



**Diseño Conceptual de un Sistema de Generación de Energía Eléctrica Sustentable a partir de Metano generado por Digestión Anaerobia: Integración con Procesos Electroquímicos para Tratamiento de Contaminantes en Agua y Análisis Económico.**

**Johan Sebastian Barreneche Vasquez**

Código: 11992219040

**Universidad Antonio Nariño**

Programa Maestría Ingeniería de Bioprocesos

Facultad de Ingeniería Ambiental

Ciudad, Colombia

2023

**Diseño conceptual de un sistema de generación de energía eléctrica sustentable a partir de metano generado por digestión anaerobia: integración con procesos electroquímicos para tratamiento de contaminantes en agua y análisis económico.**

**Johan Sebastian Barreneche Vasquez**

Proyecto de grado presentado como requisito parcial para optar al título de:

**Magister en Ingeniería de Bioprocesos**

Directores:

Alejandro Moncayo Lasso, Ph.D. (1).

Juan Valderrama-Rincón. Ph.D. (2).

Línea de Investigación:

○ Ingeniería de Bioprocesos

Grupo de Investigación:

1. Grupo de Investigación en Ciencias Biológicas y Químicas, Facultad de Ciencias, Universidad Antonio Nariño, Bogotá D.C., Colombia.
2. Departamento de Ingeniería Ambiental, Universidad Antonio Nariño, Bogotá D.C., Colombia.

**Universidad Antonio Nariño**

Programa Maestría Ingeniería de Bioprocesos

Facultad de Ingeniería Ambiental

Ciudad, Colombia

2023

## Contenido

<b>Preliminares</b>	<b>3</b>
1. Agradecimientos	3
<b>Resumen</b>	<b>6</b>
<b>Abstract</b>	<b>7</b>
<b>Introducción</b>	<b>8</b>
<b>Objetivos</b>	<b>15</b>
1. Objetivo General	15
2. Objetivos Específicos	15
<b>Metodología</b>	<b>15</b>
1. Determinación del consumo energético y los costos operativos asociados a la implementación del sistema Electro-Fenton, utilizado para la eliminación de contaminantes químicos y microorganismos en el agua.	16
1.1. Montaje del sistema electroquímico.	16
1.2. Degradación de los contaminantes modelo Losartan y E. coli en condiciones controladas.	17
1.3. Degradación de los contaminantes modelo Losartan y microorganismos cultivables en agua de riego.	18
1.3. Cálculo de consumo energético utilizando el sistema electro-Fenton en la eliminación de contaminantes químicos y microorganismos presentes en aguas.	18
1.3. Cálculo de costos operacionales del sistema Electro-Fenton en la eliminación de contaminantes químicos y microorganismos presentes en aguas.	19
2. Determinación de la producción de biogás a partir de un sistema de digestión anaerobia tipo UASB y su transformación en energía eléctrica para suplir el consumo energético del sistema Electro-Fenton.	19
2.1. Montaje del sistema de digestión anaerobia.	19
2.2. Seguimiento y monitoreo de la composición del biogás.	21
2.3. Generación de electricidad por combustión interna.	22
2.4. Potencial de Producción de Electricidad	23
3. Evaluación de la viabilidad técnica y económica del sistema de generación de energía eléctrica a partir de metano por digestión anaerobia y su integración con procesos electroquímicos de tratamiento de aguas residuales.	24
3.1. Análisis de costos parametrizados de los sistemas EF, UASB y el generador de electricidad.	24
3.2. Determinación del nivel de madurez tecnológica (TRL) del sistema global.	26
4. Métodos analíticos	26
4.1. Seguimiento de Losartan mediante HPLC-DAD.	26
4.2. Seguimiento del Carbono Orgánico Total.	27
<b>Resultados y análisis</b>	<b>27</b>

1. Consumo energético y los costos operativos asociados a la implementación del sistema Electro-Fenton	27
1.1. Cálculo de consumo energético y costos operacionales del sistema electro-Fenton propuesto.	31
2. Producción de biogás a partir de un sistema de digestión anaeróbica tipo UASB y su transformación en energía eléctrica.	34
3. Evaluación de concepto mediante criterios económicos.	39
<b>Conclusiones</b>	<b>41</b>
<b>Anexos</b>	<b>42</b>
<b>Referencias Bibliográficas</b>	<b>45</b>

## **Preliminares**

### **1. Agradecimientos**

El estudiante agradece al Ministerio de Ciencia y Tecnología por el financiamiento a través del programa PRO-CEC-AGUA contrato 80740-173-2021 con código 111585269594. También agradece a la Universidad Antonio Nariño por el financiamiento a través de la convocatoria interna para la financiación de pruebas de concepto, prototipos y emprendimiento 2022 – 2023.

