del colorante Marino Novacron para diferentes concentraciones.*

En dicha longitud de onda se encontraron los valores de absorbancia máxima en densidad óptica (D.O), los cuales se muestran en la Tabla 10.

Tabla 10. *Valores de absorbancia máxima del colorante a diferentes concentraciones.*

Concentración del colorante (mg/L)	Absorbancia (D.O)
10	0.259
20	0.542
30	0.804
40	1.028
50	1.346

Una vez identificada la absorbancia de cada concentración del colorante, se realizó la gráfica de la Figura 10 respecto a las concentraciones, para la obtención de la línea

base para conocer la concentración en cuestión de degradación del colorante en las celdas de electrólisis microbianas de las pruebas que se realizaron.

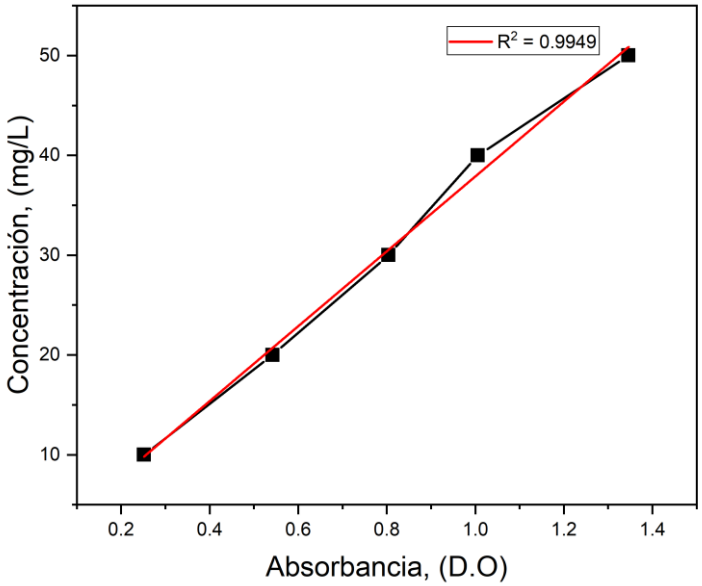


Figura 10. *Regresión lineal o curva de calibración estándar a diferentes concentraciones conocidas para determinar la concentración del colorante en las celdas.*

Una vez graficada la concentración versus la absorbancia, se obtuvo la ecuación para calcular la concentración de color en las celdas.

$$y = 37.514x + 0.3639 \quad (8)$$

La eficiencia en un tratamiento de aguas residuales es la relación entre la masa o concentración removida y la masa o concentración del efluente inicial, tomando esto como premisa y teniendo como referencia la concentración inicial del colorante, calcularemos el porcentaje de remoción utilizando la Ecuación 9.

$$\% R = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100 \quad (9)$$

Donde,

% R = Porciento de remoción

C_i = Concentración inicial del colorante

C_f = Concentración final del colorante para cada celda

3.8. Caracterización del sistema bioelectroquímico a utilizar en el proceso de escalado

El sistema bioelectroquímico microbiano (tipo MEC) que se utilizó es de flujo continuo de modo ascendente. El mismo sirvió en la próxima etapa del proyecto para estudiar y evaluar la degradación del colorante.

El sistema consta de una base metálica de 1 x 0.75 m, soportada por 4 ruedas para su movimiento. Encima de dicha base se encuentran el tanque de alimentación, el tanque de descarga y el propio reactor. Los dos tanques equidistan del reactor y poseen una altura de 0.45 m y un volumen de almacenamiento de 40 L cada uno. En la Figura 11 se presenta el sistema bioelectroquímico.

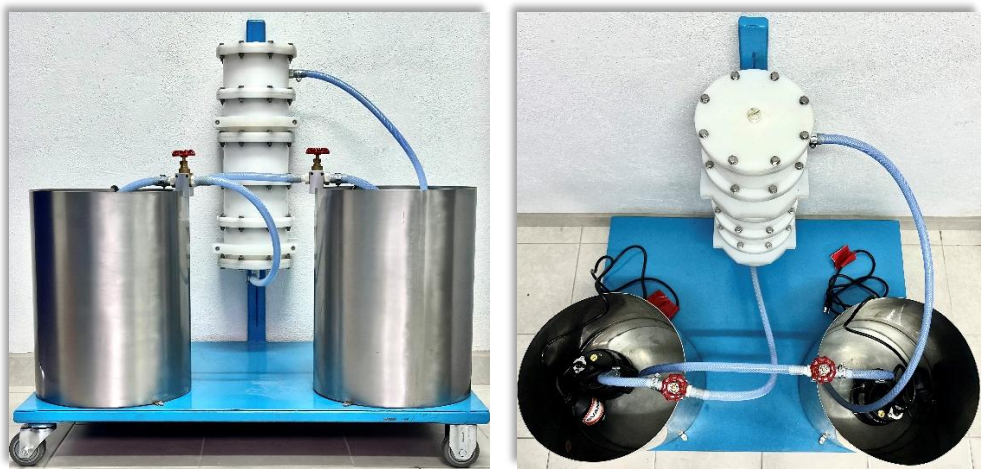


Figura 11. *Vista frontal y superior del sistema bioelectroquímico a emplear.*

El reactor está fijado a una barra a una altura de 30 cm de la superficie de la base metálica (Figura 12). El mismo tiene una longitud de 57.5 cm. Consta de 2 módulos de reacción y electrodos de malla de acero cortados de forma circular. El flujo que pasará por el mismo será continuo y de modo ascendente, por lo tanto, la entrada está en la parte inferior y la salida en la superior. El sistema trabajará con recirculación y el transporte de los fluidos se realizará por medio de dos bombas sumergibles marca EVANS, modelo AQUA 120W-F, ajustando los flujos de entrada al reactor y salida del

tanque de descarga por medio de dos válvulas. En la Tabla 11 se recogen las principales características técnicas del reactor.

Figura 12. *Vista lateral del reactor bioelectroquímico de flujo ascendente.*

Tabla 11. *Características técnicas del reactor.*

Características del Reactor	Valor	Observación
Volumen total, (L)	8.8	
Volumen de trabajo, (L)	8.0	hasta la salida
Volumen de empaque, (L)	5.28	
Volumen sin empacar, (L)	3.52	
Longitud total, (cm)	55.0	
Longitud de empaque, (cm)	11.0	cada uno
Diámetro interno, (cm)	14.0	
Porosidad del lecho	0.4	
Área de los electrodos, (cm^2)	153.86	cada uno
Caudal de entrada, (L/min)	0.1	
$TR_{teórico}$, (min)	80	

3.8.1. Parámetros hidráulicos que describen el comportamiento de un reactor.

La mayoría de los reactores son diseñados bajo el supuesto de que el flujo a través de ellos es de dos tipos: en pistón y en mezcla completa. Sin embargo, el

comportamiento real de los equipos se desvía siempre de situaciones idealizadas. Existen 3 factores que configuran el contacto o patrón de flujo [129]:

1. La RTD. El flujo puede desviarse de la idealidad debido a canalización del fluido y/o a la creación de zonas estancadas o muertas en el reactor.

2. El estado de agregación del material que fluye, su tendencia a formar grupos de moléculas que se mueven juntas.

3. Los elementos de fluido de una sola corriente pueden mezclarse entre sí cuando fluyen a través del recipiente, ya sea de inmediato o más tarde.

Para entender el comportamiento de un reactor de flujo no ideal, en muchos casos es necesaria conocer solo la distribución de tiempos de residencia (RTD) de la corriente del fluido y sus parámetros de dispersión, ya que permite caracterizar hidrodinámicamente el reactor y permite hacer consideraciones para posibles escalamientos de este. Esta información se determina de manera fácil y directa por un método de estímulo-respuesta, el cual se describe a continuación para aplicaciones en reactores de lecho empacado [129,130].

Cuando se estudia la RTD de un reactor, es conveniente trabajar con un gráfico formado por elementos E que conforman el fluido del sistema, los cuales están expuestos a diversas y variadas fuerzas de empuje y obstrucción al movimiento de estos y que además varían con respecto al tiempo, es decir: E(t) (Ecuación 10) es la función de RTD y debe ser normalizada. Esta función puede ser determinada por la aplicación de un trazador en el reactor [131].

$$E(t) = \frac{C(t)}{\int_0^\infty C(t)dt} \qquad (10)$$

Donde C(t) = Concentración de una muestra de trazador a tiempo t,

y dt = Incremento del tiempo entre cada muestra tomada,

Los tiempos de residencia hidráulico (TRH) también influyen en las dimensiones del reactor y sobre el costo de este, ya que son responsables del tamaño de los reactores que sean empleados. Para el cálculo del TRH se requiere del uso de la Ecuación 11 [129,130].

$$TRH = \int_0^{\infty} tE(t)dt \tag{11}$$

También, cuando se aplica un trazador, la curva de concentración normalizada se conoce como la DTR acumulada y se define como la “curva F(t)”, la cual se utiliza para determinar la cantidad de trazador que ha permanecido en el reactor por menos del tiempo t:

$$F(t) = \int_0^{t} tE(t)dt \tag{12}$$

Otro parámetro importante es el número de dispersión que indica el grado de dispersión axial en el reactor y se clasifica como:

d = 0 No existe dispersión

d ≤ 0.05 Dispersión baja

0.05 < d < 0.25 Dispersión moderada

d ≤ 0.25 Dispersión alta

d →∞ Reactor de mezcla completa

Mediante el cálculo del número de dispersión (d, Ecuación 13), coeficiente de dispersión (D) y número de Peclet (Pe), se puede predecir el grado de dispersión en el reactor y el factor que limita el transporte de masa: convección o dispersión.

$$d = \frac{1}{2}\frac{\sigma^2_{\Delta c}}{TR^2_{teórico}} = \frac{D}{uL} \tag{13}$$

Donde:

$TR_{teórico}$ = Tiempo de residencia promedio o teórico del reactor, y

$\sigma^2_{\Delta c}$= Varianza de la RTD definida por una serie de mediciones discretas en el tiempo, y está definida por la siguiente expresión

$$\sigma^2_{\Delta c} \approx \frac{\sum t_i^2 C_i \Delta t_i}{\sum C_i \Delta t_i} - \left(\bar{t}_{\Delta c}\right)^2 \tag{14}$$

lo que además requiere de

$$\bar{t}_{\Delta c} \approx \frac{\sum t_i C_i \Delta t_i}{\sum C_i \Delta t_i} \quad (15)$$

Por último $\bar{t}_{\Delta c} = TR_{teórico}$

Para el cálculo de D se utiliza la Ecuación 16 a continuación:

$$D = duL \quad (16)$$

Donde:

L = Longitud del reactor,

D = Número de dispersión,

u = Velocidad superficial, la cual se calcula con la siguiente expresión:

$$u = \frac{Q}{\pi R_i^2} \quad (17)$$

y si se trata de un lecho empacado,

$$u = \frac{Q}{\pi \varepsilon_L R_i^2} \quad (18)$$

Donde:

Q = Caudal

ε_L = Porosidad del lecho

R_i = Radio interno del reactor

Para el cálculo de Pe se requiere de la Ecuación 19,

$$Pe = \frac{uL}{D} = \frac{1}{d} \quad (19)$$

La transferencia de masa en muchas reacciones puede ser evaluada mediante un coeficiente denominado de transferencia de masa y el procedimiento de cálculo de dicho coeficiente para reactores de lecho empacado se describe a continuación. Se determina el número de Schmidt (Sc, Ecuación 20), ya que es un parámetro adimensional empleado en el cálculo del coeficiente de transferencia de masa [132].

$$Sc = \frac{\mu}{\rho D_{ef}} = \frac{\upsilon}{D_{ef}} \quad (20)$$

También se determina el número de Reynolds (Re). Un fluido lento y uniforme se conoce como flujo laminar (Re < 2000), mientras que un flujo rápido y caótico se conoce como flujo turbulento (Re > 400). El número de Re relaciona las variables más importantes que describen un flujo: velocidad, diámetro del ducto o de partícula, densidad de fluido y viscosidad [133]. El número de Re en función de una partícula (Re_p) se calcula como se presenta en la Ecuación 21 [134].

$$Re_p = \frac{D_p u \rho}{\mu} \quad (21)$$

Por último, de la correlación de Wilson y Geankoplis se puede despejar al coeficiente de transferencia de masa (k_c'), dicha correlación se presenta en la Ecuación 22.

$$J_D = \frac{k_c'}{u}(Sc)^{2/3} \quad (22)$$

Para evaluar k_c', de la ecuación 22, es necesario determinar primero el factor adimensional de transferencia de masa (J_D). Para lechos empacados donde Re_p se encuentra en el intervalo 0.0016-55, y Sc en entre 165-70600, J_D se determina utilizando la Ecuación 23.

$$J_D = \frac{1{,}09}{\varepsilon_L}(Re_p)^{-2/3} \quad (23)$$

3.8.2. Inoculación y adaptación de microorganismos de lixiviado en el reactor bioelectroquímico.

Para el empaque en los dos módulos de reacción se utilizó carbón activado granular, previamente lavado durante 1 semana, con el objetivo de eliminar los restos de reactivos y subproductos después de la carbonización. Posteriormente se puso a secar en una estufa durante 2 días y luego se le dio una activación química con un lavado con ácido nítrico a 0.1 N, con el objetivo de aumentar la capacidad de adsorción y eliminar el resto de las impurezas que contenga.

Para saturar el carbón activado en el reactor, se recirculó un volumen de 20 L de medio basal utilizando concentraciones de los siguientes reactivos: 0.5 g/L de

solución con dextrosa ($C_6H_{12}O_6$) y extracto de levadura y 3 L lodos anaerobios durante 3 semanas.

Luego de ese tiempo se procedió a la inoculación, pero agregando colorante Marino Novacron desde una concentración inicial de 10 mg/L y paulatinamente aumentando la misma hasta 50 mg/L. Se tomaron muestras de cada una de ellas cada 24 h por 3 días para monitorear la posible degradación biológica (Tabla 12). De esta manera se inocula el reactor y los microorganismos son adheridos a la superficie del adsorbente.

Tabla 12. *Degradación biológica del colorante Marino Novacron en la etapa de inoculación a diferentes concentraciones.*

Concentración inicial (mg/L)	Muestreo	Concentración final (mg/L)	Remoción (%)
10	24 h	9.39	6.1
	48 h	7.09	29.1
	72 h	3.91	60.9
20	24 h	18.44	7.9
	48 h	16.90	15.5
	72 h	11.37	43.15
30	24 h	29.20	2.67
	48 h	28.92	3.6
	72 h	26.09	13.03
40	24 h	39.10	2.25
	48 h	38.19	4.525
	72 h	36.76	8.1
50	24 h	47.77	4.46
	48 h	46.30	7.4
	72 h	42.18	15.64

Posterior a la inoculación constante a 50 mg/L se procedió a la formulación del agua sintética en el laboratorio, con el objetivo de alcanzar a mediano plazo los parámetros del agua residual textil real (Tabla 13).

Tabla 13. *Parámetros de descarga de agua residual textil real.*

Parámetros	Valor
pH	10.09
Temperatura, (°C)	29.2
Potencial, (mV)	158.5
Conductividad, (mS/cm)	9.553
Salinidad, (PSU o g/L)	5.302
Sólidos Totales Disueltos, (ppt)	4.682
DQO, (ppm)	502.2
TOC, (ppm)	162.2

3.8.3. Caracterización de los microorganismos en el reactor. Siembra por estría en placa

Para la caracterización de los microorganismos se utilizaron dos medios de cultivo, con el fin de demostrar la existencia bacteriana en el reactor bioelectroquímico, utilizando *Schaedler Agar* y *Standart Agar.* El *Schaedler Agar* es un medio para el crecimiento de microorganismos anaerobios tales como lactobacilos, estreptococos, clostridios y bacteroides, y el *Standard Methods Agar* es un medio para el crecimiento de microorganismos provenientes de las aguas residuales. Para la preparación del *Schaedler* Agar y *Standart Agar* se disolvieron 20.95 g del medio en 500 mL de agua destilada, según la proporción indicada a partir de la cantidad que se describe en la etiqueta del frasco del medio. Para una gelificación más rápida, se adicionaron 6.75 g de Agar bacteriológico, cantidad que fue especificada en la etiqueta del Agar *Schaedler.*

Su preparación es la siguiente:

1. Pesar 20.95 g del medio y 6.75 g del agar bacteriológico.
2. Suspender en 1 L de agua destilada.
3. Calentar con agitación frecuente.
4. Hervir durante 1 minuto.
5. Esterilizar a 121 °C por 15 minutos.
6. Verter en caja Petri.

Para la esterilización del agar, la autoclave fue una Vertical *All American Electrica* modelo 75x de 39 L, el rango de operación de temperatura es de 212 a 274 °F

teniendo un rango de trabajo de esterilización entre 252 °F y 259 °F y su rango de operación de presión es de 0 a 30 psi con un rango de trabajo de esterilización de 17 y 20 psi.

La siembra se llevó a cabo en una campana de extracción marca *Lumistell* modelo LH 120, utilizando la técnica de siembra en placa por estría. Como se tomaron muestras de consorcio microbiano de los dos módulos de reacción, se hicieron 4 réplicas en caja Petri por cada agar utilizado. Antes de la siembra se esterilizaron las cajas Petri (vidrio) con rayos Ultravioleta. Una vez realizado el procedimiento de siembra, las cajas Petri se introducen a una incubadora marca *Felisa* modelo FE-132D programada a una temperatura de 30 °C permaneciendo 72 h. Pasado este tiempo se les realizó la técnica de tinción de Gram.

3.9. Evaluación de la distribución del campo eléctrico en el reactor mediante software de simulación

El análisis de la distribución del campo eléctrico en el reactor bioelectroquímico de flujo ascendente resulta esencial para caracterizar el entorno electroquímico al que se exponen los microorganismos y, por tanto, para optimizar los procesos bioelectrocatalíticos que en él ocurren. La geometría del sistema, la configuración y disposición de los electrodos, así como la conductividad del medio y la presencia de materiales porosos como el carbón activado, generan una distribución espacial del campo eléctrico que puede ser altamente heterogénea. Esta heterogeneidad puede dar lugar a regiones con intensidades de campo subóptimas o excesivas, afectando negativamente la tasa de transferencia electrónica, la viabilidad microbiana y la eficiencia global del sistema.

Para analizar el comportamiento del campo eléctrico y la distribución de corriente en el sistema, se empleó una simulación numérica utilizando el software COMSOL Multiphysics 6.2, bajo el módulo de corrientes eléctricas. Este análisis se fundamenta en el marco teórico establecido por la teoría del potencial descrita por Newman [143]. El dominio geométrico del modelo corresponde a una configuración cilíndrica tridimensional, representativa del reactor bioelectroquímico con electrodos mallados de acero dispuestos en su interior. El modelo se resolvió bajo condiciones estacionarias, utilizando el conjunto de ecuaciones que rigen el transporte de corriente en medios conductores. El modelo resuelto numéricamente en COMSOL emplea como ecuación principal la conservación de corriente eléctrica, que en términos diferenciales se expresa como:

$$\nabla \times J = Q_{j,v} \tag{24}$$

Donde J es el vector densidad de corriente [A/m^2] y $Q_{j,v}$ representa una fuente de corriente volumétrica, que en este caso se asumió nulo ($Q_{j,v} = 0$) al considerar un régimen sin generación interna de corriente. En este contexto, la densidad de corriente J se modeló conforme a la ley de Ohm generalizada, dada por:

$$J = \sigma E + J_e \tag{25}$$

donde σ representa la conductividad eléctrica del material (constante y definida por el usuario), E es el campo eléctrico, y J_e una posible fuente de corriente externa. En el caso de que no se impongan fuentes de corriente externa ($J_e = 0$), la expresión se reduce a la forma clásica también referida en Newman:

$$i = - \kappa \nabla \Phi \tag{26}$$

Siendo κ la conductividad electrolítica que depende de la movilidad de las especies y Φ el potencial eléctrico. En estado estacionario, el potencial eléctrico en cualquier punto del área de reacción puede ser descrito por la ecuación de Laplace:

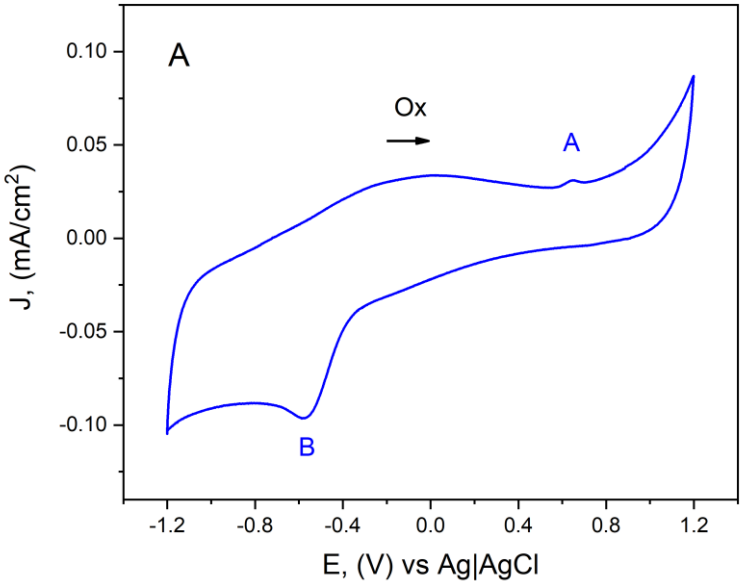
$$\nabla^2 \Phi = 0 \tag{27}$$

CAPÍTULO 4: RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Caracterización electroquímica del colorante Marino Novacron

El estudio electroquímico del colorante azoico Marino Novacron mediante voltamperometría cíclica permitió identificar con claridad los procesos redox que tienen lugar durante su degradación. Esta técnica, que implica la aplicación controlada de un potencial al sistema electroquímico, resulta fundamental para determinar los potenciales específicos a los cuales ocurren los procesos de oxidación y reducción, facilitando así la selección de condiciones operativas óptimas en aplicaciones posteriores. En ambos barridos se utilizó un electrodo de referencia Ag|AgCl (sat. KCl).