Adicionalmente, da un agradecimiento especial al Grupo de investigación GIBIQS, específicamente a la línea de investigación en Remediación ambiental y procesos avanzados de oxidación dirigida por el Dr. Alejandro Moncayo Lasso y la Dra. Diana Martínez Pachón, y al Dr. Juan Valderrama Rincón, por el asesoramiento, acompañamiento y apoyo en cada una de las actividades desarrolladas en este trabajo.

### Lista de Figuras

<b>Figura 1.</b> Diagrama estructural y de instrumentación del sistema electroquímico	19
<b>Figura 2.</b> Diagrama estructural y de instrumentación del sistema UASB para la generación de biogás.	23
<b>Figura 3.</b> Método para determinar la concentración de CH <sub>4</sub> en muestras de biogás, mediante adsorción de CO <sub>2</sub> en agua con adición de NaOH.	25
<b>Figura 4.</b> Diagrama estructural y de instrumentación del sistema de generación de electricidad.	26
<b>Figura 5.</b> Seguimiento de la degradación de LOS durante el tratamiento en agua ultrapura y agua de riego dopadas con LOS a 10 ppm.	31
<b>Figura 6.</b> Seguimiento de la concentración de bacterias de Escherichia coli y microorganismos cultivables a escala logarítmica durante el tratamiento del sistema Electro-Fenton.	32
<b>Figura 7.</b> Seguimiento de la mineralización de LOS durante el tratamiento en agua ultrapura y agua de riego dopadas con LOS a 10 ppm.	34
<b>Figura 8.</b> Consumo energético y costo operacional asociado a la degradación de LOS y microorganismos en agua ultrapura y agua de riego	36
<b>Figura 9.</b> Seguimiento operacional de un reactor UASB durante el periodo de operación.	39
<b>Figura 10.</b> Costos anualizados asociados a la operación y construcción del sistema EF y el Sistema global.	43

### Lista de tablas

<b>Tabla 1.</b> Lista de materiales que resumen los costos parametrizados de gastos de capital para el sistema Electro-Fenton, Biológico, UASB y Generador.	27
<b>Tabla 2.</b> Lista de factores que resumen los costos operacionales del sistema Electro-Fenton, Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente y Generador eléctrico.	28

### Lista de Símbolos y Abreviaturas

#### Símbolos con letras latinas

Símbolo	Término	Unidad
$\log(C_0/C_t)$	Logaritmo natural de contaminante removido	1
$COS\phi$	Factor de potencia	1
$U$	Voltaje	Voltios
$I$	Corriente	Amperios

<b>Símbolo</b>	<b>Término</b>	<b>Unidad</b>
$t$	tiempo	Horas
$V$	Volumen	Metros cúbicos
$MJ$	Energía	Megajulios

### Símbolos con letras griegas

<b>Símbolo</b>	<b>Término</b>	<b>Unidad</b>	<b>Definición</b>
$\eta$	Eficiencia del motor generador	%	Ecuación 8

### Subíndices

<b>Subíndice</b>	<b>Término</b>
0	Condición inicial
t	Condición transitoria
a	Factor de costos energético
b	Factor de costo reactivo o insumo

### Abreviaturas

<b>Abreviatur</b>	<b>Término</b>
<b>a</b>	
$CE$	Consumo Energético
$CEM$	Celdas de Electrólisis Microbiana
$CFAc$	Compuestos Farmacéuticamente Activos
$O\&M$	Costo de Operación y Mantenimiento
$COT$	Carbono Orgánico Total

**Abreviatur****Término****a**

<i>CONP</i>	Carbono Orgánico No Purgable
<i>DDB</i>	ánodo de Diamante Dopado con Boro
<i>DQO</i>	Demanda Química de Oxígeno
<i>E.coli</i>	<i>Escherichia coli</i> ATCC 25922
<i>EAC</i>	Especies Activas de Cloro
<i>EDG</i>	Electrodo de Difusión de Gas
<i>EF</i>	Electro-Fenton
<i>HO</i>	Horas de Operación
<i>LOS</i>	Losartan
<i>ORL</i>	Tasa de carga orgánica (Organic Loading Rate)
<i>PC</i>	Poder Calorífico
<i>PD</i>	Producción Diaria
<i>PEOA</i>	Procesos Electroquímicos de Oxidación Avanzada
<i>POAs</i>	Procesos de Oxidación Avanzada
<i>PPE</i>	Potencial de Producción de Electricidad
<i>PTAR</i>	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
<i>PTPE</i>	Potencial Técnico de Producción de Electricidad
<i>RAFA</i>	Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente
<i>TRH</i>	Tiempo de Retención Hidráulico
<i>TRL</i>	La Escala de Madurez Tecnológica (Technology Readiness Level)
<i>UFC</i>	Unidad Formadora de Colonia
<i>UASB</i>	Upflow Anaerobic Sludge Blanket



## Resumen

En este estudio se investigó la viabilidad de utilizar un sistema de generación de electricidad mediante biogás para mitigar los altos costos energéticos asociados a los procesos de oxidación avanzada electroquímica (PEOA) en la eliminación de contaminantes persistentes en el agua. Se evaluó el consumo energético del sistema Electro-Fenton (EF) en la degradación del compuesto Losartán y la inactivación de microorganismos en dos entornos: condiciones controladas y agua de riego. Los resultados mostraron un consumo de energía variado, con valores más altos en agua de riego, siendo el mayor de 91.77 kW h m<sup>-3</sup> asociado a la remoción de COT. Luego, se implementó un sistema de cogeneración de electricidad que empleaba un reactor de digestión anaeróbica para producir biogás con 60% de metano, el cual se usó para generación de electricidad. Este sistema presentó potencial para mantener el funcionamiento continuo del EF y reducir los costos operativos en un 16%. Por lo tanto, la integración de la bioelectricidad puede ser una solución factible y eficiente para llevar a cabo los PEOA a mayor escala, superando el desafío de los costos energéticos.

**Palabras clave:** Bioelectricidad, Biogás, Consumo de energía, Eléctro-Fenton

### Abstract

This study investigated the feasibility of using a biogas electricity generation system to mitigate the high energy costs associated with electrochemical advanced oxidation processes (EAOPs) in the removal of persistent contaminants in water. The energy consumption of the Electro-Fenton (EF) system in the degradation of the Losartan compound and the inactivation of microorganisms was evaluated in two environments: controlled conditions and irrigation water. The results showed a varied energy consumption, with the highest values in irrigation water, the highest being 91.77 kW h m<sup>-3</sup> associated with the removal of TOC. Then, an electricity cogeneration system was implemented that used an anaerobic digestion reactor to produce biogas with 60% methane, which was used for electricity generation. This system had the potential to maintain continuous operation of the EF and reduce operating costs by 16%. Therefore, the integration of bioelectricity can be a feasible and efficient solution to carry out EAOPs on a larger scale, overcoming the challenge of energy costs.

**Keywords:** Bioelectricity, Biogas, Energy consumption, Electro-Fenton

## Introducción

La elevada disposición de contaminantes al agua se ha convertido en una de las principales problemáticas a tratar a nivel mundial. Existe una preocupación especial por la presencia de un grupo de contaminantes orgánicos considerados de preocupación emergente (CPEs), ya que se reporta su presencia generalizada en ecosistemas acuáticos y aún existe mucha incertidumbre sobre los efectos en el ambiente [1], [2].