En el barrido directo (Figura 13A), correspondiente al sentido de oxidación, se observó un pico anódico (A) en torno a +0.6 V, atribuible a un proceso de quimisorción de grupos hidroxilo en la superficie del electrodo [140-142]. Al revertir el potencial hacia valores negativos, aparece un pico catódico (B) cerca de -0.6 V, lo cual indica la reducción de las especies oxidadas previamente, evidenciando un comportamiento redox irreversible, característico de los colorantes azoicos.



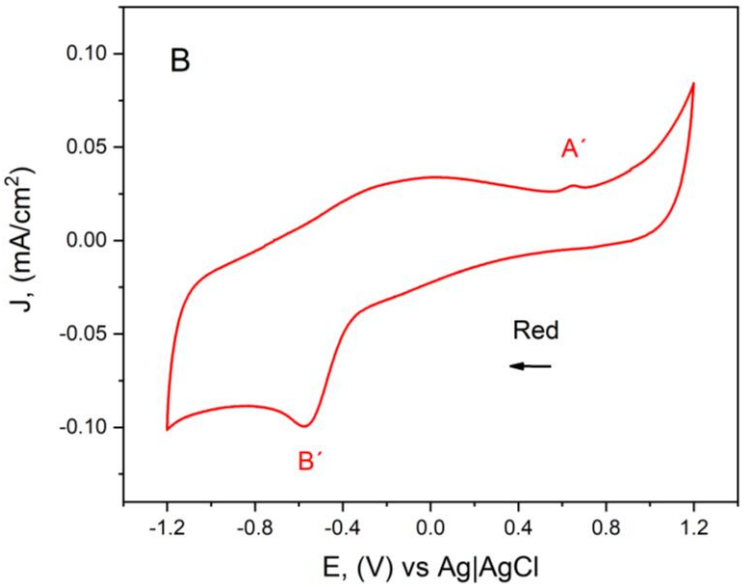


Figura 13. *Voltamperometría cíclica del colorante Marino Novacron, A): en el sentido de la oxidación y B): sentido de la reducción vs Ag|AgCl (sat. KCl) a velocidad de barrido de 50 mV/s.*

En el barrido inverso (Figura 13B), iniciado desde potenciales positivos hacia negativos, se visualiza inicialmente el mismo pico catódico (B´), correspondiente a la reducción directa del grupo azo [140,141], seguido de la aparición del pico anódico (A´) al invertir el barrido, lo cual señala la reoxidación de los productos de reducción. La presencia de ambos picos en ambos sentidos de barrido, así como su ubicación simétrica, refleja una interacción redox parcialmente reversible. Esta reversibilidad limitada puede estar condicionada por la formación de intermediarios reactivos como aminas aromáticas, reacciones químicas acopladas, o fenómenos de adsorción en la superficie del electrodo. El rango de potencial en el cual ocurren estos procesos (aproximadamente entre -0.6 y +0.6 V vs Ag|AgCl) confirma que el colorante Marino Novacron es electroactivo y susceptible de oxidación y reducción bajo condiciones moderadas. El grupo azo se identifica como el principal sitio de reacción durante la reducción, cuya ruptura implica la pérdida del cromóforo, responsable de la coloración del compuesto [127,140,141]. Este conocimiento resulta esencial para la optimización de sistemas bioelectroquímicos, ya que permite establecer límites operacionales que eviten la aplicación de sobrepotenciales que podrían dañar la biopelícula microbiana o los electrodos. En este contexto, la corriente aplicada no solo promueve la transferencia de electrones para la degradación directa del colorante en el electrodo, sino que también estimula el metabolismo de microorganismos electroquímicamente activos, favoreciendo la ruptura enzimática de los enlaces azo.

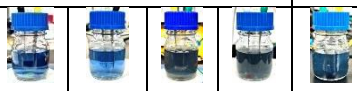
4.2. Estudio de la degradación del colorante en celdas de 80 mL

4.2.1. Montaje de celdas con colorante Marino Novacron a concentración de 10 mg/L

Para el estudio de la degradación del colorante se realizaron pruebas en un potenciostato/galvanostato AUTOLAB. Se prepararon 5 celdas como las descritas en el apartado 3.4.1, a volumen de 80 mL, dos de ellas con solución del medio mineral y colorante (celdas 11 y 21), otras dos con solución de medio mineral, colorante y microorganismos (celdas 31 y 41). Estas cuatro celdas trabajaron en medio agitado durante 72 h, con una aplicación de corriente en el equipo de 0.05 mA. Una quinta celda (51) se utilizó como referencia de la degradación y se preparó igual con el medio mineral, el colorante y los microorganismos, pero trabajó sin agitación y sin aplicación de corriente por el mismo tiempo.

En la Tabla 14 se presentan los datos relacionados con el cambio de coloración y la degradación del colorante con el paso del tiempo en los 3 días.

Tabla 14. *Condiciones y cambio de coloración en las celdas atribuido a la degradación del colorante Marino Novacron a concentración 10 mg/L en 72 h.*

Condiciones	Celdas				
Numeración	11	21	31	41	51
Concentración inicial (mg/L)	10				
Aplicación de corriente, (mA)	0.05				No
Agitación, (rpm)	100				No
0 h					
24 h					
48 h					
72 h					

Después de 72 h, en que se llevó a cabo la activación electroquímica en las celdas, se filtraron las soluciones para el análisis de absorbancia y su relación con el nivel de degradación del colorante presente. En la Figura 14 se puede observar el barrido de absorbancia de las soluciones con el colorante a 10 mg/L, en un rango de longitud de onda de 800 a 200 nm, teniendo como referencia el comportamiento del medio mineral con el colorante inicial antes de la activación electroquímica. Este parámetro es muy importante pues permite conocer el porcentaje de remoción del colorante en las diferente celdas estudio.

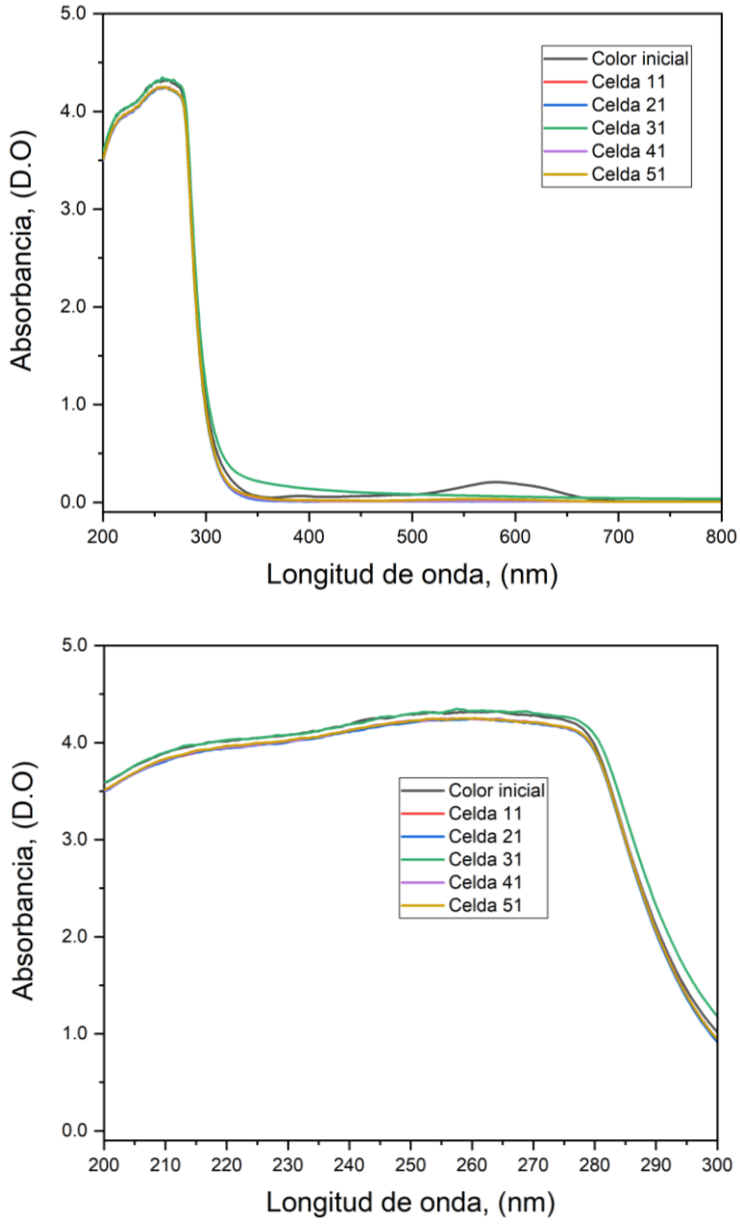


Figura 14. *Espectros UV-vis de soluciones de las celdas a concentración del colorante Marino Novacron de 10 mg/L y zoom de la región de 200 a 300 nm.*

Teniendo en cuenta los espectros obtenidos se puede notar que en la región visible del espectro hay una pequeña disminución en la señal lo que se traduce en la disminución de color, pero no hay cambios significativos de señal en la región ultravioleta para cada espectro, por lo cual se mantiene la presencia de la molécula del colorante (Figura 14). Luego de analizar los espectros UV-vis de las muestras de colorante se pudieron determinar los valores de absorbancia para la longitud de onda de 598,5 nm, y por medio de la Ecuación 8 se halló la concentración correspondiente, tal y como se muestra en la Tabla 15.

Tabla 15. *Valores de absorbancia y concentración final a las 72 h en las celdas con degradación del colorante Marino Novacron a 10 mg/L.*

Celda	Tipo de sistema	Absorbancia (D.O)	Concentración (mg/L)
11	Electroquímico	0.029	1.45
21		0.015	0.92
31	Bioelectroquímico	0.011	0.77
41		0.013	0.85
51	Biológico	0.059	2.57

Seguidamente y tomando como referencia la concentración inicial del colorante se pudo calcular el porcentaje de remoción en las celdas (Tabla 16), utilizando la Ecuación 5.

Tabla 16. *Porcentaje de remoción final a las 72 h del colorante Marino Novacron en las celdas a 10 mg/L.*

Celda	Tipo de sistema	Remoción, (%)
11	Electroquímico	80.90
21		87.81
31	Bioelectroquímico	89.78
41		88.80
51	Biológico	66.10

Partiendo de la premisa que se tomaron dos duplas de celdas con iguales condiciones (11 y 21) y (31 y 41), con el objetivo de minimizar el margen de error, para expresar el porcentaje final de remoción en las tres condiciones diferentes: medio mineral con

colorante, agitación y aplicación de corriente (proceso electroquímico), medio mineral con colorante y microorganismos, aplicación de corriente y agitación (proceso bioelectroquímico) y medio con colorante y microorganismos sin aplicación de corriente y agitación (proceso biológico), se calculó la media entre las celdas 11 y 21 y entre las celdas 31 y 41 y se tomó como referencia la celda 51, comparando las remociones en cada una (Figura 15).

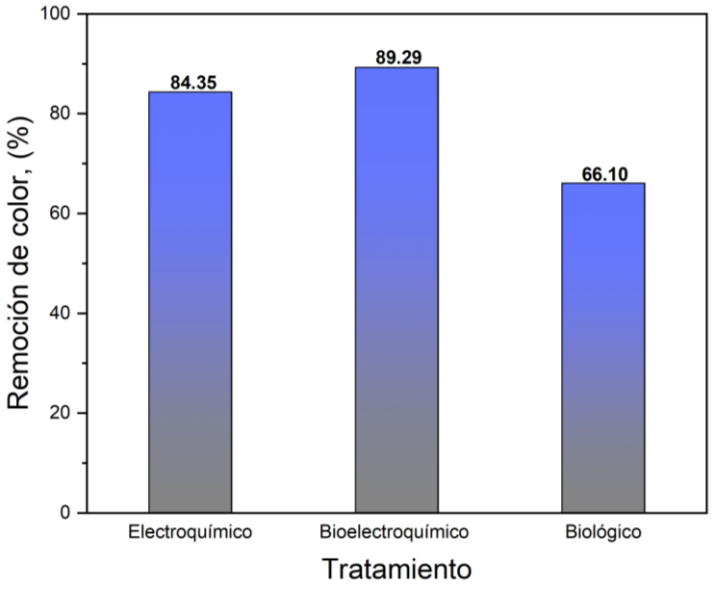


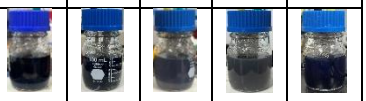
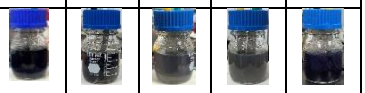
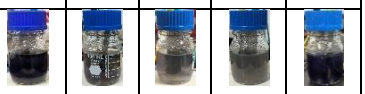
Figura 15. *Porcentaje de remoción final del colorante Marino Novacron en las celdas de 10 mg/L en las tres condiciones analizadas.*

Los resultados muestran mayor porcentaje de remoción en las celdas 31 y 41 donde había presencia del consorcio microbiano y aplicación de corriente, con un valor medio de 89.29 %. Se logró también un valor significativo de remoción, aunque menor en las celdas 11 y 21 (84.35 %) y solo del 66.10 % en la celda sin estimulo eléctrico ni agitación.

4.2.2. Montaje de celdas con colorante Marino Novacron a concentración de 50 mg/L

De igual manera se preparó una dupla de celdas (12 y 22) con presencia de medio mineral y colorante, otra dupla (32 y 42) con medio mineral, colorante y microorganismos y una quinta celda (52) también con medio mineral, colorante y microorganismos. En este caso se elevó la concentración a 50 mg/L y se aumentó la corriente al doble, a un valor de 0.1 mA. Las condiciones de este experimento se muestran en la tabla 17.

Tabla 17. *Condiciones y cambio de coloración en las celdas atribuido a la degradación del colorante Marino Novacron a concentración 50 mg/L en 72 h.*

Condiciones	Celdas				
Numeración	12	22	32	42	52
Concentración inicial (mg/L)	50				
Aplicación de corriente, (mA)	0.1				No
Agitación, (rpm)	100				No
0 h					
24 h					
48 h					
72 h					

Se analizaron las soluciones filtradas para el experimento de la degradación del colorante a 50 mg/L, obteniendo los resultados de la Figura 16.

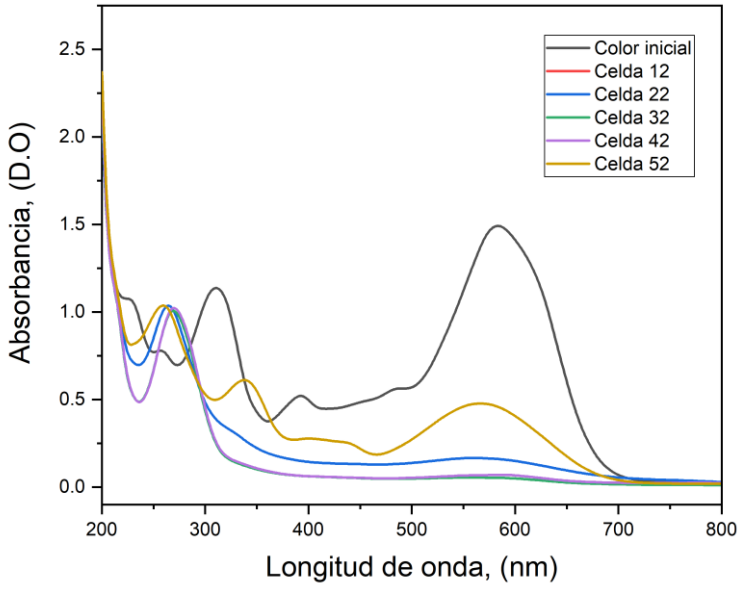


Figura 16. *Espectros UV-vis de soluciones de las celdas a concentración del colorante Marino Novacron de 50 mg/L.*

Para el espectro anterior se observa una disminución notoria de la señal en la región visible del espectro, lo cual se traduce en una ruptura de la molécula por el grupo cromóforo azo, el cual es el responsable del color y una variación en las señales en la región ultravioleta del mismo lo cual evidencia una transformación del colorante en otros metabolitos o en la degradación parcial del mismo [120].

De igual manera se filtraron las soluciones finales en cada caso y se analizaron en el UV-vis, obteniéndose los valores de absorbancia correspondiente. Con la ayuda de la Ecuación 8 se calculó el valor de concentración de colorante final en las celdas, tal y como se muestra en la Tabla 18.

Tabla 18. *Valores de absorbancia y la concentración final a las 72 h en las celdas en la degradación del colorante Marino Novacron a 50 mg/L.*

Celda	Tipo de sistema	Absorbancia (D.O)	Concentración (mg/L)
12	Electroquímico	0.247	9.63
22		0.151	6.03
32	Bioelectroquímico	0.05	2.24
42		0.068	2.91
52	Biológico	0.413	15.86

Con ayuda de la ecuación 5, se determinó también, el porcentaje de remoción en las celdas tal y como se muestra en la tabla 19.

Tabla 19. *Porcentaje de remoción final a las 72 h del colorante Marino Novacron en las celdas a 50 mg/L.*

Celda	Tipo de sistema	Remoción, (%)
12	Electroquímico	82.09
22		88.79
32	Bioelectroquímico	95.83
42		94.58
52	Biológico	70.51

De igual manera se calculó la media de las remociones en este caso, tal y como se hizo para la prueba a concentración de 10 mg/L, comparando los porcentajes de remociones en las 3 condiciones (Figura 17).

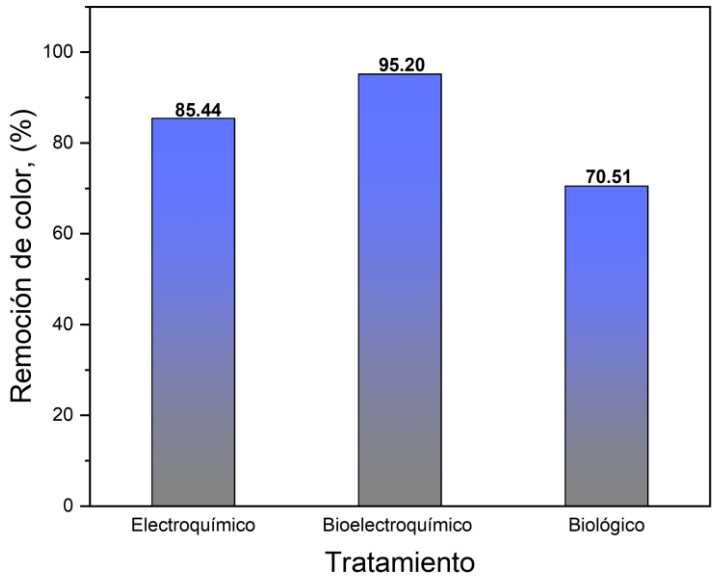


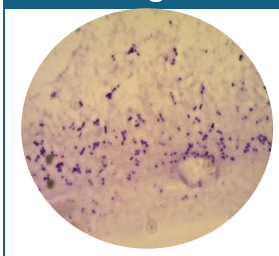
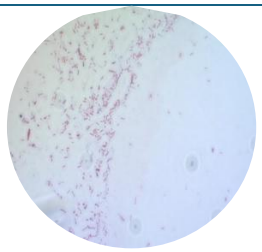
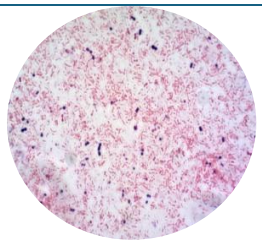
Figura 17. *Porcentaje de remoción final del colorante en las celdas de 50 mg/L en las tres condiciones.*

Los resultados permiten concluir que existe una mayor degradación del colorante, también, en las celdas donde había presencia de microrganismos, agitación y aplicación del corriente (celdas 32 y 42). Las mismas tuvieron un porcentaje de remoción medio de 95.20 %. En las celdas 12 y 22, donde no había presencia del consorcio microbiano la media de la remoción fue inferior, alcanzándose un valor de 85.44 %. En cambio, para la celda 52, en la cual había microrganismos, pero no se aplicó corriente eléctrica ni se agitó, la degradación apenas alcanzó el 70.51 %.