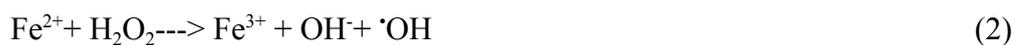
Entre estos contaminantes destacan los compuestos farmacéuticamente activos (CFAc) y algunos microorganismos patógenos [2]–[4], cuya presencia se ha reportado en afluentes y efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) como la PTAR del Salitre-Bogotá D.C. y la PTAR de Antioquia. En particular, se han identificado antibióticos, antihipertensivos, analgésicos y antiinflamatorios, e incluso drogas de abuso como la cocaína, en concentraciones superiores 1  $\mu\text{g/L}$  [5], [6]. Además, de familias de bacterias que contienen patógenos humanos de interés para la salud pública, como *Aeromonadaceae*, y *Enterobacteriaceae* [6]. Al ser resistentes a los tratamientos convencionales, puede generarse su rápida difusión en el medio ambiente, pudiendo tener afectación en los ecosistemas y en la salud pública [3], [7]. Frente a esta problemática, surge la necesidad de mejorar los tratamientos existentes o proponer nuevas soluciones, con el propósito de garantizar la óptima calidad del recurso hídrico.

En este sentido, los Procesos de Oxidación Avanzada (PAOs) son procesos de alta eficiencia en la remoción de contaminantes orgánicos recalcitrantes, incluidos CFAc y microorganismos patógenos [6], [8], [9]. Específicamente, los POAs asistidos electroquímicamente (PEOA) han demostrado una alta eficiencia en la degradación de contaminantes a escala de laboratorio, ofreciendo diferentes ventajas como la

reducción de reactivos requeridos para llevar a cabo la generación de oxidantes y alcanzando porcentajes de degradación de hasta del 100% en intervalos de tiempo muy cortos e incluso llevando estos compuestos hasta su mineralización parcial o completa en aguas simuladas y reales [3], [10], [11].

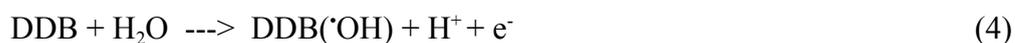
En ese contexto, el sistema electro-Fenton (EF) es uno de los PEOA más efectivos para la eliminación de contaminantes. El sistema EF es un proceso de tratamiento de aguas residuales que combina la oxidación electroquímica con la oxidación Fenton, altamente eficaz en la degradación de compuestos orgánicos difíciles de degradar como hidrocarburos, compuestos aromáticos, CFACs, entre otros [12], [13]. En este sistema se hace uso de un ánodo y un cátodo para llevar a cabo la electrogeneración de especies oxidantes que favorezcan la degradación del contaminante, donde el tipo y las proporciones relativas de los oxidantes dependen de la naturaleza de los electrodos y la composición del electrolito [14].

El sistema EF usa comúnmente un cátodo, un electrodo de difusión de gas (EDG) para electro-generar  $H_2O_2$  (Ec. 1), que reacciona con sales ferrosas para producir el radical hidroxilo ( $\bullet OH$ ) (Ec. 2), el cual puede llevar a la degradación de un amplio espectro de contaminantes orgánicos (Ec. 3), transformándolos en compuestos que pueden ser menos nocivos o llevándolos hasta moléculas sencillas como dióxido de carbono y agua [15], [16].



Además, dependiendo la naturaleza del ánodo, es posible favorecer la degradación de contaminantes mediante una oxidación directa sobre la superficie de los

electrodos o por la generación de otras especies oxidantes [14], [17], [18]. Un ejemplo es la aplicación del ánodo de diamante dopado con boro (DDB), conocido por su alta conductividad eléctrica, estabilidad química y resistencia a la corrosión [19], [20]. El uso del ánodo DDB puede mejorar la eficiencia de la oxidación de los compuestos orgánicos en el sistema electro-Fenton, ya que es un ánodo en el cual se puede favorecer la producción de un radical hidroxilo heterogéneo (DDB( $\bullet$ OH)) sobre su superficie (Ec.4-5). Además, promueve la electrogeneración de  $\text{H}_2\text{O}_2$  y otras especies oxidantes más débiles como  $\text{O}_3$ ,  $\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$  y Especies Activas de Cloro (EAC), los cuales pueden potenciar la oxidación de los contaminantes [14], [20].



La configuración del sistema EF usando un cátodo GDE y un ánodo BDD ha demostrado ser una alternativa prometedora para la degradación de CFAs y microorganismos patógenos a escala laboratorio [17], [21]; incluso permitiendo la eliminación completa de antibióticos como metronidazol, clindamicina y eritromicina, así como el antidepresivo venlafaxina después de 1 hora de tratamiento en muestras del efluente de la PTAR Salitre de Bogotá [6], [18].

Sin embargo, a pesar del potencial que representa el sistema, el escalamiento del proceso se ha visto obstaculizado por los costos de operación del proceso. Los costos incluyen materia prima, consumo energético, mano de obra y mantenimiento, entre otros [35]. El sistema EF, así como otros PEOA pueden requerir de un alto consumo de energía eléctrica para su funcionamiento, lo que implica que el consumo energético y el costo asociado sea un factor crucial para su escalamiento e implementación [15], [22]. Por lo tanto, se han desarrollado varias alternativas para

reducir el consumo energético en el sistema EF, como la optimización de parámetros operativos [15], el uso de electro-catalizadores para reducir el potencial requerido para la oxidación [23], [24] y la integración con otras tecnologías para reducir el tiempo de tratamiento [25], [26]. Sin embargo, estas soluciones se ajustan a condiciones puntuales de diseño y funcionamiento, por lo tanto, no ofrecen una solución generalizada y aún requieren de un uso considerable de energía para mantener la eficiencia del sistema.

Por otro lado, últimamente se ha generado una tendencia a la utilización de tecnologías híbridas donde se aprovechan dos o más técnicas para formar un nuevo sistema, logrando ser, en ocasiones, más efectivas que las tecnologías independientes. Por esta razón, se ha propuesto la implementación de fuentes de energía sustentables económicas para reemplazar las fuentes de energía tradicionales, como la aplicación de energía solar y, más recientemente, las fuentes de bioelectricidad [27]–[29].

La bioelectricidad es energía eléctrica generada a partir del aprovechamiento de residuos orgánicos de diversos orígenes, principalmente de origen forestal, agrícola e industrial [29], [30] lo que la hace una alternativa prometedora para reemplazar las fuentes tradicionales de energía, principalmente las derivadas del petróleo; ya que la abundancia de desechos y residuos orgánicos respalda su viabilidad a largo plazo, confiriéndole un carácter sostenible. Además, cabe destacar que la bioelectricidad aborda problemas tanto energéticos como de saneamiento, contribuyendo con la reducción de la acumulación de desechos, aliviando problemáticas sanitarias y medioambientales asociadas [30].

Teniendo en cuenta las propiedades únicas que ofrece la bioelectricidad y los PEOA, es atractiva la idea de generar sistemas híbridos novedosos que permitan la aplicación de tratamientos electroquímicos con el fin de brindar una calidad de agua

mejor, sin que los costos energéticos sean un problema. Un ejemplo del alcance que pueden tener estos sistemas es la fusión de celdas de electrólisis microbiana (CEM) con reactores EF, capaces de generar electricidad directamente a partir de biosólidos y de forma simultánea permitir la oxidación de contaminantes [43].

Estas combinaciones podrían ser especialmente potentes cuando se incorporan sistemas de digestión anaerobia. Una tecnología altamente eficiente en la degradación de materia orgánica y que actualmente desempeña un papel esencial en la gestión de residuos orgánicos y la reducción del impacto ambiental en diversos sectores, produciendo un combustible de alto interés energético como lo es el biogás [30]–[32]. El biogás se compone principalmente de una mezcla de gases, principalmente  $\text{CH}_4$  y dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), junto con trazas de otros gases [31]. El  $\text{CH}_4$  es un importante combustible principalmente generado como subproducto del petróleo. Sin embargo, en estos biodigestores se hace aprovechamiento de procesos bioquímicos que llevan a la descomposición de la materia orgánica a condiciones anaeróbicas para obtener este producto [33].

Entre las tecnologías más extendidas para llevar a cabo la transformación de residuos orgánicos a biogás encontramos digestores tipo indio, taiwanés y chino, ampliamente utilizados para el control de residuos sólidos y líquidos a partir de la fermentación húmeda, permitiendo la producción de biofertilizantes y otros productos de valor agregado, incluido el biogás [34], [35]. Por otra parte, los reactores anaerobios de flujo ascendente (RAFA) o también conocidos como reactores de manto de lodo anaeróbico de flujo ascendente (UASB), son sistemas ampliamente usados para el tratamiento de aguas residuales y el tratamiento de residuos municipales y rurales [34], [36], [37]. Estos ofrecen ventajas operacionales como tiempos de retención bajos y alta

eficiencia en la producción de biogás. Además, permite trabajar con concentraciones muy altas de biomasa y gracias su composición por mantos de lodos, favorecen la inmovilización de microorganismos, lo que confiere resistencia ante contaminantes altamente tóxicos [38], [39]. Esto mantiene la producción de  $\text{CH}_4$  y facilita la restauración de las comunidades bacterianas en caso de desequilibrio [38], [39]. En general, los sistemas UASB pueden producir biogás con un contenido de  $\text{CH}_4$  que varía entre un 50% y un 90% [36], [38], [40].