4.3. Caracterización de los microorganismos antes de la inoculación del reactor

Una vez realizado el procedimiento con muestras del lixiviado inoculado al reactor, se procede a caracterizar los tipos de microorganismos presentes en el consorcio. Se realizó la caracterización por Tinción de Gram (Tabla 20) y se colocó aceite de inmersión para observar e identificar el tipo de microorganismo en un microscopio óptico marca OLYMPUS modelo U-CMAD3 que incluye software de análisis de imagen de 5 MP.

Tabla 20. *Diferenciación de las bacterias mediante Tinción de Gram.*

Imagen	Observación
	El color morado indica que se está en presencia de bacterias Gram positivas y la morfología observada arroja que son de tipo cocos.
	El color rosa indica que se está en presencia de bacterias Gram negativas y la morfología observada arroja que son de tipo bacilos.
	Agrupación de las bacterias Gram negativas y Gram positivas, con lo cual se demuestra la variedad del consorcio microbiano

4.4. Estudio hidrodinámico del reactor

La caracterización del reactor se hizo con base al estudio de la Distribución de Tiempos de Residencia (DTR), los parámetros hidrodinámicos fueron estimados mediante el procedimiento descrito en la sección 3.7.1. La técnica se lleva a cabo con uso de un trazador, que es una sustancia que se comporta de forma muy similar al material de alimentación y que posee la propiedad de no reaccionar en las líneas de flujo, esto nos permite detectarlo a la salida del reactor. La metodología consiste en inyectar una cantidad del trazador cerca de la entrada de alimentación, sin perturbar el flujo, y después se mide a la salida en función del tiempo. En este caso se hizo en condiciones de vacío (solo con los electrodos y sin carbón activado), y luego en empaque en el reactor y se utilizó como trazador el naranja de metilo, del cual se hizo un barrido de soluciones a diferentes concentraciones en el UV-Vis (Figura 18) y se construyó una curva de calibración (Figura 19).

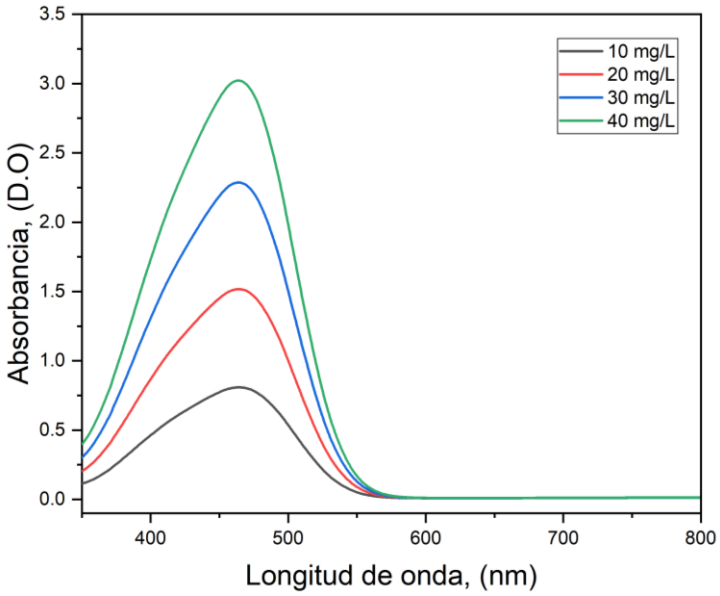


Figura 18. *Espectros UV-vis de Naranja de Metilo a diferentes concentraciones.*

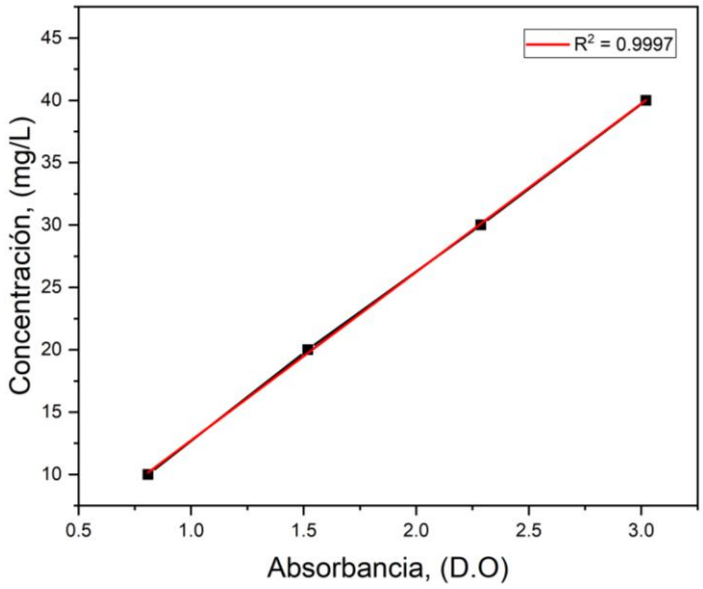


Figura 19. *Curva de calibración o regresión lineal para el Naranja de Metilo.*

Se recogieron un total de 20 muestras en cada experimento con un intervalo de 10 s entre cada una. Posteriormente con la ayuda del UV-Vis se determinaron la absorbancia en cada una, y con ayuda de la ecuación de la curva de calibración del naranja de metilo se obtuvieron las diferentes concentraciones a la salida del reactor, en función del tiempo para cada medición (Figura 20). A esta curva de concentración contra el tiempo, se le conoce como curva C.

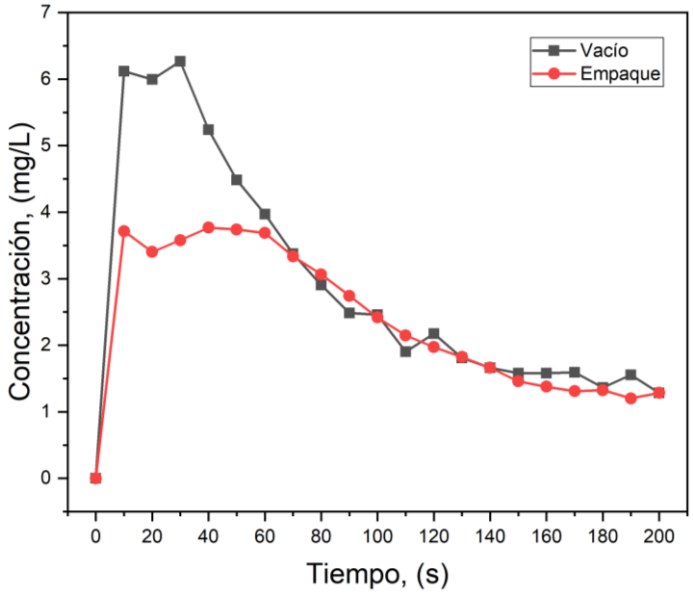


Figura 20. *Curva C. Respuesta del trazador en función de la concentración en el reactor en vacío y en empaque.*

La curva F en la DTR integra todos los tiempos de retención de las partículas individuales del trazador que circulan por diferentes caminos en el reactor. La curva F se usa para describir la concentración, en forma acumulada, de una sustancia a la salida del reactor, en función de su concentración inicial. Esta función varía entre 0 y 1 (Levenspiel, 2004). En la Figura 21 se muestran las curvas F para el BER operado con un TR_{prom}= 16 y 80 min.

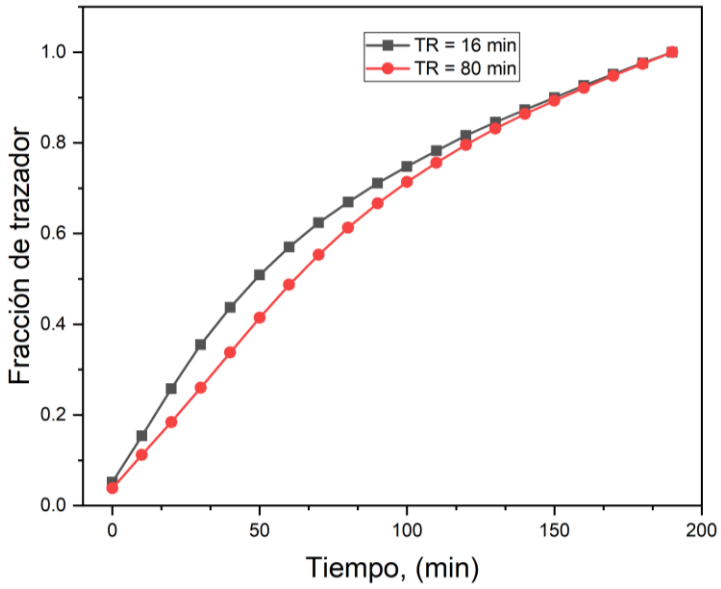


Figura 21. *Curvas F(t). Fracción de trazador que permanece en el reactor con respecto al tiempo.*

Las curvas F y las curvas E están relacionadas. Las curvas E para el BER en estudio se presentan a continuación. El retraso en la curva E, como se observa para un TR_{prom} de 80 min (Figura 22), demuestra también que el patrón de flujo en el reactor es de un flujo pistón (Levenspiel, 2004). También se observa, que la máxima concentración detectada de un elemento E de la DTR para un TR_{prom} de 16 min es superior en comparación a la curva para TR_{prom} = 80 min; asimismo, se observa un doble pico en la primera curva, indicativo de recirculación interna. Por lo tanto, cuando se utiliza un flujo alto (TR_{prom}= 16 min) existe una mayor recirculación dentro del reactor que cuando se utiliza un flujo bajo (TR_{prom}= 80 min), lo que provoca una interacción entre cada corriente de fluido; este patrón de flujo es característico de los reactores de lecho empacado. La recirculación interna y la dispersión en el reactor ocasionan que el TRH sea superior al TR_{Prom}.

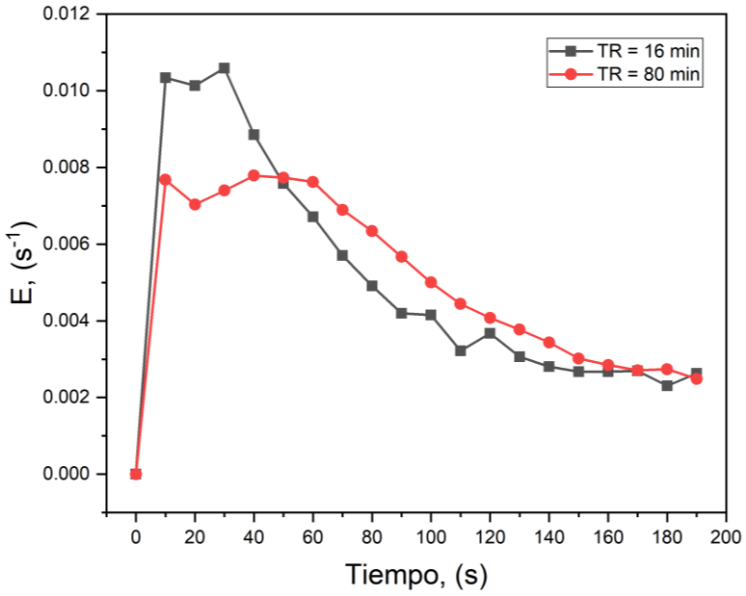


Figura 22. *Curva de distribución de edad a la salida, E, para el fluido en diferentes tiempos de residencia con empaque.*

El resultado del análisis de la DTR para el BER y los parámetros calculados para un TRH de 80 min en empaque se presentan a continuación en la Tabla 21. Estos parámetros fueron calculados mediante las ecuaciones 10-23.

Tabla 21. *Parámetros y números adimensionales del estudio de distribución de tiempos de residencia.*

Parámetro calculado	Para TRH = 80 min
Número de dispersión (d)	2×10^{-5}
Coeficiente de dispersión (D), en cm^2/s	4.307×10^{-5}
Número de Péclet (Pe)	50000
Número de Reynolds (Re)	0.27
Número de Schmidt (Sc)	208
Factor adimensional de transferencia de masa (J_D)	2.3938
Coeficiente de transferencia de masa (k_m), en cm/s	0.15

Teniendo en cuenta los datos de la tabla, el número d indica que en el BER hay una dispersión baja. El número Pe indica el transporte de masa en el reactor está determinado por la convección y el valor de Reynolds hace referencia a que se está trabajando bajo condiciones de flujo laminar.

4.5. Estudio de la degradación del colorante Marino Novacron en el reactor en agua residual textil sintética.

4.5.1. Aplicación de corriente

Luego de operar el reactor a un 75 % de condiciones de agua residual, se procedió a aplicar una corriente eléctrica de 0.05 A, la que fue estudiada anteriormente por Martínez, 2011 [25]. Esta corriente provocó una densidad de corriente (J) en los electrodos de 0.325 mA/cm^2.

4.5.2. Degradación del colorante Marino Novacron en un paso

Para el análisis de la degradación del colorante Marino Novacron en el reactor se estudió previamente, el comportamiento de este en una etapa o paso, o sea, desde la entrada hasta la primera vez de salida para un tiempo de residencia de 80 min. Se tomó como referencia una concentración inicial de colorante en el agua sintética preparada de 50 mg/L. En la Figura 23 se observa el barrido de las soluciones iniciales y de salida del reactor con aplicación y sin aplicación de densidad de corriente.

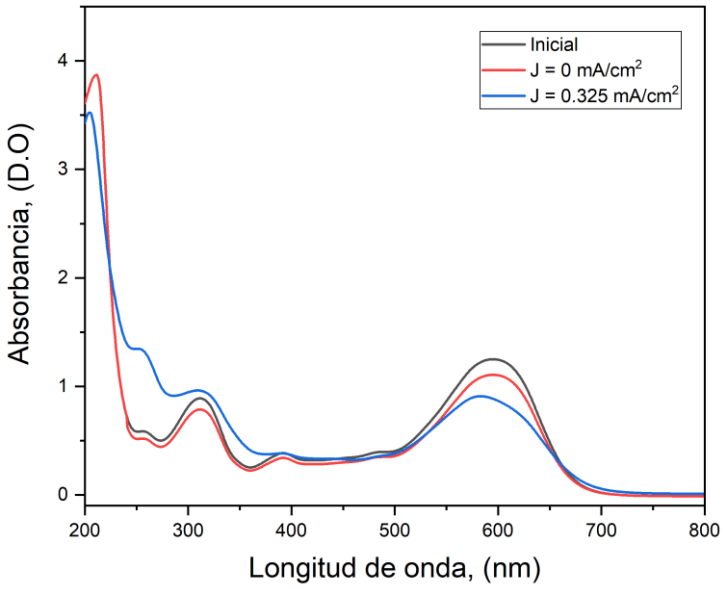


Figura 23. *Espectros UV/vis para las muestras de entrada (inicial) y salida (con y sin activación electroquímica) durante el tratamiento del colorante Marino Novacron en una etapa en agua residual textil sintética. TR = 80 min.*

Los espectros presentados anteriormente demuestran que la degradación del colorante se favorece si se estimula a los microorganismos del reactor, ya que la muestra que representa la disolución tratada con microorganismos estimulados eléctricamente ofreció un espectro de absorbancia con señal de menor magnitud en toda la región UV-vis, comparado con el espectro que se obtuvo a partir de la disolución tratada con microorganismos sin estimulación eléctrica.

El análisis en la región UV (de 200 a 400 nm) de los espectros, no ofrece información suficiente por el poco tiempo de tratamiento, sin embargo, el espectro de la disolución que se estimuló eléctricamente da una diferente señal con respecto a los dos restantes, lo que indica que probablemente esté asociado a subproductos que se forman después de la reducción del colorante. Los resultados de remoción del colorante se presentan en la Figura 24.

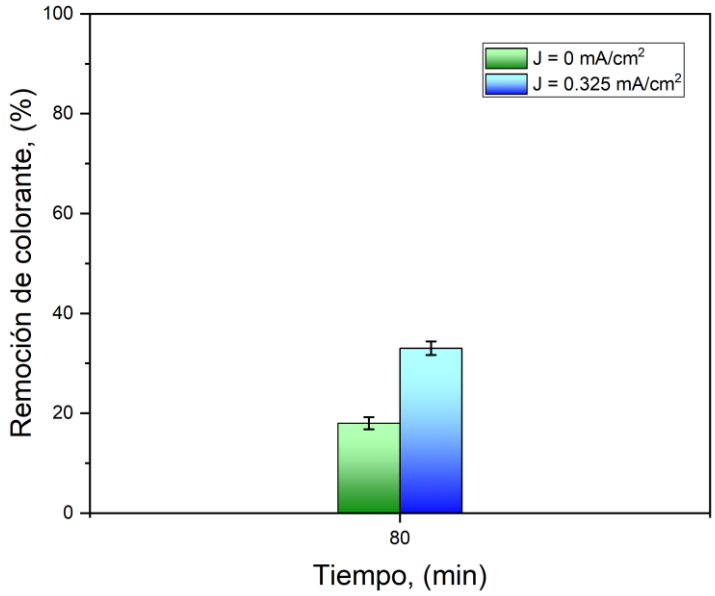


Figura 24. *Remoción del colorante en agua residual textil sintética mediante un paso por el reactor (con y sin aplicación de densidad de corriente) a TR = 80 min.*

Los resultados arrojaron que en un paso desde la entrada del fluido hasta la salida con un tiempo de residencia de 80 minutos la remoción fue significativamente superior en el caso donde hubo estimulación electroquímica, alcanzándose un valor de eficiencia de degradación del colorante de 33 ± 1.36 %, mientras que sin una aplicación de corriente solo fue de 18 ± 1.2%.

4.5.3. Desmonte del reactor y caracterización de los microorganismos presentes

Seguidamente del estudio de la degradación en un paso se preparó nuevamente un agua residual con las características anteriormente mencionadas en la sección 3.7.2 a una concentración inicial de 50 mg/L de colorante.

Con el objetivo de evaluar el comportamiento de la degradación y parámetros en el reactor en recirculación por 1 semana se procedió a desmontar el reactor para evaluar y caracterizar los microorganismos presentes en el mismo y nutrir directamente con caldo de microorganismos en los módulos de reacción donde se encontraba el carbón activado.

Con el objetivo de poder caracterizar los microorganismos presentes en el reactor y nutrir directamente con caldo de nuevos microorganismos en los módulos de reacción donde se encontraba el carbón activado se procedió a desmontar el reactor,

transcurridos aproximadamente 4 meses del inicio de su funcionamiento con activación electroquímica. En la Figura 25 se observa la adherencia de los microorganismos al carbón activado y a la superficie de los electrodos.

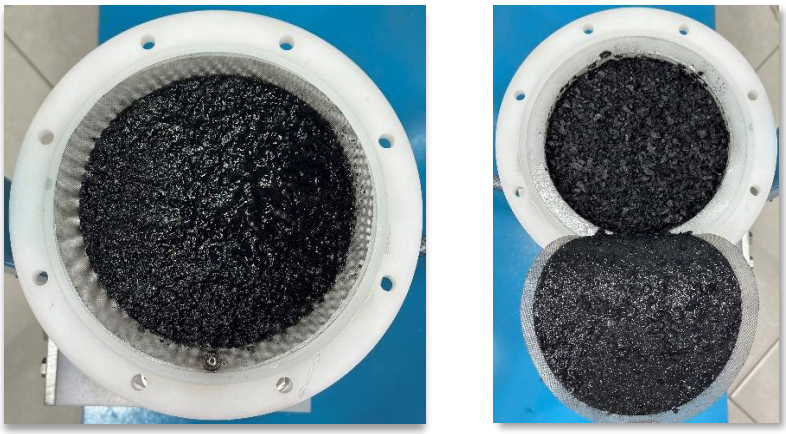


Figura 25. *Adherencia de los microorganismos a los electrodos al desmonte del reactor.*

Se realizó un cultivo en placas de estos, utilizando un agar selectivo específico para organismos anaerobios el cual en base a la metodología planteada, ayudó a identificar la existencia de estos, además de observar cómo se desarrollan desde el lixiviado que era mantenido con sustrato, hasta la formulación de la solución utilizada como alimentación con agua sintética preparada, así como su desarrollo en el C.A. con inducción eléctrica y sin inducción eléctrica y su adaptación en los electrodos.