Es importante señalar que la eficiencia de la producción de biogás y el contenido de  $\text{CH}_4$  pueden influir en la calidad del biogás como fuente de energía. Un mayor contenido de  $\text{CH}_4$  aumenta el valor energético del biogás, lo que lo hace más adecuado para su uso en aplicaciones térmicas y de generación de electricidad [34], [41]. Además, la producción energética puede variar en función de las condiciones específicas del sistema de generación de electricidad, la cual puede obtenerse a través de turbinas o plantas generadoras con sistemas de combustión a gas debidamente adaptados para tal fin [42], [43]. El uso del biogás en motores de combustión interna o turbinas de gas es uno de los principales sistemas utilizados para producir energía eléctrica o mecánica [31], [34]. A partir de la energía generada por la combustión del biogás, los motores de combustión interna convierten la energía química primaria del  $\text{CH}_4$  en energía mecánica, que posteriormente puede ser utilizada en un generador para la producción de electricidad [31], [34].

Para aprovechar el potencial del  $\text{CH}_4$  como combustible, varios países de la Unión Europea han invertido en la construcción de plantas de producción de biogás que tratan biomasa de residuos húmedos, aguas residuales y gases de vertedero [44]. Estas plantas suministran energía en forma de calor y electricidad, contribuyendo con alrededor de 26 TW h de energía generada en el año 2020 [45]. Por otro lado, en

Colombia, múltiples empresas del sector agroindustrial emplean el biogás obtenido del procesamiento de sus efluentes como fuente de energía, principalmente térmica, generando alrededor de 1080 MJ en el año 2018 [46]. Sin embargo, gran parte del biogás generado no es aprovechado y simplemente se realiza su combustión [46]. En este sentido, la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) Salitre (Bogotá-Colombia), se destaca como un ejemplo del potencial no explotado. A pesar de producir mensualmente 480.000 m<sup>3</sup> de biogás, solo una fracción equivalente al 30-35% se emplea para calentar sistemas biológicos [47], mientras que el resto no se aprovecha. Por lo tanto, es posible reintegrar este producto al ciclo productivo de manera limpia a través de su transformación en energía eléctrica, disminuyendo el impacto sobre el medio ambiente y brindando una alternativa sostenible para el tratamiento de aguas.

Teniendo ésto en cuenta, se reconoce el potencial que demuestra la generación de biogás como fuente de energía eléctrica, además, hasta donde se sabe, no se ha implementado para sostener energéticamente los PEOA. Por lo tanto, este estudio evaluó la viabilidad energética y económica de la implementación de un sistema integrado que combine un sistema de digestión anaerobia tipo UASB para la producción de biogás como fuente de energía para alimentar eléctricamente un sistema EF. Para lograrlo, se desarrolló la evaluación o la prueba del concepto, una metodología válida cuando la incertidumbre suele impedir una inversión de capital significativa en equipos e insumos [48]. Su aplicación en este trabajo permitió establecer, en una etapa temprana del proceso de diseño, la factibilidad de obtener un producto que cumpla con las condiciones de funcionamiento esperado, evaluando la eficiencia energética del sistema integrado en términos de: requerimientos energéticos de un sistema EF, producción de biogás en un sistema de digestión anaerobia y la

cantidad de energía eléctrica generada a partir de biogás; además, de determinar los costos que implica su construcción y operación, así como las ventajas y desventajas que puede tener el sistema propuesto.

## **Objetivos**

### **1. Objetivo General**

Diseñar conceptualmente un sistema de generación de energía eléctrica sustentable utilizando metano generado mediante digestión anaerobia, integrado con un proceso electroquímico para el tratamiento de contaminantes presentes en el agua.