El crecimiento de los microorganismos en los medios de cultivo especializados (*Schanedler agar* y *Standard methods agar*) se muestran a continuación.

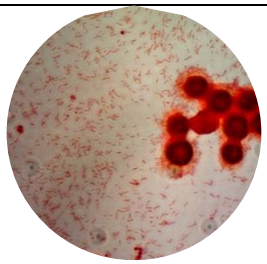
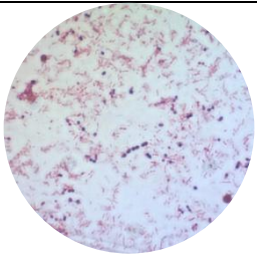
A). B).

Figura 26. *Colonias obtenidas en los medios de cultivo especializado. A) Schanedler agar, B) Standard methods agar.*

En las colonias que crecieron en el *Schanedler agar*, medio especializado en microrganismos anaerobios, hubo crecimiento denso, también se observó que la morfología de estos es circular y en algunos casos alargada y las colonias son de color blanco (Figura 26A). En el *Standard methods agar* se pueden observar dos tipos de colonias, unas de color amarrillo y otras de color blanco, ambas con una morfología circular (Figura 26B).

La tinción de Gram sirvió caracterizar las colonias obtenidas en dos grupos: bacterias Gram Positivas (de color morado o violeta) y las Gram Negativas (de color rosa). La mayoría de las bacterias que crecieron en los medios de cultivo aislados pertenecen al grupo de las bacterias Gram Negativas (Tabla 22), excepto las que crecieron el *Standard methods agar* donde hay de los dos tipos de bacterias, con presencia de cocos gran positivos y bacilos y estreptobacilos gran negativos.

Tabla 22. *Diferenciación de las bacterias extraídas del reactor mediante Tinción de Gram.*

Imagen	Observación
	El color morado indica que se está en presencia de bacterias Gram positivas y la morfología observada arroja que son de tipo cocobacilos
	El color rosa indica que se está en presencia de bacterias Gram negativas y la morfología observada arroja que son de tipo bacilos y estafilococos.
	Agrupación de las bacterias Gram negativas y Gram positivas, con lo cual se demuestra la variedad del consorcio microbiano

4.5.4. Degradación del colorante Marino Novaron en el reactor trabajando en recirculación.

Luego del ensamblado del reactor y nutrición con nuevos microorganismos se evaluó la degradación del colorante con el reactor trabajando en continuo y recirculación en dos circunstancias: sin activación y con activación electroquímica.

Se preparó un volumen de agua sintética de 20 L para cada prueba y se hizo una medición de los parámetros iniciales en cada formulación. En la Tabla 23 se muestran los valores de dichos parámetros.

Tabla 23. *Parámetros iniciales de cada formulación de agua sintética para cada experimento.*

Parámetro	1ra formulación	2da formulación
Concentración inicial, (ppm)	50	50
pH	8.9	9.2
Temperatura, (°C)	26.2	25.9
Potencial, (mV)	69.5	66.8
Conductividad, (mS/cm)	7.229	7.89
Salinidad, (PSU o g/L)	3.505	3.480
Sólidos Totales Disueltos, (ppt)	3.002	3.110
DQO, (ppm)	366	370

La primera formulación correspondió al experimento donde no se aplicó corriente al reactor y en la segunda formulación sí. Cada experimento tuvo una duración de 1 semana, manteniendo el reactor en continuo y recirculación de manera ininterrumpida. En el segundo caso se aplicó una corriente de 0.05 A, produciendo una densidad de corriente (J) de 0.325 mA/cm^2.

Los resultados obtenidos de absorbancia para cada muestra a la salida del reactor cada 24 h en los experimentos se pasaron a concentraciones, obteniendo la cinética de degradación tal y como se muestra en la Figura 27.

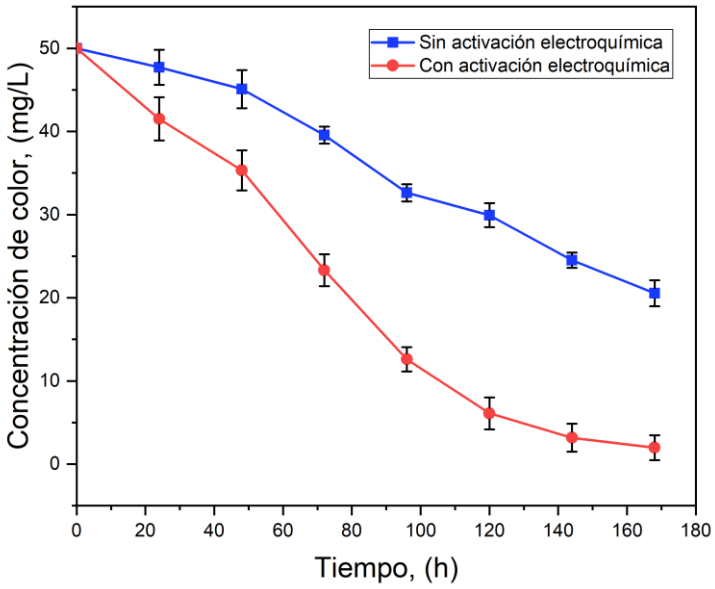


Figura 27. *Cinética de degradación del colorante a diferentes tiempos con y sin activación electroquímica en agua residual sintética.*

Se puede apreciar, que existe una mejor cinética de remoción de la coloración en el caso donde hubo aplicación de densidad de corriente, llegando en 168 h a un valor de 1.97 mg/L. En la Figura 28 se puede observar claramente el cambio de coloración de las soluciones en las que hubo activación electroquímica.

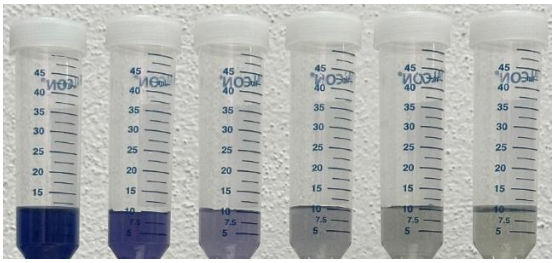


Figura 28. *Cambio de coloración atribuido a la degradación del colorante cada 24 h en el experimento con estímulo electroquímico.*

Si analizamos el espectro de las muestras de las soluciones para este experimento en particular (Figura 29), podemos corroborar claramente la remoción del color en la región visible del espectro, encontrándose valores muy bajos de absorbancia.

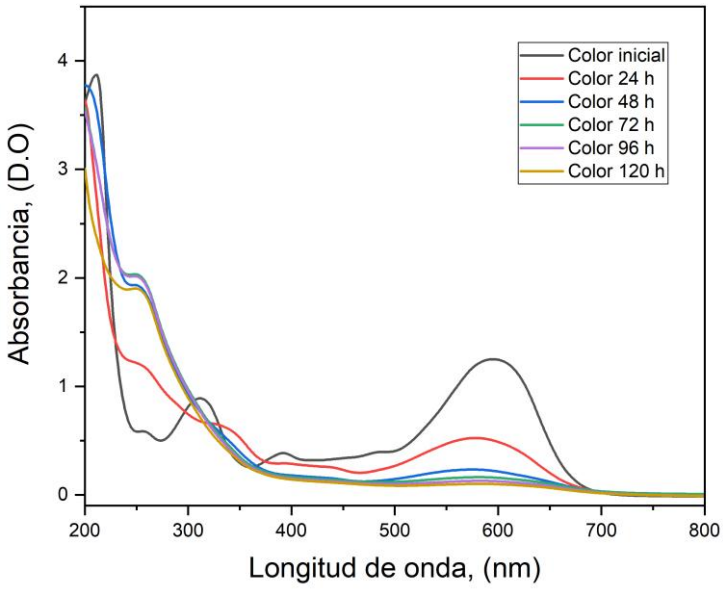


Figura 29. *Espectros UV-vis para las muestras de soluciones a la salida del reactor cada 24 h, para el experimento donde los microorganismos fueron estimulados eléctricamente en agua residual textil sintética.*

En la región UV del espectro se puede notar un cambio en la señal, teniendo como referencia el espectro de la concentración inicial. Esto indica que una parte del colorante se ha transformado en otros subproductos o compuestos.

Teniendo en cuenta este análisis, la mayor tasa de remoción de color se obtuvo en el caso donde los microorganismos se estimularon eléctricamente. En la Figura 30 se puede observar que, para todas las muestras analizadas diariamente se tuvo una mayor degradación con aplicación de densidad de corriente J = 0.325 mA/cm^2, obteniéndose valores de remoción por día que generalmente casi duplicaban a las tasas de remoción sin estímulo eléctrico. Al final de los experimentos se logró una tasa de remoción del 96.06 ± 1.49 % con estímulo eléctrico y tan solo del 58.92 ± 1.56 % en el caso sin activación eléctrica.

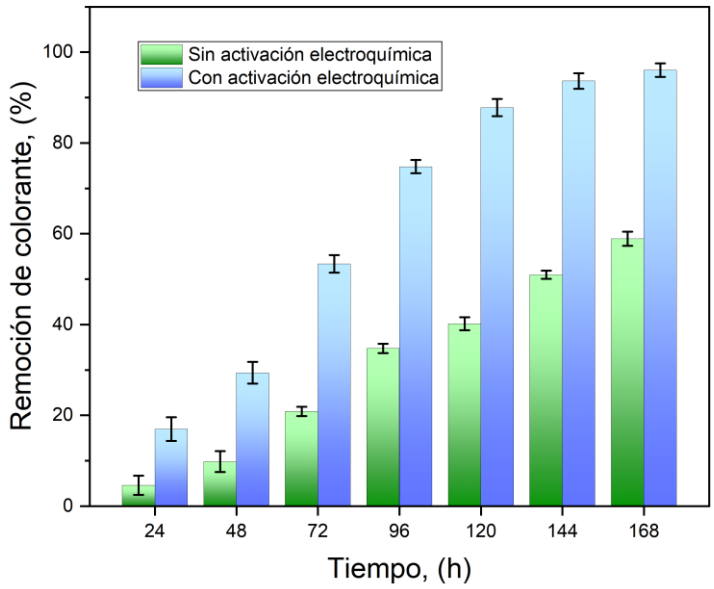


Figura 30. *Remoción del colorante en agua residual sintética con y sin activación electroquímica cada 24 h.*

En las Figuras 31 y 32 se observa el comportamiento de los parámetros conductividad y DQO respectivamente en ambos experimentos.

La conductividad es un indicador directo de la concentración de sales disueltas en el agua residual. La Demanda Química de Oxígeno es una medida de la cantidad de materia orgánica presente en el agua residual que puede ser oxidada por un agente químico. Una disminución en estos parámetros implica una reducción en la carga iónica total del agua y de la materia orgánica presente respectivamente.

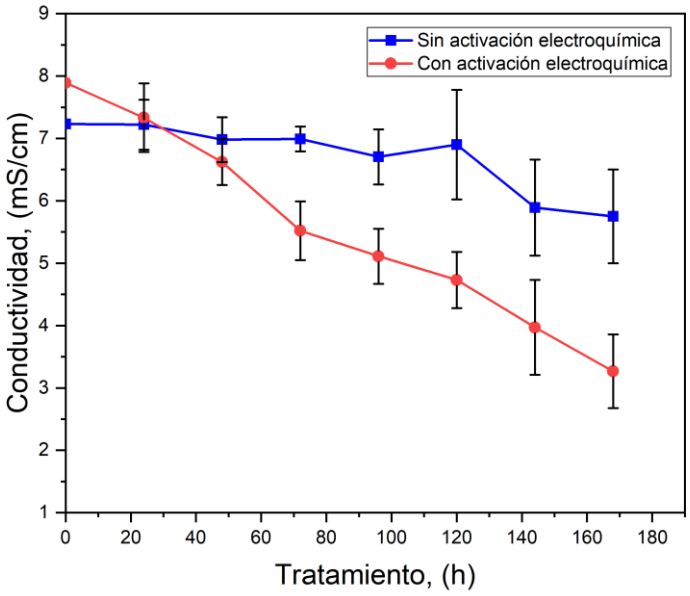


Figura 31. *Comportamiento de la conductividad para ambos experimentos en agua residual textil sintética.*

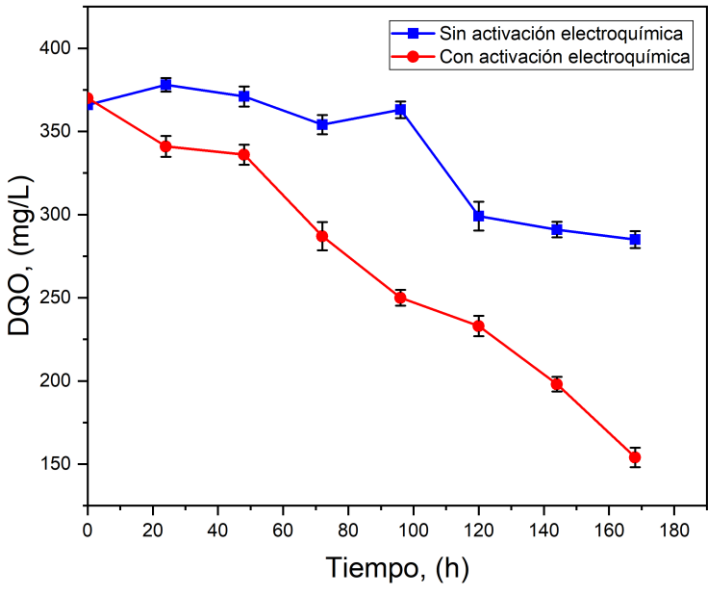


Figura 32. *Comportamiento de la DQO para cada experimento en agua residual textil sintética.*

En ambos casos se destaca que, en el experimento donde se estimuló eléctricamente a los microorganismos estos parámetros fueron inferiores, logrando un valor de 3.266 ± 1.98 mS/cm y una tasa de remoción de DQO de 154 ± 1.22 mg/L.

4.6. Evaluación de la distribución del campo eléctrico en el reactor

La simulación computacional del campo eléctrico, mediante herramientas de modelado numérico como el método de los elementos finitos, permite predecir con alta resolución estas variaciones espaciales y evaluar escenarios de operación sin recurrir a la experimentación directa. Además, facilita la optimización del diseño geométrico y eléctrico del reactor, permitiendo una distribución más uniforme del campo, una estimulación electroquímica más eficiente y un menor consumo energético. En este contexto, se estudió el modelado y se analizó la distribución del campo eléctrico en el reactor propuesto, con el objetivo de aportar criterios técnicos para su mejora y escalabilidad. Para ello, se utilizó el programa Comsol Multiphysics 6.2, utilizando el módulo de corrientes eléctricas trabajando con el modelo de la figura 33 y una distancia real de electrodos de 0.12 m.

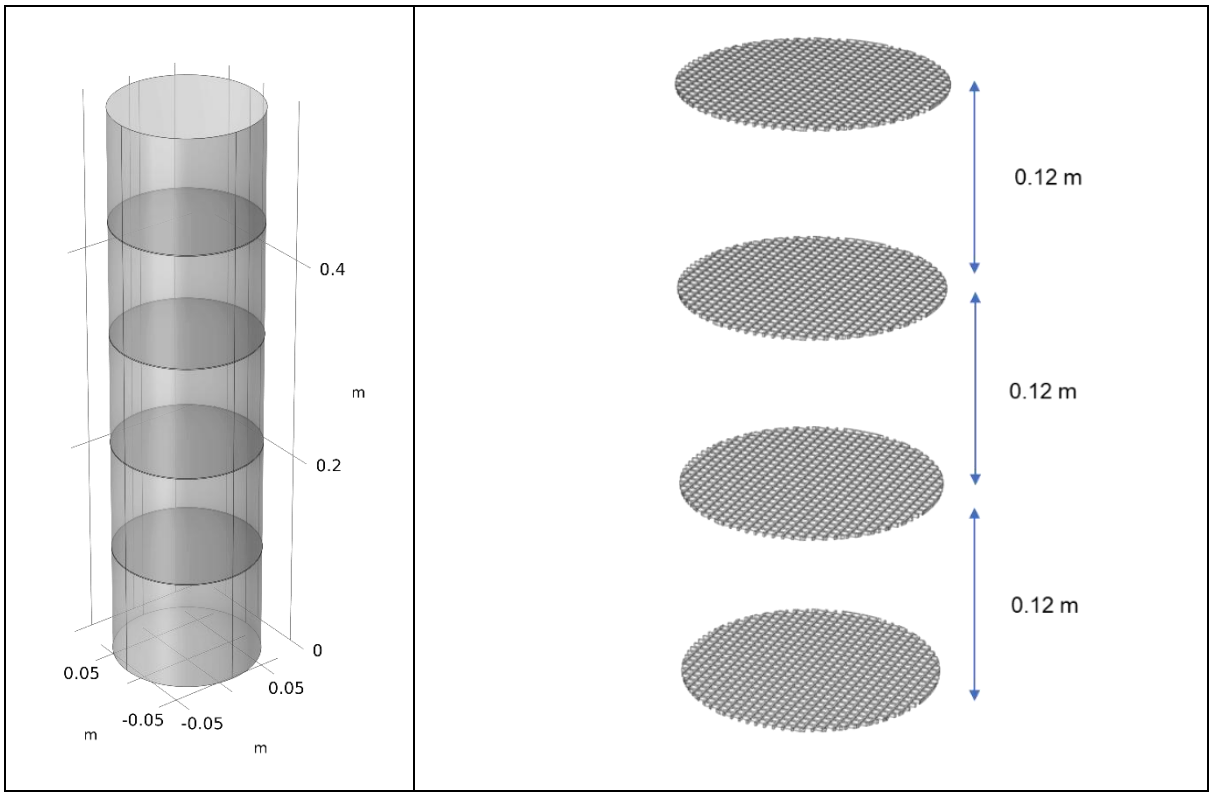


Figura 33. *Modelo tridimensional del reactor y distancia entre los electrodos.*

Otro paso importante para la simulación es la selección del mallado. La Figura 34 muestra la geometría del reactor bioelectroquímico de flujo ascendente utilizada en la simulación del campo eléctrico.

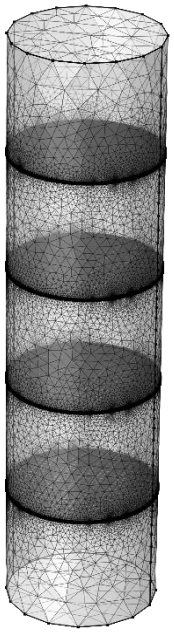


Figura 34. *Modelo del mallado del reactor.*

Se utilizó un mallado extrafino con el fin de obtener una mayor precisión en la resolución espacial del campo, especialmente en las zonas cercanas a los electrodos, donde se presentan los mayores gradientes de potencial. Esta configuración permite representar con mayor fidelidad las condiciones reales del sistema y mejorar la calidad de los resultados obtenidos mediante el método de elementos finitos.

La Figura 35 muestra la distribución del campo eléctrico en el interior del reactor bioelectroquímico de flujo ascendente, representada mediante líneas de flujo obtenidas a partir de la simulación computacional. Las líneas indican la dirección del campo eléctrico, mientras que la escala de colores representa su intensidad en voltios por metro (V/m). Se evaluaron tres escenarios distintos, aplicando corrientes de 0.01 A, 0.1 A y 1 A y se obtuvuieron las mismas líneas para los tres valores diferentes.

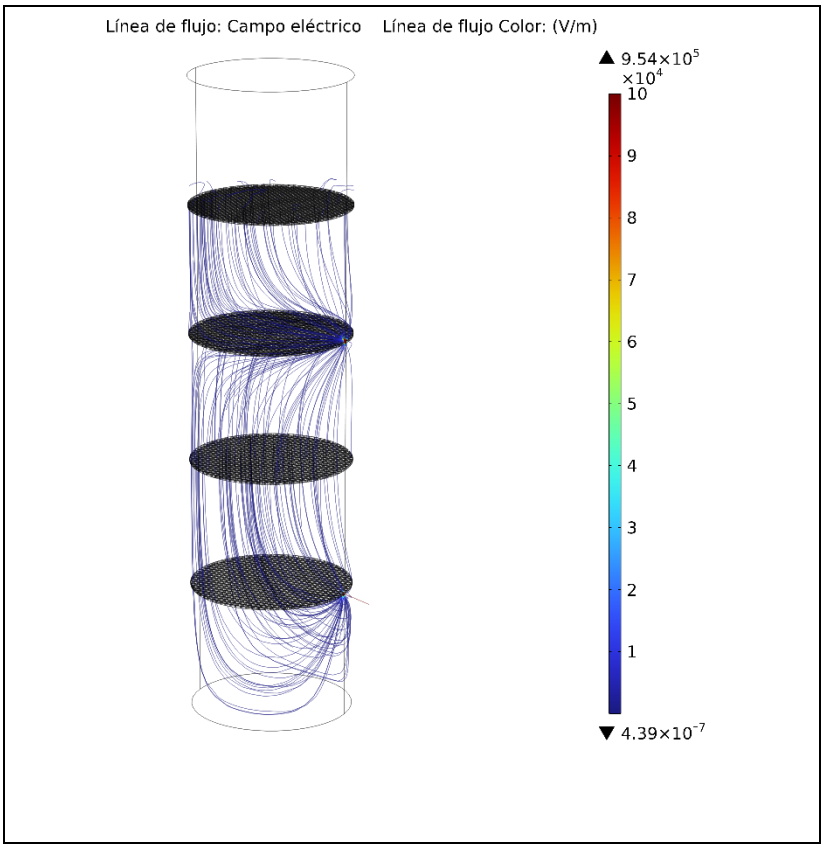
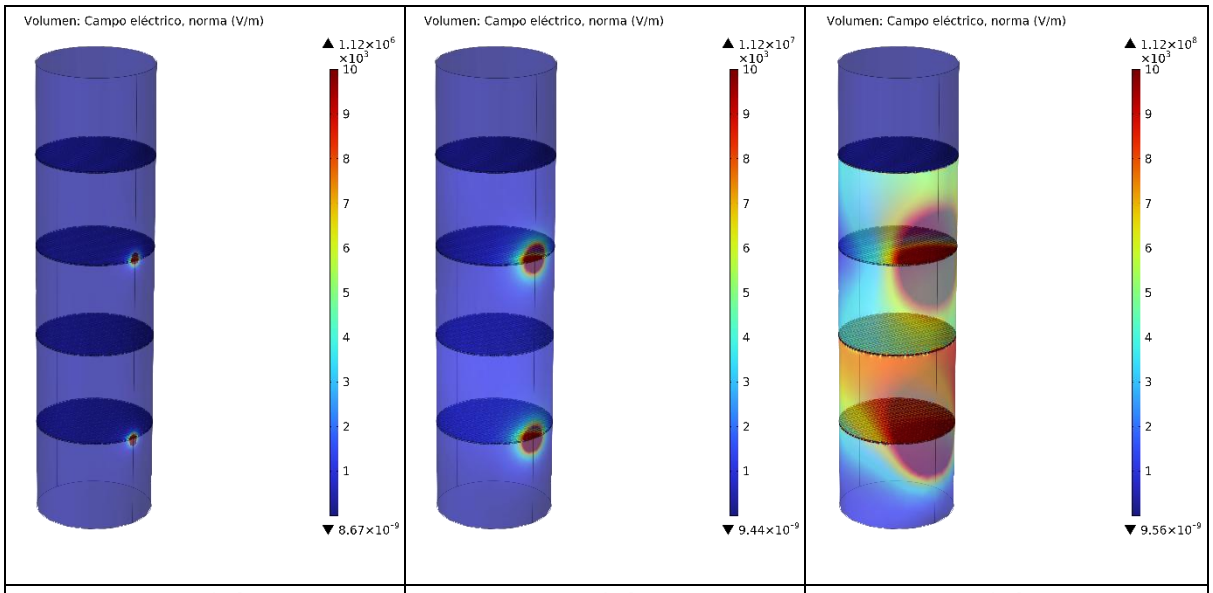


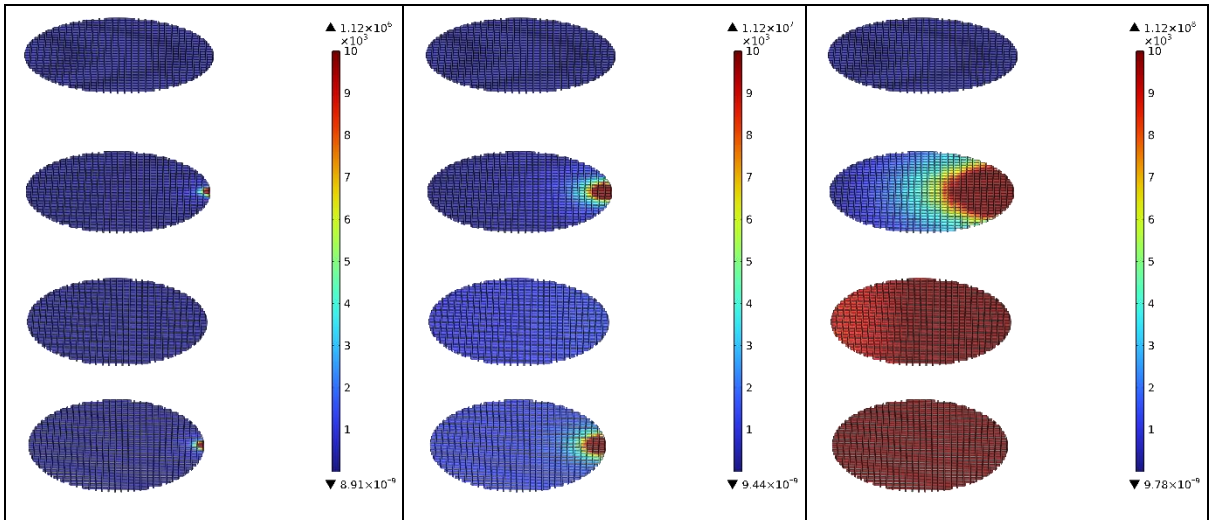
Figura 35. *Líneas de flujo del campo eléctrico en el reactor para valores de corriente de 0.01, 0.1 y 1.0 A.*

Los resultados obtenidos mediante simulación computacional del campo eléctrico en el volumen del reactor bioelectroquímico y en la superficie de los electrodos, correspondientes a distintos niveles de corriente aplicada (0.01 A, 0.1 A y 1 A), se muestran en las Figuras 36 y 37 respectivamente. En cada escenario analizado se representa la distribución espacial de la norma del campo eléctrico (V/m) dentro del dominio del reactor.



0.01 A	0.1 A	1 A

Figura 36. *Distribución volumétrica del campo eléctrico (V/m) en el reactor a tres valores de intensidades de corriente diferentes.*



0.01 A	0.1 A	1 A

Figura 37. *Distribución del campo eléctrico tangencial (V/m) en los electrodos a tres valores de intensidades de corriente diferentes.*

Cuando se aplica una corriente de 0.01 A, el campo eléctrico se distribuye de manera prácticamente uniforme a lo largo de todo el volumen, sin la presencia de gradientes significativos, lo que indica una estimulación eléctrica homogénea sobre los microorganismos. Al incrementar la corriente a 0.1 A, comienza a observarse una leve

concentración del campo en zonas cercanas a los electrodos, aunque en general se conserva una distribución relativamente estable. Sin embargo, con una corriente de 1 A, la distribución del campo eléctrico se vuelve altamente heterogénea, presentando regiones de intensa concentración alternadas con áreas de baja o nula intensidad. Esta marcada no uniformidad puede inducir efectos adversos en el comportamiento electroquímico del sistema, tales como sobreestimulación localizada, gradientes de potencial excesivos o la formación de zonas muertas con escasa estimulación. En conjunto, estos resultados permiten concluir que el campo eléctrico conserva un comportamiento cuasi-uniforme hasta valores cercanos a 0.1 A, mientras que a partir de 1 A se observan distorsiones significativas que deben ser consideradas cuidadosamente en el diseño y operación del reactor bioelectroquímico.

La uniformidad de campo eléctrico es importante debido a que se desea evitar frentes de pH para mantener las condiciones adecuadas para la viabilidad microbiana y prolongar la vida útil de los electrodos. El carbón activado también tiene una acción reguladora ya que ayuda a que no se generen estos frentes de pH, fija la biomasa para las reacciones y retiene por adsorción los contaminantes para mejor degradación.

4.7. Estudio de la degradación del colorante Marino Novacron en el reactor en agua residual textil real

Una vez estudiada la degradación en agua residual sintética y conocido el valor aproximado de corriente máxima con la cual el campo eléctrico sigue presentando uniformidad se procedió a evaluar la degradación en agua residual textil real.

La muestra de agua residual real se obtuvo de los talleres de lavanderos de mezclilla de la comunidad de San Mateo Ayecac, del municipio de Tepetitla de Lardizábal, en el Estado de Tlaxcala. Las características del agua residual se muestran en la Tabla 24 a continuación.

Tabla 24. *Parámetros iniciales del agua residual textil real.*

Parámetro	Valor
Concentración inicial, (mg/L)	51.2
pH	8.14
Temperatura, (°C)	25.2
Potencial, (mV)	67.5
Conductividad, (mS/cm)	8.229

Salinidad, (PSU o g/L)	4.500
Sólidos Totales Disueltos, (ppt)	3.552
DQO, (ppm)	466

En este caso y para comparar la degradación con y sin estímulo eléctrico se aplicó una corriente de 0.1 A, la cual provocó una densidad de corriente en los electrodos de 0.650 mA/cm^2.

4.7.1. Degradación del colorante Marino Novacron en un paso

De la misma forma, se estudió la degradación del colorante en el agua residual real en un paso por el reactor, evaluando la misma también en un tiempo de residencia de 80 min. La Figura 38 muestra el barrido de las soluciones al término del experimento, tomando como referencia la concentración inicial de 51.2 mg/L de colorante en el agua residual real, y comparando esta con aplicación y no de corriente.

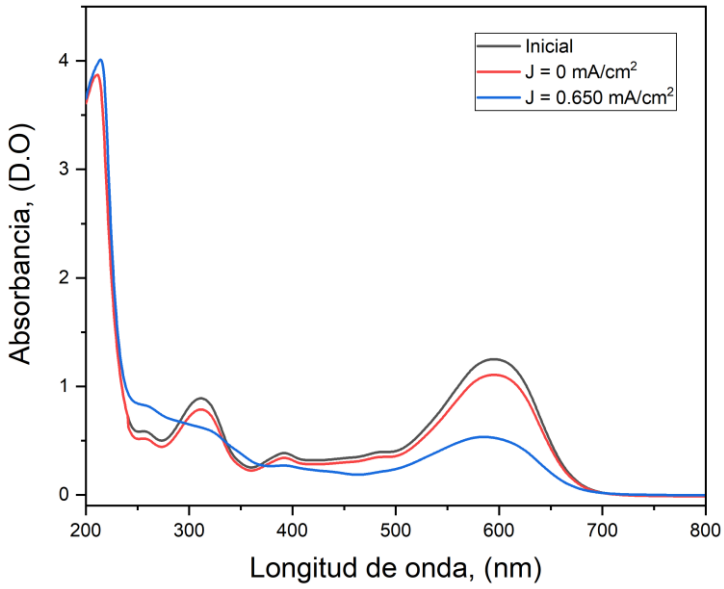


Figura 38. *Espectros UV/vis para las muestras de entrada (inicial) y salida (con y sin activación electroquímica) durante el tratamiento del colorante Marino Novacron en una etapa en agua residual textil real. TR = 80 min.*

Tal y como se muestra en la figura, en la región visible del espectro se observa una pequeña disminución de la señal en el caso donde no se aplicó corriente, sin embargo, fue mayor en el caso donde se estimuló electroquímicamente, lo que evidencia la ruptura de enlaces azo y por ende la disminución significativa del color. Por otro lado,

en la región ultravioleta (UV > 400 nm) del espectro, se observa una disminución poco notoria en la señal para el caso donde no se aplicó corriente, pero cuando se estimuló se produjo una alteración en la estructura química del colorante, o sea se produjo una degradación parcial del mismo y un cambio en la señal, lo cual indica que probablemente esté asociado a subproductos que se forman después de la reducción del colorante. La figura 39 muestra los resultados de la remoción final del colorante en un paso por el reactor.

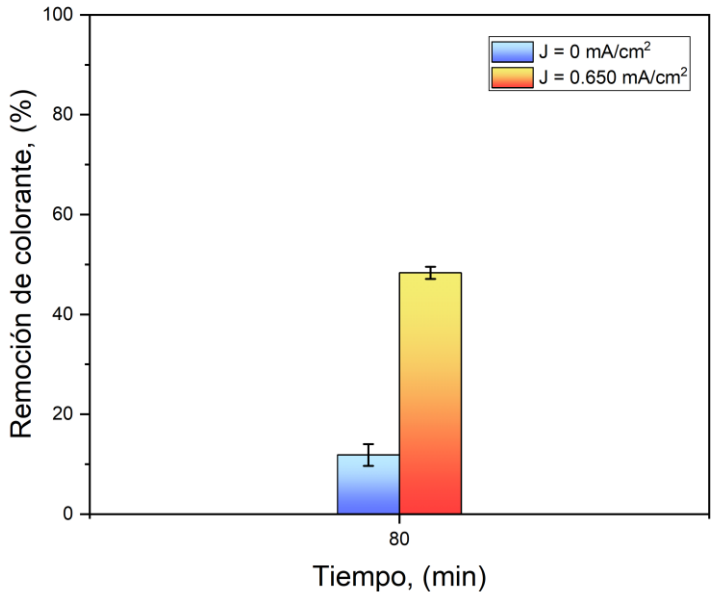


Figura 39. *Remoción del colorante en agua residual textil real mediante un paso por el reactor (con y sin aplicación de densidad de corriente) a TR = 80 min.*

El estudio de la degradación de color en agua residual textil real en un paso por el reactor reafirma que la remoción es mayor cuando los microorganismos son estimulados eléctricamente, favoreciendo así la cinética del proceso. En este caso se alcanzó un valor de 48.33 ± 2.01 % de remoción en el proceso bioelectroquímico, mientras que fue de tan solo 11.85 ± 2.43 % en la degradación biológica.

4.7.2. Degradación del colorante Marino Novaron en el reactor trabajando en recirculación.

Posteriormente a saber el comportamiento de la degradación en un paso, se evaluó la remoción en condiciones reales de agua residual, pero con recirculación en el reactor. De igual manera se trabajó con el agua a las condiciones fisicoquímicas de la tabla 23. Se prepararon dos experimentos en los cuales se comparó la remoción

con y sin aplicación de corriente y se tomaron muestras diarias cada 24 h por 6 días para cada uno de ellos.

La figura 40 muestra los espectros UV-vis para el proceso biológico, mostrando una disminución paulatina en la señal en la región visible y con ella la disminución del color de la molécula, no obstante, hasta la medición a las 96 h la región UV aún mostraba señales de la presencia de la molécula del colorante y en los últimos dos días un cambio en el espectro, lo cual se traduce en una transformación del colorante o una degradación parcial.

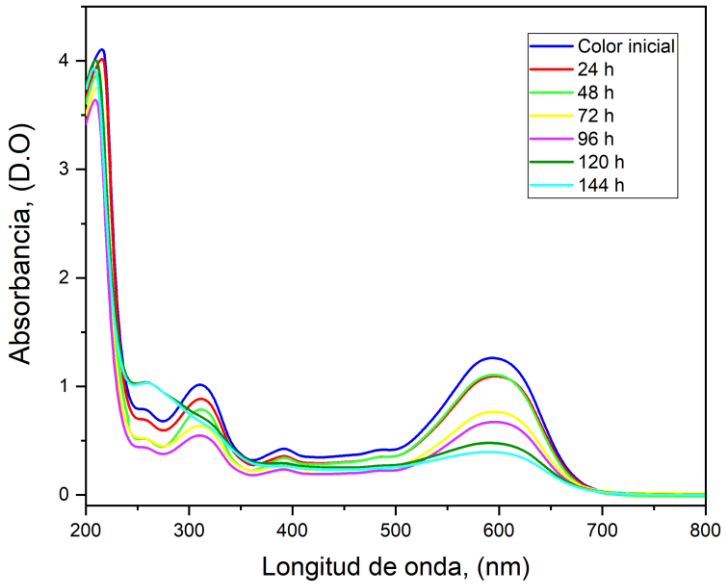


Figura 40. *Espectros UV-vis para las muestras de soluciones a la salida del reactor cada 24 h, para el experimento donde los microorganismos no fueron estimulados eléctricamente en agua residual textil real.*

Diferencia notoria presenta el espectro UV/vis en el caso del experimento con estimulación eléctrica (figura 41). Si se compara la señal en la región visible del espectro en la solución inicial con la respuesta al paso de 24 h se puede notar una disminución muy significativa de más del 75 %, y al término del experimento se nota casi la ausencia de color.

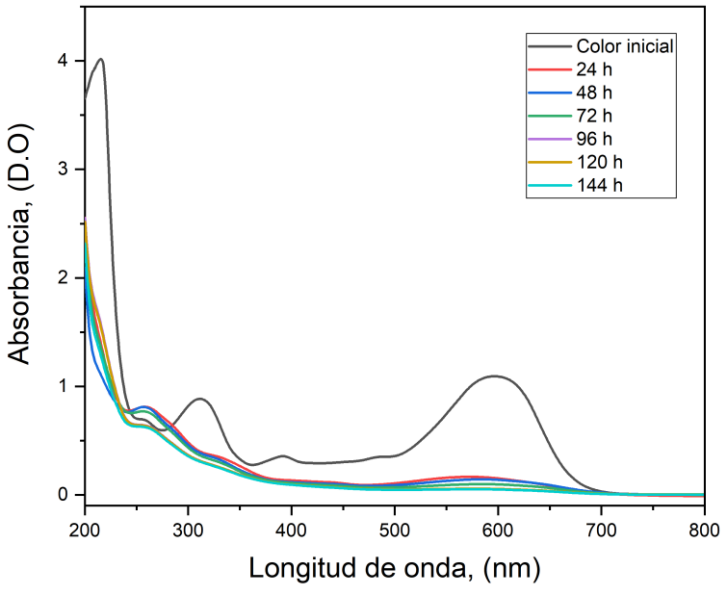


Figura 41. *Espectros UV-vis para las muestras de soluciones a la salida del reactor cada 24 h, para el experimento donde los microorganismos fueron estimulados eléctricamente en agua residual textil real.*

En la región ultravioleta al paso del primer día se nota un cambio en la señal, manteniéndose casi igual hasta el término del experimento. En este caso se observa una degradación total de color, pero no de mineralización, ya que aún hay presencia de la molécula o de otros compuestos o metabolitos obtenidos en el proceso de reducción.

Una vez identificados los valores de absorbancia en la región visible para cada experimento se obtuvieron los valores de concentración final en cada muestra. La figura 42 muestra la cinética de degradación para cada experimento desde la concentración inicial hasta el término de las pruebas a las 144 h.

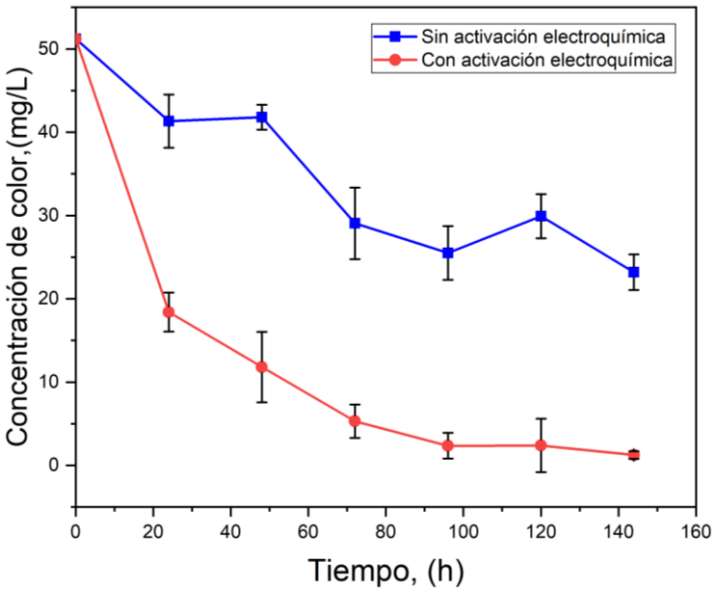


Figura 42. *Cinética de degradación del colorante a diferentes tiempos con y sin activación electroquímica en agua residual real.*

Los resultados presentados en la Figura 43 complementan la información cinética mostrada previamente (Figura 42), evidenciando la eficiencia del sistema en términos de porcentaje de remoción de colorante en agua residual real, comparando nuevamente las condiciones con y sin activación electroquímica del consorcio microbiano.

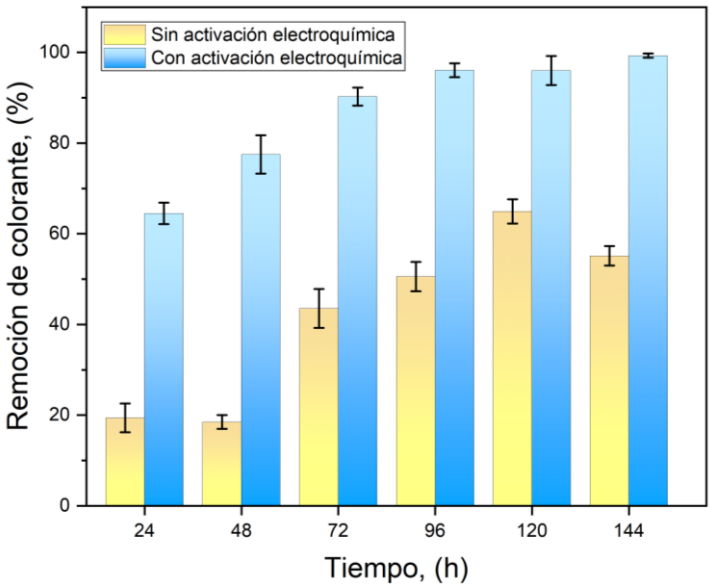


Figura 43. *Remoción del colorante en agua residual real con y sin activación electroquímica cada 24 h.*

Se observa que, en todos los puntos temporales evaluados, la remoción del colorante es sustancialmente mayor cuando se aplica estimulación eléctrica de forma periódica (cada 24 h). A las 24 horas, la condición con activación electroquímica ya alcanza una remoción de 65 ± 2.34%, mientras que la condición sin estimulación apenas es del 19.40 ± 3.20 %. Esta tendencia se mantiene y amplifica con el tiempo: al cabo de 72 horas, el sistema activado electroquímicamente supera el 90 % de remoción, en contraste con menos del 50 % en el sistema no estimulado. Finalmente, al término del experimento (144 h), el sistema electroactivado logró una remoción del 99.30 ± 0.47 %, lo cual confirma su alta eficiencia y estabilidad operativa, mientras que sin estímulo solo fue del 55.12 ± 2.29 %.

Esta diferencia de desempeño se atribuye al efecto de la estimulación eléctrica sobre los procesos de transferencia de electrones en las rutas metabólicas microbianas, promoviendo una mayor descomposición de estructuras aromáticas y cromóforas. Asimismo, la activación periódica puede mantener un potencial redox más favorable y una biopelícula más activa electroquímicamente, evitando la desactivación del consorcio microbiano y asegurando un rendimiento sostenido a lo largo del tiempo. Estos resultados refuerzan la hipótesis de que los sistemas bioelectroquímicos optimizados tienen un impacto positivo y significativo en la degradación de contaminantes complejos como los colorantes, demostrando su aplicabilidad en tratamientos de efluentes industriales reales.

De igual manera se evaluaron los parámetros conductividad y DQO en el proceso con agua residual textil real, ya que los mismos permiten correlacionar la eficiencia de degradación con el estado electroquímico y microbiológico del sistema.

La figura 44 muestra cómo la conductividad del medio, que está relacionada con la concentración de especies iónicas disueltas, disminuye más significativamente en el sistema con activación electroquímica. Inicialmente ambos sistemas comienzan con una conductividad de 8.229 mS/cm, pero en el sistema activado, esta desciende progresivamente hasta un valor de 3.17 ± 0.75 mS/cm al final del experimento. En contraste, en ausencia de estímulo eléctrico, la conductividad se mantiene relativamente más alta llegando a un valor de 6.1 ± 1.18 mS/cm al final del experimento. Esta reducción más pronunciada en la conductividad bajo activación sugiere un mayor consumo o transformación de especies iónicas, posiblemente asociadas a subproductos del colorante o a procesos redox inducidos electroquímicamente.

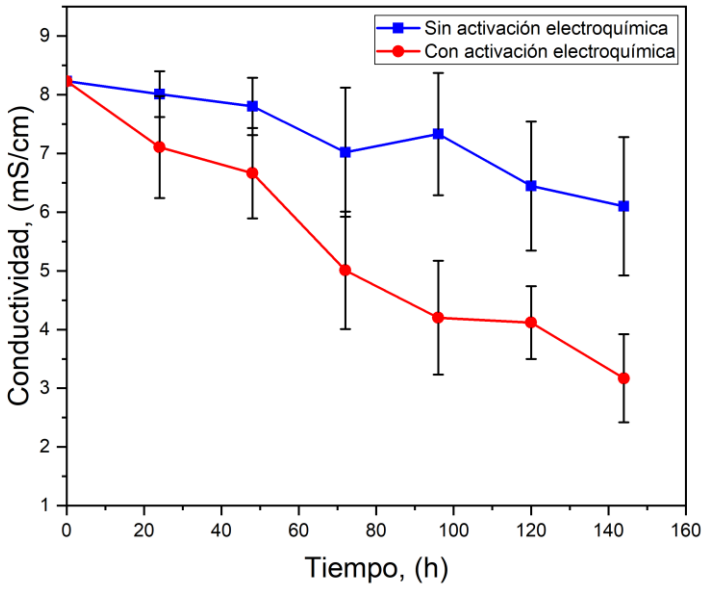


Figura 44. *Comportamiento de la conductividad para ambos experimentos en agua residual textil real.*

En la figura 45 se evidencia que la demanda química de oxígeno (DQO), parámetro que indica la cantidad de materia orgánica presente en el sistema, disminuye de manera más acelerada cuando se aplica activación electroquímica.

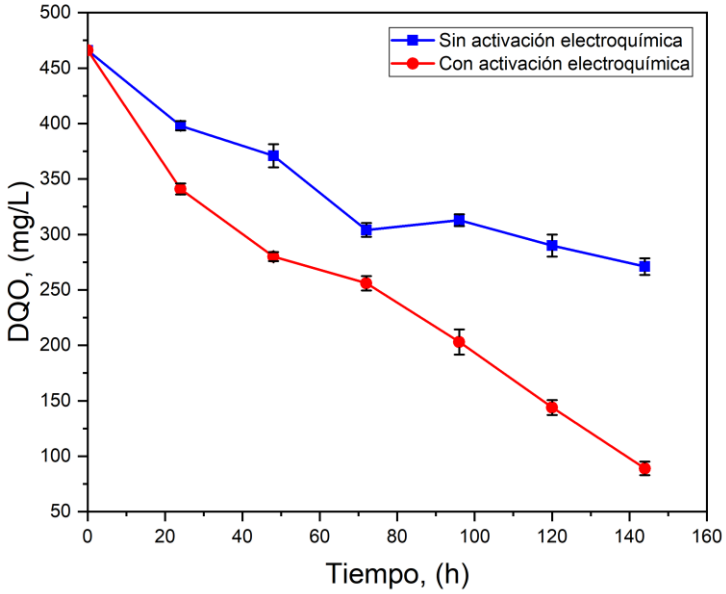


Figura 45. *Comportamiento de la DQO para cada experimento en agua residual textil real.*

Inicialmente ambas condiciones presentan valores similares (alrededor de 470 mg/L), pero a medida que avanza el tiempo, la DQO en el sistema con activación disminuye casi linealmente hasta alcanzar un valor de 89 ± 3.08 mg/L tras 144 horas. En cambio, sin activación, la DQO muestra una disminución más lenta, alcanzando un valor de 271 ± 4.43 mg/L. Esto sugiere que la activación electroquímica promueve una mayor actividad metabólica de los microorganismos anaerobios, posiblemente al mejorar el transporte de electrones y estimular rutas catabólicas específicas para la degradación del colorante.

4.8. Desmonte del reactor y evaluación del estado de los electrodos

Después de aproximadamente un año de operación del reactor bioelectroquímico tratando agua residual textil real, se procedió a desmontar el sistema con el objetivo de evaluar el estado físico de los electrodos tras la exposición prolongada a condiciones reales de operación. Este análisis es importante para correlacionar la degradación física de los electrodos con la distribución del campo eléctrico simulada previamente y con su ubicación en el reactor. En la Tabla 25 se muestran las imágenes de los electrodos.

Tabla 25. *Estado de los electrodos al término de las pruebas con agua residual textil real.*

Tipo de electrodo	Imagen
Ánodo 1	
Cátodo 1	
Ánodo 2	
Cátodo 2	

Estas imágenes se ajustan al modelo de distribución de campo eléctricos en el reactor ya que este mostraba mayores valores en el cátodo 2 y ánodo 2, siendo más uniforme en los electrodos superiores (ánodo1 y cátodo 1). Con el tiempo, la superficie activa de los electrodos se recubre de biopelículas gruesas, productos de corrosión o incrustaciones minerales, lo cual reduce la transferencia de electrones entre los microorganismos y la superficie metálica. Esto se traduce en menor eficiencia de remoción de contaminantes y mayor consumo energético por aumento de la resistencia del sistema. Con la observación de corrosión en el cátodo 2 y ánodo 2 se presume que, aunque la distribución del campo eléctrico en el rector fue a ese valor de corriente generalmente homogénea, la exposición prolongada puede influir en la integridad mecánica y la conductividad electroquímica de los electrodos, lo cual degrada el rendimiento del reactor. Por tanto, se recomienda un cambio de los electrodos cada 6 meses. Esta práctica preventiva permite mantener una distribución adecuada del campo eléctrico, evitar zonas muertas y prolongar la vida útil del sistema

4.9. Concordancia de los resultados obtenidos con las normativas ambientales

El cumplimiento de las normativas ambientales es fundamental para garantizar que los efluentes tratados cumplan con los criterios de calidad establecidos, minimizando el impacto ambiental. En ese sentido se analizó la eficiencia del proceso bioelectroquímico empleado para la degradación del colorante textil en agua residual real, comparando los resultados obtenidos con los límites máximos permisibles establecidos en la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021, que regula las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores nacionales. En la tabla 26 se presentan los valores máximos permisibles de esta norma y los resultados obtenidos en los experimentos con agua residual real, comparando los parámetros pH, temperatura, sólidos suspendidos totales y DQO.

Tabla 26. *Comparación de los resultados obtenidos con los límites máximos permisibles.*

Parámetros	Límites máximos permisibles		Valor real obtenido al término del experimento	
	Promedio diario	Valor instantáneo	Proceso biológico	Proceso bioelectroquímico
pH, (unidades de pH)	6-9	6-9	8.0 ± 1.55	6.45 ± 1.90
Temperatura, (°C)	35	35	25 ± 0.87	25.2 ± 0.65
Sólidos suspendidos totales, (mg/L)	200	250	311 ± 1.56	166 ± 2.98
Demanda química de oxígeno, (mg/L)	180	210	271 ± 4.43	89 ± 3.08

En el caso del pH, cuyo rango normativo oscila entre 6 y 9 unidades, ambos procesos cumplieron con la regulación, registrando valores de 8.0 ± 1.55 para el proceso biológico y 6.45 ± 1.90 para el proceso bioelectroquímico. En términos de temperatura, cuyo límite máximo es de 35 °C, los valores obtenidos fueron de 25 ± 0.87 °C para el tratamiento biológico y 25.2 ± 0.65 °C para el bioelectroquímico, evidenciando que ambos tratamientos mantuvieron condiciones térmicas adecuadas.

Sin embargo, diferencias significativas se observaron en los parámetros de sólidos suspendidos totales (SST) y demanda química de oxígeno (DQO). En el proceso biológico, la concentración de SST alcanzó los 311 ± 1.56 mg/L, superando el límite máximo permitido de 250 mg/L para valor instantáneo, mientras que el proceso bioelectroquímico logró una notable reducción a 166 ± 2.98 mg/L, cumpliendo con la norma. En cuanto a la DQO, el tratamiento biológico presentó un valor de 271 ± 4.43 mg/L, excediendo los límites normativos de 210 mg/L, mientras que el proceso bioelectroquímico alcanzó un valor de 89 ± 3.08 mg/L, demostrando una remoción eficiente de materia orgánica. Estos resultados evidencian que la aplicación del proceso bioelectroquímico mejora significativamente la eficiencia del tratamiento del agua residual, permitiendo que los parámetros críticos se mantengan dentro de los límites establecidos por la normativa ambiental, lo cual respalda su viabilidad como una alternativa avanzada para el tratamiento de efluentes industriales.

De igual manera se compararon los resultados obtenidos referentes al color, los cuales se reflejan en el coeficiente de absorción espectral en la tabla 27.

Tabla 27. *Comparación de los resultados obtenidos con los límites máximos permisibles del coeficiente de absorción espectral.*

Color verdadero		Valor real obtenido al término del experimento	
Longitud de onda, (nm)	Coeficiente de absorción espectral	Proceso biológico	Proceso bioelectroquímico
436	7.0 m^{-1}	235 ± 3.67m^{-1}	69 ± 1.98 m^{-1}
525	5.0 m^{-1}	297 ± 2.89 m^{-1}	47 ± 3.21 m^{-1}
620	3.0 m^{-1}	352 ± 1.56 m^{-1}	2.12 ± 2.66 m^{-1}

Al analizar el experimento donde no se estimuló eléctricamente a los microrganismos, estos coeficientes, al término de las pruebas fueron de 235 m^{-1}, 297 m^{-1} y 352 m^{-1}, evidenciando que este método no fue efectivo para reducir el color del efluente, probablemente debido a una baja degradación de los compuestos cromóforos. En cambio, el proceso bioelectroquímico mostró una reducción significativa de estos valores, alcanzando 69 ± 1.98 m^{-1}, 47 ± 3.21 m^{-1} y 2.12 ± 2.66 m^{-1}, lo que refleja una alta eficiencia en la degradación de los colorantes presentes. Cabe resaltar que, aunque el proceso donde hubo estímulo eléctrico alcanzó valores del coeficiente más bajos, solo en la región visible del espectro se llegó a cumplir con la normativa ambiental, evidenciando la casi total remoción de color, pero incompleta de mineralización. Estos valores indican un mejor desempeño del proceso bioelectroquímico para cumplir con los estándares de calidad visual del agua residual, respaldando su viabilidad como una alternativa avanzada para el tratamiento de efluentes industriales.

CAPÍTULO 5: CONCLUSIONES

1. El análisis microbiológico posterior a la operación del reactor bioelectroquímico indicó una mayor adaptación de bacterias Gram negativas a las condiciones de estimulación eléctrica, en comparación con las Gram positivas. Esta respuesta diferencial sugiere que la estimulación eléctrica no compromete la viabilidad microbiana, sino que puede seleccionarse un consorcio más eficiente para condiciones operativas prolongadas, lo cual es fundamental para el diseño de sistemas escalables y robustos.

2. Al evaluar la viabilidad y adaptación de microorganismos en el reactor se comprobó que, pasado la activación electroquímica, no sufrieron daños biológicos algunos, por la presencia de estos en los cultivos.

3. La simulación computacional de la distribución de campo eléctrico reveló que la aplicación de corrientes bajas (<0.1 A) genera una distribución homogénea, mientras que corrientes altas (1 A) inducen sobreestimulación localizada y zonas muertas. Este resultado permite establecer rangos operativos óptimos para futuras aplicaciones y escalamiento del sistema, ya que la uniformidad del estímulo eléctrico es crucial para una eficiencia sostenida en reactores de mayor volumen.

4. La aplicación de una densidad de corriente de 0.650 mA/cm² en condiciones de flujo continuo y recirculación permitió alcanzar una remoción del 99.3 % del colorante Marino Novacron en agua residual real, superando ampliamente al sistema sin estimulación eléctrica (55.12 %). En pruebas en un solo paso, la remoción fue del 48.33 % con estimulación eléctrica frente a solo 11.85 % en el proceso biológico, lo que demuestra que el proceso bioelectroquímico es altamente eficiente y adaptable a diferentes condiciones hidráulicas, siendo un candidato viable para su escalado.

5. Se logró una disminución significativa de los parámetros DQO, y conductividad cuando se estimuló el sistema electroquímicamente, con valores de 89 mg/L y 3.17 mS/cm respectivamente, los cuales se ajustan a las normativas ambientales frente a valores que excedieron las normativas cuando no estimuló el sistema. El cálculo del coeficiente de absorción espectral en cada caso al término de los experimentos señaló valores de 69 m^{-1}, 47 m^{-1} y 2.12 m^{-1} cuando se aplicó corriente, en contraste con los 235 m^{-1}, 297 m^{-1} y 352 m^{-1} obtenidos sin estimulación eléctrica, lo que

evidencia su alta eficiencia en la degradación de colorantes. Aunque la normativa solo se cumplió en el caso de la estimulación eléctrica en la región visible del espectro (620 nm), estos resultados demuestran una casi total remoción del color y posicionan al sistema bioelectroquímico como una alternativa viable y avanzada para mejorar la calidad visual del agua residual industrial.

6. Este proyecto contribuye directamente al Objetivo de Desarrollo Sostenible 6 al mejorar la calidad del agua mediante la remoción eficiente de contaminantes textiles, reducciones significativas en DQO y conductividad, cumpliendo con normas ambientales y permitiendo la posible reutilización del agua tratada. Asimismo, se alinea con el ODS 9 al proponer una tecnología innovadora, sostenible y escalable basada en sistemas bioelectroquímicos, que puede integrarse a la infraestructura industrial existente, promoviendo procesos más limpios, eficientes y respetuosos con el medio ambiente. Aunque el análisis detallado de subproductos intermedios y la optimización del consumo energético siguen siendo áreas críticas para el escalamiento industrial, se confirmó que un reactor de flujo ascendente con dos módulos de reacción es adecuado para tratar volúmenes de agua reales.

RECOMENDACIONES Y PERSPECTIVAS FUTURAS

Para robustecer el desempeño y ampliar la aplicabilidad del sistema bioelectroquímico desarrollado en este estudio, se recomienda que investigaciones futuras se enfoquen en el análisis detallado de los subproductos generados durante la degradación del colorante Marino Novacron, utilizando técnicas avanzadas como la cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas (GC-MS) y la cromatografía líquida de alta resolución (HPLC), con el fin de evaluar la mineralización del contaminante y la posible formación de compuestos intermedios tóxicos. Asimismo, resulta fundamental llevar a cabo pruebas de operación continua a largo plazo (superiores a seis meses) bajo condiciones reales, para evaluar la estabilidad de la biopelícula y la durabilidad de los electrodos frente a procesos de envejecimiento, ensuciamiento o pérdida de actividad catalítica.

Se sugiere, además, el desarrollo de un modelo multifísico acoplado que integre dinámica de fluidos, transferencia de masa y cinética bioelectroquímica, lo cual permitiría optimizar el diseño del reactor y predecir su comportamiento en diferentes escenarios operativos. En cuanto a la escalabilidad del sistema, se propone diseñar y evaluar un reactor a escala piloto (volumen > 100 L), considerando su integración con fuentes de energía renovable como la solar, con miras a desarrollar una tecnología de tratamiento de aguas residuales textil sostenible, energéticamente eficiente y adaptable a condiciones industriales. Por otro lado, se recomienda optimizar el tiempo de residencia hidráulico (TRH) mediante la incorporación de bombas con caudal regulable, lo que permitiría controlar la velocidad de alimentación al sistema y mejorar la eficiencia de remoción en una sola etapa de tratamiento. Finalmente, se sugiere explorar configuraciones modulares en batería de reactores, lo cual permitiría el tratamiento de mayores volúmenes, facilitaría el mantenimiento del sistema y ofrecería flexibilidad operativa sin comprometer la eficiencia global del proceso.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Ajaz, M., Shakeel, S. y Rehman, A. (2019). Uso de microorganismos para la degradación de colorantes azoicos: una estrategia para la biorremediación de colorantes. Microbiología internacional, 23 (2), 149–159. https://doi.org/10.1007/s10123-019-00103-2
2. Benkhaya, S., M'rabet, S., Lgaz, H., El Bachiri, A. y El Harfi, A. (2021). Colorantes: clasificación, contaminación y efectos ambientales. Biodegradación de colorantes, mecanismos y técnicas, 1–50. https://doi.org/10.1007/978-981-16-5932-4_1
3. Peña-Hueso A., Esparza A. y Colorado-Peralta R. (2007). La química del color. Revista CINVESTAV 26 (3), 46-57.
4. Hunger K. (2003). Industrial dyes: Chemistry, properties, aplications. Organic process research and development 8 (2), 296–297. https://doi.org/10.1021/ja0335418
5. Husain, Q. (2006). Posibles aplicaciones de las enzimas oxidorreductoras en la decoloración y desintoxicación de tintes textiles y otros tintes sintéticos del agua contaminada: una revisión. Critical Reviews in Biotechnology, 26(4), 201–221. https://doi.org/10.1080/07388550600969936
6. Gupta, VK y Suhas. (2009). Aplicación de absorbentes de bajo costo para la eliminación de colorantes: una revisión. Journal of Environmental Management, 90 (8), 2313-2342. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.11.017
7. Salem, S., Fouda, A., Mohamed, A., El-Gamal, M. y Talat, M. (2019). Decoloración biológica de colorantes azoicos de efluentes de aguas residuales textiles por Aspergillus niger. Revista egipcia de química, 62 (10), 1799-1813. https://doi.org/10.21608/ejchem.2019.11720.1747
8. Weisburger J.H. (2002). Comentarios sobre la historia y la importancia de las aminas aromáticas y heterocíclicas en la salud pública. Investigación sobre mutaciones/Mecanismos moleculares y fundamentales de la mutagénesis, 506-507 (1-2), 9-20. https://doi.org/10.1016/s0027-5107(02)00147-1
9. Sundararaman, S., Senthil Kumar, P., Deivasigamani, P., Jagadeesan, A. K., Devaerakkam, M., Al-Hashimi, A., & Choi, D. (2021). Assessing the plant phytoremediation efficacy for azolla filiculoides in the treatment of textile

effluent and redemption of congo red dye onto azolla biomass. sustainability, 13 (17), 9588. https://doi.org/10.3390/su13179588

10. Supaka, N., Juntongjin, K., Damronglerd, S., Delia, M., y strehaiano, P. (2004). Microbial decolorization of reactive azo dyes in a sequential anaerobic–aerobic system. Chemical Engineering Journal, 99 (2), 169-176. https://doi.org/10.1016/j.cej.2003.09.010
11. Rivas F. J., Beltrán F. J., Gimeno O. y Acedo B. (2001). Wet Air Oxidation of wastewater from olive oil mills. Chemical engineering technology 24 (4), 415-421.https://doi.org/10.1002/15214125(200104)24:4<415::aidceat415>3.0.co;2-c
12. García-Montaño J. (2007). Combination of Advanced Oxidation Processes and biological treatments for commercial reactive azo dyes removal. Tesis Doctoral. Departamento de Química. Universidad Autónoma de Barcelona, 262 pp.
13. Wang X., Chen S., Gu X. y Wang K. (2009). Estudio piloto sobre el tratamiento avanzado de lixiviados de vertederos mediante un proceso combinado de coagulación, oxidación Fenton y filtración biológica aireada. Waste management 29 (4), 1354-1358. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.10.006
14. Lapertot, M., Ebrahimi, S., Dazio, S., Rubinelli, A. y Pulgarin, C. (2007). Foto-Fenton y proceso biológico integrado para la degradación de una mezcla de pesticidas. Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry, 186(1), 34-40. https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2006.07.009
15. Khan, SH, y Yadav, VK (2020). Procesos de oxidación avanzada para la remediación de aguas residuales: Panorama general. Eliminación de contaminantes emergentes mediante procesos microbianos, 71–93. https://doi.org/10.1007/978-981-15-5901-3_4
16. Ramos Pérez, GL, Gentil Calderón, JS, y González Forero, R. (2020). Plantas piloto de tratamiento de agua potable y agua residual. https://doi.org/10.19052/9789585148451
17. van der Zee, FP, y Villaverde, S. (2005). Tratamiento combinado anaeróbico-aeróbico de colorantes azoicos: Breve revisión de estudios en biorreactores. Water Research, 39(8), 1425–1440. https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.03.007

18. Vilaseca Vallvé, MM (sf). Eliminación del color de las aguas residuales procedentes de la tintura con colorantes reactivos. https://doi.org/10.5821/dissertation-2117-95783
19. Rai, HS, Bhattacharyya, MS, Singh, J., Bansal, TK, Vats, P. y Banerjee, UC (2005). Eliminación de colorantes de efluentes de la industria textil y de fabricación de colorantes: Una revisión de técnicas emergentes con referencia al tratamiento biológico. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 35(3), 219–238. https://doi.org/10.1080/10643380590917932
20. Wang, Z. y He, Z. (2020). Desmitificando términos para comprender los sistemas bioelectroquímicos hacia el tratamiento sostenible de aguas residuales. Current Opinion in Electrochemistry, 19, 14-19. https://doi.org/10.1016/j.coelec.2019.09.001
21. Cercado Quezada, Bibiana. Análisis de los factores que inciden en la producción de biohidrógeno en celdas de electrólisis microbianas. Revista de Tecnología e Innovación, septiembre 2016, Vol.3 No.8, 21-34.
22. Gil-Carrera, L., Escapa, A., Mehta, P., Santoyo, G., Guiot, SR, Morán, A. y Tartakovsky, B. (2013). Ampliación de escala de celdas de electrólisis microbiana para el tratamiento combinado de aguas residuales y la producción de hidrógeno. Bioresource Technology, 130, 584–591. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.12.062
23. Escapa, A., Mateos, R., Martínez, E.J., y Blanes, J. (2016). Celdas de electrólisis microbiana: Una tecnología emergente para el tratamiento de aguas residuales y la recuperación de energía. Del laboratorio a la planta piloto y más allá. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 55, 942–956. https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.11.029
24. Varjani, S. (2022). Revisión prospectiva de sistemas bioelectroquímicos para el tratamiento de aguas residuales: Logros, obstáculos y papel en un entorno sostenible. Science of The Total Environment, 841, 156691. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156691
25. Martínez González, Eduardo. (2011). Bio-electro degradación de colorantes azo en reactor en continuo. Tesis de licenciatura en Ingeniería Química, Instituto Tecnológico de Oaxaca.
26. Castellanos Espinoza, Raúl. (2018). Evaluación y caracterización operacional de un reactor bioelectroquímico para la degradación de contaminantes

complejos en agua. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental (PICYT), CIDETEQ.

27. Laurent, A., Wathelet, V., Bouhy, M., Jacquemin, D. y Perpète, E. (2010). Simulación de la percepción de colores de colorantes orgánicos. Física Chimie. https://doi.org/10.51257/a-v1-af6810
28. Azzopardi, E.A., Owens, S.E., Murison, M., Rees, D., Anne Sawhney, M., Francis, LW, Sofia Rodrigues Teixeira, R., Clement, M., Steven Conlan, R. y Whitaker, IS (2017). Cromóforos en cirugía operatoria: práctica actual y desarrollo racionalizado. Journal of Controlled Release, 249, 123-130. https://doi.org/10.1016/j.jconrel.2016.12.044
29. Soto, M.M. (2013). Síntesis de diésteres simétricos a base de líquidos iónicos para la posible remoción de colorantes Azo, Tesis de maestría. Centro de Investigación e Innovación Tenológica, Instituto Politécnico Nacional.
30. Benkhaya, S., M'rabet, S. y El Harfi, A. (2020). Una revisión sobre clasificaciones, síntesis reciente y aplicaciones de tintes textiles. Inorganic Chemistry Communications, 115, 107891.
31. Sahu, A., y Poler, J.C. (2024). Eliminación y degradación de colorantes de aguas residuales de la industria textil: evaluación comparativa de los últimos avances, evaluación de la toxicidad y análisis de costes de los procesos de tratamiento. Journal of Environmental Chemical Engineering, 12 (5), 113754. https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.113754
32. Jamee, R. y Siddique, R. (2019). Biodegradación de tintes sintéticos de efluentes textiles por microorganismos: un enfoque ambiental y económicamente sostenible. Revista Europea de Microbiología e Inmunología, 9(4), 114-118. https://doi.org/10.1556/1886.2019.00018
33. Castillo, J.N. (2015). Remoción de Colorantes Tipo Azo Usando Líquidos Iónicos, Tesis de maestría, Centro de Investigación e Innovación Tecnológica, Instituto Politécnico Nacional.
34. Ananthashankar, A.G. (2013). Producción, caracterización y tratamiento de efluentes textiles: una revisión crítica. Journal of Chemical Engineering & Process Technology, 5 (1). https://doi.org/10.4172/2157-7048.1000182
35. Jianguo, D., y Solangi, YA (2023). Sostenibilidad en la industria textil de Pakistán: análisis de barreras y estrategias para la implementación de la gestión ecológica de la cadena de suministro. Environmental Science and

Pollution Research, 30(20), 58109–58127. https://doi.org/10.1007/s11356-023-26687-x

36. Zaruma, P.E., Proal, J.B., Hernández, I.C. y Salas, H.I. (2018). Los colorantes textiles industriales y tratamientos óptimos de sus efluentes de agua residual: Una breve revision. Revista de la Facultad de Ciencias Químicas 1 (1), 38-47.
37. Albahnasawi, A., Agir, H., Cicerali, M. F., Özdoğan, N., Gurbulak, E., Yildirim, M y Yuksel, E. (2023). Performance of aerobic sequential batch reactor in the treatment of textile wastewaters. International Journal of Environmental Science and Technology, 20(1), 791-800. https://doi.org/10.1007/s13762-022-04014-0
38. Haque, Md. M., Haque, Md. A., Mosharaf, MK, y Marcus, PK (2021). Decoloración, degradación y desintoxicación del colorante azoico sulfonado cancerígeno naranja de metilo mediante consorcios de biopelículas recientemente desarrollados. Revista Saudí de Ciencias Biológicas, 28(1), 793–804. https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2020.11.012
39. Pinheiro, L. R. S., Gradíssimo, D. G., Xavier, L. P., & Santos, A. V. (2022). Degradation of azo dyes: bacterial potential for bioremediation. Sustainability, 14 (3), 1510. https://doi.org/10.3390/su14031510
40. Al-Tohamy, R., Ali, SS, Li, F., Okasha, KM, Mahmoud, YAG, Elsamahy, T., ... y Sun, J. (2022). Una revisión crítica sobre el tratamiento de aguas residuales que contienen colorantes: preocupaciones ecotoxicológicas y de salud de los colorantes textiles y posibles enfoques de remediación para la seguridad ambiental. Ecotoxicología y seguridad ambiental, 231, 113160. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.113160
41. Chen, S., Zhu, L., Sun, L., Huang, Q., Zhang, Y., Li, X., ... y Wang, L. (2023). Una revisión sistemática del desempeño ambiental del ciclo de vida de los productos textiles de algodón. Science of The Total Environment, 883, 163659. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163659
42. Halepoto, H., Gong, T. y Memon, H. (2022). Estado actual y tendencias de investigación de los tratamientos de aguas residuales textiles: un estudio basado en bibliometría. Frontiers in Environmental Science, 10, 1042256. https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1042256
43. Guo, G., Hao, J., Tian, F., Liu, C., Ding, K., Zhang, C., Yang, F. y Xu, J. (2020). Decoloración de Metanil Yellow G por un consorcio de bacterias alcalitermófilas

halófilas. Tecnología de biorrecursos, 316, 123923. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123923

44. Meyer, U. (1981). Biodegradation of synthetic organic colorants, Microbial degradation of xenobiotics and recalcitrant compounds. Simposio FEMS 12, Academic Press, Londres, 371-385.
45. Pagga, U., y Brown, D. (1986). La degradación de colorantes: Parte II Comportamiento de colorantes en pruebas de biodegradación aeróbica. Chemosphere, 15(4), 479–491. https://doi.org/10.1016/0045-6535(86)90542-4
46. Abo-Elela, S.I., El-Gohary, F.A., Ali, H. y Wahaab, A. (1988). Estudios de tratabilidad de aguas residuales textiles. Environmental Technology Letters, 9 (2), 101–108. https://doi.org/10.1080/09593338809384546
47. Groff, K. y Kim, B. (1989). Textile wastes, Journal Water. Pollution. Control Federation., 61(6), 872-876.
48. Shaul, G.M., Holdsworth, T.J., Dempsey, C.R. y Dostal, K.A. (1991). Destino de los colorantes azoicos solubles en agua en el proceso de lodos activados. Chemosphere, 22 (1–2), 107–119. https://doi.org/10.1016/0045-6535(91)90269-j
49. Prakash, S., Kumar, A., Nath, D., Prakash, B. y Shyam, G. (1994). Evaluación del efecto de la toxicidad de un tinte textil en Nostoc muscorum ISU, una cianobacteria diazotrófica. Environmental Pollution, 84 (1), 23-25. https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)90066-3
50. Weber, E.J. y Adams, R.L. (1995). Reducción mediada por sustancias químicas y sedimentarias del colorante azoico azul 79. Environmental Science and Technology, 29 (5), 1163 -1170. https://doi.org/10.1021/es00005a005
51. Seshadri, S., Bishop, P.L. y Agha, A.M. (1994). Tratamiento anaeróbico/aeróbico de colorantes azoicos seleccionados en aguas residuales. Waste Management, 14 (2), 127-137. https://doi.org/10.1016/0956-053x(94)90005-1
52. Kalyuzhnyi, S., Sklyar, V., Mosolova, T., Kucherenko, I., Russkova, J. a., y Degtyaryova, N. (2000). Biodegradación metanogénica de aminas aromáticas. Water Science and Technology, 42 (5–6), 363–370. https://doi.org/10.2166/wst.2000.0536
53. Willmott, N., Guthrie, J. y Nelson, G. (1998). El enfoque biotecnológico para la eliminación del color de los efluentes textiles. Journal of the Society of Dyers

and Colourists, 114 (2), 38-41. Portico. https://doi.org/10.1111/j.1478-4408.1998.tb01943.x

54. Nigam, P., Armour, G., Banat, IM, Singh, D. y Marchant, R. (2000). Eliminación física de colorantes textiles de efluentes y fermentación en estado sólido de residuos agrícolas adsorbidos por colorantes. Bioresource Technology, 72 (3), 219–226. https://doi.org/10.1016/s0960-8524(99)00123-6
55. Churchley, J.H. (1994). Eliminación del colorante de tinte de los efluentes de aguas residuales: uso de una planta de ozono a gran escala. Water Science and Technology, 30 (3), 275–284. https://doi.org/10.2166/wst.1994.0120
56. Zhang, T.C., Fu, Y.C., Bishop, P.L., Kupferle, M., FitzGerald, S., Jiang, H.H. y Harmer, C. (1995). Transporte y biodegradación de compuestos orgánicos tóxicos en biopelículas. Journal of Hazardous Materials, 41 (2–3), 267–285. https://doi.org/10.1016/0304-3894(94)00118-z
57. Rajaguru, P., Kalaiselvi, K., Palanivel, M. y Subburam, V. (2000). Biodegradación de colorantes azoicos en un sistema anaeróbico-aeróbico secuencial. Applied Microbiology and Biotechnology, 54 (2), 268–273. https://doi.org/10.1007/s002530000322
58. López, M. (2015). Estudio del proceso de degradación electroquímica de colorantes tipo ftalocianina en matrices acuosas contaminadas con azul lanasol 8G. Tesis de maestría. Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica.
59. Sahu, A., y Poler, JC (2024). Eliminación y degradación de colorantes de aguas residuales de la industria textil: Análisis comparativo de avances recientes, evaluación de toxicidad y análisis de costes de los procesos de tratamiento. Journal of Environmental Chemical Engineering, 12(5), 113754. https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.113754
60. Ihsanullah, I., Jamal, A., Ilyas, M., Zubair, M., Khan, G., & Atieh, M. A. (2020). Bioremediation of dyes: Current status and prospects. Journal of Water Process Engineering, 38, 101680. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101680
61. Yogalakshmi, KN, Das, A., Rani, G., Jaswal, V. y Randhawa, JS (2019). Nanobiorremediación: Una tecnología innovadora para el tratamiento de tintes en efluentes textiles. Biorremediación de residuos industriales para la seguridad ambiental, 313–347. https://doi.org/10.1007/978-981-13-1891-7_15
62. Fazal, T., Mushtaq, A., Rehman, F., Ullah Khan, A., Rashid, N., Farooq, W., Rehman, MSU y Xu, J. (2018). Biorremediación de aguas residuales textiles y

producción sucesiva de biodiésel mediante microalgas. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 82, 3107–3126. https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.10.029

63. Khandegar, V. y Saroha, AK (2013). Electrocoagulación para el tratamiento de efluentes de la industria textil: una revisión. Journal of Environmental Management, 128, 949–963. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.06.043
64. Bisschops, I., y Spanjers, H. (2003). Revisión bibliográfica sobre la caracterización de aguas residuales textiles. Environmental Technology, 24(11), 1399–1411. https://doi.org/10.1080/09593330309385684
65. Yaseen, DA y Scholz, M. (2018). Características de las aguas residuales de tintes textiles y componentes de efluentes sintéticos: una revisión crítica. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología Ambiental, 16(2), 1193–1226. https://doi.org/10.1007/s13762-018-2130-z
66. Padhiyar, H., Thanki, A., Kumar Singh, N., Pandey, S., Yadav, M. y Chand Yadav, T. (2020). Investigaciones paramétricas y cinéticas en corrientes de efluentes textiles segregados y mixtos utilizando polvos de semillas de Moringa oleifera de diferentes tamaños. Journal of Water Process Engineering, 34, 101159. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101159
67. Padhiyar, H., Thanki, A., Singh, NK, Pandey, S., Yadav, M. y Yadav, T.C. (2020). Investigaciones paramétricas y cinéticas sobre corrientes de efluentes textiles segregados y mixtos utilizando polvos de semillas de Moringa oleifera de diferentes tamaños. Journal of Water Process Engineering, 34, 101159. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101159
68. Lellis, B., Fávaro-Polonio, C.Z., Pamphile, J.A., y Polonio, J.C. (2019). Efectos de los colorantes textiles sobre la salud y el medio ambiente y potencial de biorremediación de organismos vivos. Investigación e Innovación en Biotecnología, 3 (2), 275-290. https://doi.org/10.1016/j.biori.2019.09.001
69. Pinheiro, HM, Touraud, E. y Thomas, O. (2004). Aminas aromáticas derivadas de la reducción de colorantes azoicos: revisión del estado actual, con énfasis en la detección espectrofotométrica UV directa en aguas residuales de la industria textil. Colorantes y Pigmentos, 61(2), 121–139. https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2003.10.009
70. Bhardwaj, D. y Bharadvaja, N. (2021). Ficorremediación de efluentes con colorantes y sus perspectivas para productos de valor añadido: Una revisión

de oportunidades. Journal of Water Process Engineering, 41, 102080. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102080

71. Kumar, L. y Bharadvaja, N. (2020). Microorganismos: Una fuente de remediación para la contaminación por tintes. Eliminación de contaminantes tóxicos mediante tratamiento microbiológico y terciario, 309–333. https://doi.org/10.1016/b978-0-12-821014-7.00012-5
72. Goswami, D., Mukherjee, J., Mondal, C. y Bhunia, B. (2024). Biorremediación de colorantes azoicos: Una revisión de estrategias, evaluación de toxicidad, mecanismos, obstáculos y perspectivas. Science of The Total Environment, 954, 176426. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176426
73. Dos Santos, AB, Cervantes, FJ, y van Lier, JB (2003). Reducción de colorantes azoicos mediante lodos granulares anaeróbicos termófilos y el impacto del mediador redox antraquinona-2,6-disulfonato (AQDS) en la transformación bioquímica reductiva. Microbiología Aplicada y Biotecnología, 64(1), 62–69. https://doi.org/10.1007/s00253-003-1428-y
74. Vikrant, K., Giri, B. S., Raza, N., Roy, K., Kim, K. H., Rai, B. N., & Singh, R. S. (2018). Recent advancements in bioremediation of dye: current status and challenges. Bioresource technology, 253, 355-367. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.01.029
75. Karcher, S., Kornmüller, A. y Jekel, M. (2002). Resinas de intercambio aniónico para la eliminación de colorantes reactivos en aguas residuales textiles. Water Research, 36(19), 4717–4724. https://doi.org/10.1016/s0043-1354(02)00195-1
76. Asmaly, HA, Ihsanullah, Abussaud, B., Saleh, TA, Laoui, T., Gupta, V.K. y Atieh, MA (2016). Adsorción de fenol en cenizas volantes impregnadas con óxido de aluminio. Desalación y Tratamiento de Aguas, 57(15), 6801–6808. https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1010238
77. Ali, I., Burakova, I., Galunin, E., Burakov, A., Mkrtchyan, E., Melezhik, A., Kurnosov, D., Tkachev, A. y Grachev, V. (2019). Eliminación de alta velocidad y capacidad de naranja de metilo y verde malaquita en agua utilizando carbono mesoporos de nuevo desarrollo: Estudios cinéticos e isotérmicos. ACS Omega, 4(21), 19293–19306. https://doi.org/10.1021/acsomega.9b02669
78. Khalid, A., Zubair, M., e Ihsanullah. (2017). Estudio comparativo sobre la adsorción del colorante negro de eriocromo T en solución acuosa sobre

grafeno y grafeno modificado con ácido. Revista Árabe de Ciencia e Ingeniería, 43(5), 2167–2179. https://doi.org/10.1007/s13369-017-2543-x

79. Pearce, C. (2003). Eliminación de color de aguas residuales textiles mediante células bacterianas completas: una revisión. Tintes y Pigmentos, 58(3), 179–196. https://doi.org/10.1016/s0143-7208(03)00064-0
80. Arslan, I. (2001). Tratabilidad de un baño de tintura disperso simulado mediante coagulación de hierro ferroso, ozonización y ozonización catalizada por hierro ferroso. Journal of Hazardous Materials, 85(3), 229–241. https://doi.org/10.1016/s0304-3894(01)00232-1
81. Oguz, E., Keskinler, B. y Celik, Z. (2005). Ozonización del colorante acuoso Bomaplex Red CR-L en un reactor semicontinuo. Colorantes y Pigmentos, 64(2), 101–108. https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2004.04.009
82. Pachhade, K., Sandhya, S. y Swaminathan, K. (2009). Ozonización del colorante reactivo Procion rojo MX-5B catalizada por iones metálicos. Journal of Hazardous Materials, 167(1–3), 313–318. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.12.126
83. Kim, T.-H., Park, C., Shin, E.-B. y Kim, S. (2002). Decoloración de colorantes dispersos y reactivos mediante electrocoagulación continua. Desalination, 150(2), 165-175. https://doi.org/10.1016/s0011-9164(02)00941-4
84. Daneshvar, N., Oladegaragoze, A., y Djafarzadeh, N. (2006). Decoloración de soluciones de colorantes básicos mediante electrocoagulación: Una investigación del efecto de los parámetros operativos. Journal of Hazardous Materials, 129(1–3), 116–122. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.08.033
85. Chafi, M., Gourich, B., Essadki, AH, Vial, C. y Fabregat, A. (2011). Comparación de la electrocoagulación con electrodos de hierro y aluminio con la coagulación química para la eliminación de un colorante ácido altamente soluble. Desalination, 281, 285–292. https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.08.004
86. El-Gohary, F. y Tawfik, A. (2009). Decoloración y reducción de la DQO en aguas residuales con colorantes dispersos y reactivos mediante coagulación química seguida de un proceso de reactor discontinuo secuencial (SBR). Desalination, 249(3), 1159–1164. https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.05.010
87. Chacón, JM, Teresa Leal, Ma., Sánchez, M. y Bandala, ER (2006). Degradación fotocatalítica solar de colorantes azoicos mediante el proceso

foto-Fenton. Tintes y pigmentos, 69(3), 144-150. https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2005.01.020

88. Liu, R., Chiu, HM, Shiau, C.-S., Yeh, RY-L. y Hung, Y.-T. (2007). Degradación y producción de lodos de tintes textiles mediante procesos Fenton y foto-Fenton. Tintes y Pigmentos, 73(1), 1–6. https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2005.10.002
89. Tekbaş, M., Yatmaz, HC y Bektaş, N. (2008). Oxidación heterogénea foto-Fenton de soluciones de colorantes azoicos reactivos utilizando zeolita con intercambio de hierro como catalizador. Materiales Microporosos y Mesoporosos, 115(3), 594–602. https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2008.03.001
90. Metcalf & Eddy. (2003) Wastewater Engineering. Treatment and Reuse. Cuarta edición. Editorial McGraw-Hill. pp. 720-733
91. Peralta-Hernández, JM, Meas-Vong, Y., Rodríguez, FJ, Chapman, TW, Maldonado, MI, y Godínez, LA (2008). Comparación de procesos basados en peróxido de hidrógeno para el tratamiento de aguas residuales con colorantes: Decoloración y destrucción del colorante azoico Naranja II en solución diluida. Colorantes y Pigmentos, 76(3), 656–662. https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2007.01.001
92. Behnajady, MA, Modirshahla, N., y Shokri, M. (2004). Fotodestrucción de naranja ácido 7 (AO7) en soluciones acuosas mediante UV/H_2O_2: influencia de los parámetros operativos. Chemosphere, 55(1), 129–134. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.10.054
93. Bhatia, D., Sharma, NR, Singh, J. y Kanwar, RS (2017). Métodos biológicos para la eliminación de tintes textiles en aguas residuales: Una revisión. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 47(19), 1836–1876. https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1393263
94. Singh, A., Pal, DB, Mohammad, A., Alhazmi, A., Haque, S., Yoon, T., Srivastava, N. y Gupta, V.K. (2022). Tecnologías de remediación biológica para tintes y metales pesados en el tratamiento de aguas residuales: Nueva perspectiva. Bioresource Technology, 343, 126154. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126154
95. Kaushal, J., Mahajan, P. y Kaur, N. (2021). Una revisión sobre la aplicación de técnicas de fitorremediación para la erradicación de tintes sintéticos mediante

el uso de plantas ornamentales. Environmental Science and Pollution Research, 28(48), 67970–67989. https://doi.org/10.1007/s11356-021-16672-7

96. Akhtar, ABT, Yasar, A., Ali, R., e Irfan, R. (2017). Fitorremediación con macrófitos acuáticos. Fitorremediación, 259–276. https://doi.org/10.1007/978-3-319-52381-1_8
97. Khandare, RV y Govindwar, SP (2015). Fitorremediación de tintes y efluentes textiles: Situación actual y perspectivas futuras. Biotechnology Advances, 33(8), 1697–1714. https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2015.09.003
98. Sirés, I., Brillas, E., Oturan, MA, Rodrigo, MA, y Panizza, M. (2014). Procesos electroquímicos de oxidación avanzada: hoy y mañana. Una revisión. Environmental Science and Pollution Research, 21(14), 8336–8367. https://doi.org/10.1007/s11356-014-2783-1
99. Olvera-Vargas, H., Cocerva, T., Oturan, N., Buisson, D. y Oturan, MA (2016). Bioelectro-Fenton: Un proceso integrado sostenible para la eliminación de contaminantes orgánicos del agua: Aplicación a la mineralización de metoprolol. Journal of Hazardous Materials, 319, 13-23. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.12.010
100. Olvera-Vargas, H., Oturan, N., Buisson, D. y Oturan, MA (2016). Un proceso acoplado de bio-EF para la mineralización de los fármacos furosemida y ranitidina: Evaluación de viabilidad. Chemosphere, 155, 606–613. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.04.091
101. Trellu, C., Ganzenko, O., Papirio, S., Pechaud, Y., Oturan, N., Huguenot, D., van Hullebusch, ED, Esposito, G. y Oturan, MA (2016). Combinación de oxidación anódica y tratamiento biológico para la eliminación de fenantreno y Tween 80 de la solución de lavado de suelos. Chemical Engineering Journal, 306, 588–596. https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.07.108
102. Ganzenko, O., Trellu, C., Papirio, S., Oturan, N., Huguenot, D., van Hullebusch, ED, Esposito, G. y Oturan, MA (2017). Bioelectro-Fenton: evaluación de un tratamiento combinado de oxidación biológica y avanzada para aguas residuales farmacéuticas. Environmental Science and Pollution Research, 25(21), 20283–20292. https://doi.org/10.1007/s11356-017-8450-6
103. Mousset, E., Trellu, C., Olvera-Vargas, H., Pechaud, Y., Fourcade, F. y Oturan, MA (2021). Tecnologías electroquímicas acopladas a tratamientos biológicos. Current Opinion in Electrochemistry, 26, 100668. https://doi.org/10.1016/j.coelec.2020.100668

104. Liu, S., Song, H., Wei, S., Liu, Q., Li, X. y Qian, X. (2015). Efecto de la estimulación eléctrica directa en la decoloración y degradación del colorante azoico reactivo rojo brillante X-3B en reactores de biopelícula-electrodo. Biochemical Engineering Journal, 93, 294–302. https://doi.org/10.1016/j.bej.2014.11.002
105. Yang, H.-Y., He, C.-S., Li, L., Zhang, J., Shen, J.-Y., Mu, Y., y Yu, H.-Q. (2016). Proceso y cinética de la decoloración de colorantes azoicos en sistemas bioelectroquímicos: efecto de varios factores clave. Scientific Reports, 6(1). https://doi.org/10.1038/srep27243
106. Oon, Y.-S., Ong, S.-A., Ho, L.-N., Wong, Y.-S., Oon, Y.-L., Lehl, HK, Thung, W.-E. y Nordin, N. (2018). Revelación de los mecanismos sinérgicos de degradación de colorantes azoicos y generación de bioelectricidad en una celda de combustible microbiana. Chemical Engineering Journal, 344, 236–245. https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.03.060
107. Zhang, X., Huang, W., Wang, X., Gao, Y. y Lin, H. (2009). Viabilidad y ventajas del reactor de biopelícula-electrodo para la degradación de fenol. Journal of Environmental Sciences, 21(9), 1181–1185. https://doi.org/10.1016/s1001-0742(08)62401-8
108. Feng, Y., Long, Y., Wang, Z., Wang, X., Shi, N., Suo, N., Shi, Y. y Yu, Y. (2019). Rendimiento y comunidad microbiana de un reactor eléctrico de integración biológica (EBIR) para el tratamiento de aguas residuales que contienen ibuprofeno. Tecnología de recursos biológicos, 274, 447–458. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.12.015
109. Tahir, K., Miran, W., Nawaz, M., Jang, J., Shahzad, A., Moztahida, M., Kim, B., Azam, M., Jeong, SE, Jeon, CO, Lim, S.-R. y Lee, DS (2019). Investigación del papel del potencial anódico en la biodegradación de la carbamazepina en sistemas bioelectroquímicos. Science of The Total Environment, 688, 56–64. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.219
110. Santoro, C., Arbizzani, C., Erable, B. y Ieropoulos, I. (2017). Celdas de combustible microbianas: De los fundamentos a las aplicaciones. Una revisión. Journal of Power Sources, 356, 225–244. https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2017.03.109
111. Yang, H.-Y., Liu, J., Wang, Y.-X., He, C.-S., Zhang, L.-S., Mu, Y. y Li, W.-H. (2019). Decoloración bioelectroquímica de un colorante diazo reactivo: Cinética, optimización con una metodología de superficie de respuesta y vía de

degradación propuesta. Bioelectrochemistry, 128, 9–16. https://doi.org/10.1016/j.bioelechem.2019.02.008

112. Yang, K., Ji, M., Liang, B., Zhao, Y., Zhai, S., Ma, Z. y Yang, Z. (2020). Degradación bioelectroquímica de compuestos monoaromáticos: Avances y desafíos actuales. Journal of Hazardous Materials, 398, 122892. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122892
113. Chandrasekhar, K., Kumar, G., Venkata Mohan, S., Pandey, A., Jeon, B.-H., Jang, M. y Kim, SH (2020). Electrorremediación microbiana (MER) de residuos peligrosos para la generación de energía sostenible y la recuperación de recursos. Tecnología e Innovación Ambiental, 19, 100997. https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100997
114. Yaqoob, AA, Khatoon, A., Mohd Setapar, SH, Umar, K., Parveen, T., Mohamad Ibrahim, M.N., Ahmad, A. y Rafatullah, M. (2020). Perspectivas sobre el papel de las pilas de combustible microbianas en la remediación de contaminantes ambientales con generación de electricidad. Catalysts, 10(8), 819. https://doi.org/10.3390/catal10080819
115. Mier, AA, Olvera-Vargas, H., Mejía-López, M., Longoria, A., Verea, L., Sebastian, PJ, y Arias, DM (2021). Una revisión de los avances recientes en materiales de electrodos para sistemas bioelectroquímicos emergentes: Desde ánodos con biopelícula hasta cátodos especializados. Chemosphere, 283, 131138. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131138
116. Sun, L., Mo, Y. y Zhang, L. (2022). Minirrevisión de sistemas bioelectroquímicos para el tratamiento de aguas residuales con colorantes azoicos: Estado del arte y perspectivas futuras. Chemosphere, 294, 133801. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133801
117. Khalid, A., Arshad, M. y Crowley, D. (2010). Bioaumento de colorantes azoicos. Biodegradación de colorantes azoicos, 1–37. https://doi.org/10.1007/698_2009_42
118. Das, S., Cherwoo, L. y Singh, R. (2023). Descifrando la degradación de tintes: Remediación microbiana de efluentes de la industria textil. Notas de Biotecnología, 4, 64–76. https://doi.org/10.1016/j.biotno.2023.10.001
119. Beretta, G., Mastorgio, AF, Pedrali, L., Saponaro, S. y Sezenna, E. (2019). Efectos de los campos eléctricos, magnéticos y electromagnéticos en microorganismos desde la perspectiva de la biorremediación. Reseñas en

Ciencias Ambientales y Biotecnología, 18(1), 29–75. https://doi.org/10.1007/s11157-018-09491-9

120. Thrash, JC, y Coates, JD (2008). Revisión: Estimulación eléctrica directa e indirecta del metabolismo microbiano. Environmental Science & Technology, 42(11), 3921–3931. https://doi.org/10.1021/es702668w
121. Velasco Álvarez, N. (2008). Efecto de un campo eléctrico en la degradación de hexadecano por Aspergillus niger en un soporte inerte. https://doi.org/10.24275/uami.6h440s769
122. Kandušer, M., y Miklavčič, D. (2008). Electroporación en células y tejidos biológicos: Una visión general. Electrotecnologías para la extracción de plantas alimenticias y biomateriales, 1–37. https://doi.org/10.1007/978-0-387-79374-0_1
123. Park, J.-C., Lee, MS, Lee, DH, Park, BJ, Han, D.-W., Uzawa, M. y Takatori, K. (2003). Inactivación de bacterias en agua de mar mediante corriente eléctrica de bajo amperaje. Microbiología Aplicada y Ambiental, 69(4), 2405–2408. https://doi.org/10.1128/aem.69.4.2405-2408.2003
124. Mezohegyi, G., Kolodkin, A., Castro, UI, Bengoa, C., Stuber, F., Font, J., Fabregat, A. y Fortuny, A. (2007). Decoloración anaeróbica efectiva del colorante azo naranja ácido 7 en un reactor continuo de lecho empacado de flujo ascendente utilizando un sistema de carbón activado biológico. Investigación en Química Industrial e Ingeniería, 46(21), 6788–6792. https://doi.org/10.1021/ie061692o
125. González-Gutiérrez, LV, González-Alatorre, G., y Escamilla-Silva, EM (2008). Vías propuestas para la reducción de un colorante azoico reactivo en un reactor anaerobio de lecho fijo. Revista Mundial de Microbiología y Biotecnología, 25(3), 415–426. https://doi.org/10.1007/s11274-008-9906-0
126. Cárdenas Robles AI. (2011). Estudio del efecto de un campo eléctrico en la biodegradación anaerobia de colorantes azo. [Tesis de maestría]. Centro de Investigación Y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica (CIDETEQ). Querétaro (México).77 p.
127. Yuan, Y., Zhang, J. y Xing, L. (2019). Decoloración electroquímica efectiva de colorantes azoicos en cátodos de subóxido de titanio en sistemas bioelectroquímicos. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología Ambiental, 16(12), 8363–8374. https://doi.org/10.1007/s13762-019-02417-0

128. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2022). NOM-001-SEMARNAT-2021: Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación. Diario Oficial de la Federación.
129. Levenspiel, O. (2004). Chemical reaction engineering (3.ª ed.). John Wiley & Sons.
130. Fogler, H. S. (1999). Elements of chemical reaction engineering (3.ª ed.). Prentice Hall.
131. Giácoman Vallejos G, Frías Tuyín J, Hurtado Franco FA, Coronado Peraza C, Méndez Novelo R. (2003). Análisis de hidrodinámica de un reactor de flujo pistón. Ingeniería Revista Académica. 7: 003: 7-19.
132. Costa JM. (2005). Diccionario de Química Física. ed. Universidad de Barcelona. España. 893 pp
133. Mott RL. (1996). Mecánica de fluidos aplicada. 4a ed. Prentice Hall. México. 752 pp.
134. Geankoplis CJ. (1998). Procesos de Transporte y Operaciones Unitarias. 3a ed. CECSA. México. 1008 pp.
135. González Álvarez, M. A. (2018). Evaluación de la eficiencia de un sistema bioelectroquímico en flujo continuo para la degradación de materia orgánica y colorantes presentes en un agua residual real textil [Reporte de residencia profesional, Instituto Tecnológico de Orizaba].
136. Cao, Z., Zhang, J., Zhang, J. y Zhang, H. (2017). Vía y mecanismo de degradación del Rojo Brillante Reactivo X-3B en un sistema microbiano electroasistido en condiciones anaeróbicas. Journal of Hazardous Materials, 329, 159-165. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.01.043
137. Baudler, A., Schmidt, I., Langner, M., Greiner, A. y Schröder, U. (2015). ¿Tiene que ser necesariamente carbono? Ánodos metálicos en celdas de combustible microbianas y sistemas bioelectroquímicos relacionados. Energía y Ciencias Ambientales, 8(7), 2048-2055. https://doi.org/10.1039/c5ee00866b
138. Rozendal, RA, Hamelers, HVM, Rabaey, K., Keller, J. y Buisman, CJN (2008). Hacia la implementación práctica del tratamiento bioelectroquímico de aguas residuales. Tendencias en Biotecnología, 26(8), 450–459. https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2008.04.008
139. Park, J.-G., Jiang, D., Lee, B. y Jun, H.-B. (2020). Hacia la aplicación práctica de la digestión anaeróbica bioelectroquímica (BEAD): Perspectivas sobre

materiales de electrodos, configuraciones de reactores y diseños de procesos. Water Research, 184, 116214. https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116214

140. Radi, A.-E., Nassef, H. M., & El-Basiony, A. (2013). Electrochemical behavior and analytical determination of Reactive Red 231 on glassy carbon electrode. Dyes and Pigments, 99(3), 924–929. https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2013.07.025
141. Surucu, O., Abaci, S., & Seferoğlu, Z. (2016). Electrochemical characterization of azo dye (E)-1-(4-((4-(phenylamino)phenyl)diazenyl)phenyl)ethanone (DPA). Electrochimica Acta, 195, 175–183. https://doi.org/10.1016/j.electacta.2016.02.142
142. Karaman, Y. (2014). Investigation of electrochemical behavior of Calmagite at a glassy carbon electrode. Dyes and Pigments, 106, 39–44. https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2014.02.014

Anexo 1. *Constancia de participación en el 1ER CONGRESO INTERNACIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL CIAMB 2024.*

Anexo 2. *Constancia de obtención del Primer Lugar en presentación con póster en el 1ER CONGRESO INTERNACIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL CIAMB 2024.*

Congreso Internacional de la Sociedad Química de México 2024 y 5° Congreso Internacional de Educación Química
"Una química para el futuro"

CONAHCYT

Sociedad Química de México, A. C.

otorga la presente

CONSTANCIA

a

Dany José Castellanos Soto

por su **asistencia**
al
Congreso Internacional de la Sociedad Química de México 2024 (CISQM2024),
y al
5° Congreso Internacional de Educación Química (5° CIEQ)
"Una química para el futuro"

19 - 22 de noviembre de 2024
Puerto Vallarta, Jalisco, México

Dr. David Quintanar Guerrero
Presidente Nacional
Sociedad Química de México, A.C.

Dr. Fernando Cortés Guzmán
Presidente Nacional Electo
Presidente de Congresos
Sociedad Química de México, A.C.

Anexo 3. *Constancia de asistencia al CONGRESO INTERNACIONAL DE LA SOCIEDAD QUÍMICA DE MÉXICO 2024.*

Congreso Internacional de la Sociedad Química de México 2024 y 5° Congreso Internacional de Educación Química
"Una química para el futuro"

CONAHCYT

Sociedad Química de México, A. C.

otorga la presente

CONSTANCIA

a

IQ. Dany José Castellanos Soto*,
Dra. Linda Victoria González Gutiérrez*

por su participación con el trabajo en Modalidad **Cartel Profesional**, titulado

Estudio de la degradación de agua residual de tipo textil en un reactor bioelectroquímico prototipo de flujo ascendente. CISQM-QAMB-CP01

presentado en el marco de las actividades académicas del
Congreso Internacional de la Sociedad Química de México 2024 (CISQM2024),
y el
5° Congreso Internacional de Educación Química (5° CIEQ)
"Una química para el futuro"

19 - 22 de noviembre de 2024
Puerto Vallarta, Jalisco, México

Dr. David Quintanar Guerrero
Presidente Nacional
Sociedad Química de México, A.C.

Dr. Fernando Cortés Guzmán
Presidente Nacional Electo
Presidente de Congresos
Sociedad Química de México, A.C.

Anexo 4. *Constancia de participación con trabajo en la modalidad cartel al CONGRESO INTERNACIONAL DE LA SOCIEDAD QUÍMICA DE MÉXICO 2024.*