### **2. Objetivos Específicos**

**2.1.** Establecer el consumo energético y los costos operativos asociados a la implementación del sistema Electro-Fenton, utilizado para la eliminación de contaminantes químicos y microorganismos en el agua.

**2.2.** Determinar la producción de biogás a partir de un sistema de digestión anaerobia tipo UASB y su transformación en energía eléctrica para suplir el consumo energético del sistema Electro-Fenton.

**2.3.** Evaluar la viabilidad técnica y económica del sistema de generación de energía eléctrica a partir de metano por digestión anaerobia y su integración con procesos electroquímicos de tratamiento de aguas residuales.

## **Metodología**

### ***Reactivos***

Losartán (LOS) potásico grado farmacéutico, cloruro de sodio ( $\text{NaCl} \geq 99,5 \%$ ), Bicarbonato de sodio ( $\text{NaHCO}_3 \geq 99,7\%$ ),

sulfato de hierro (II) heptahidratado ( $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} \geq 99,5 \%$ ), bisulfito de Sodio y agar nutritivo (PANREAC). Todas las soluciones se preparan con agua ultrapura producida por un sistema Stakpure GmbH con una resistividad  $> 18 \text{ M}\Omega \cdot \text{cm}$  a  $25 \text{ }^\circ\text{C}$ .

### ***Microorganismos***

La cepa de *Escherichia coli* ATCC 25922 no patógena se identificó como un posible organismo sustituto de *E. coli* patógenas ampliamente distribuidas en aguas residuales, se mantuvo en etapa de crecimiento estacionario en agar nutritivo hasta el tratamiento.

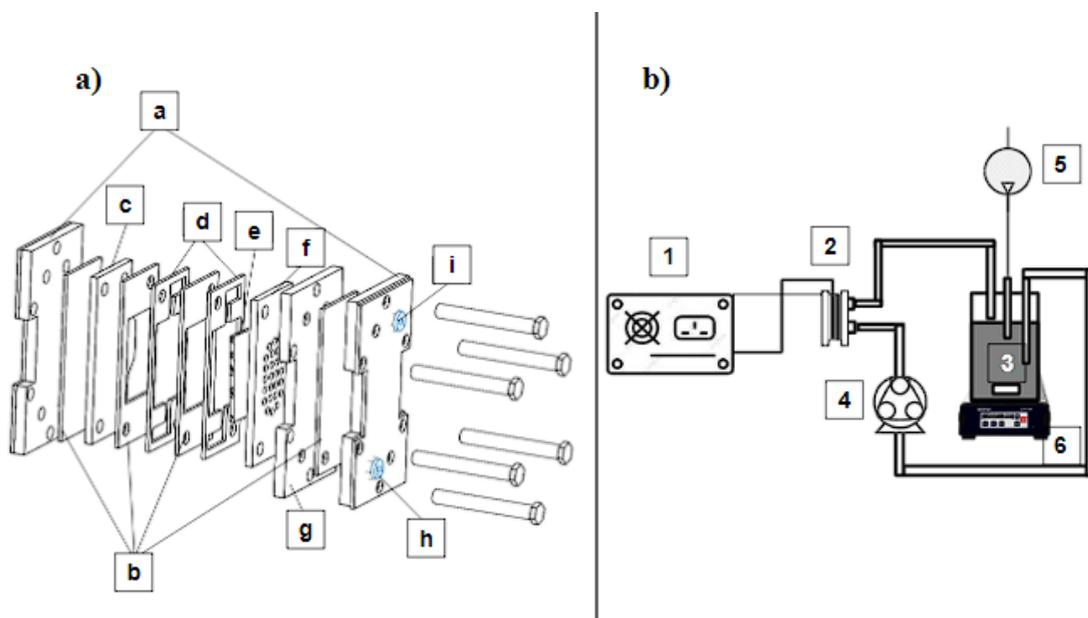
Se tomaron también muestras de lodos anaerobios de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) “Salitre” (Bogotá – Colombia) los cuales fueron utilizados como inóculo para el sistema UASB.

## **1. Determinación del consumo energético y los costos operativos asociados a la implementación del sistema Electro-Fenton, utilizado para la eliminación de contaminantes químicos y microorganismos en el agua.**

### ***1.1. Montaje del sistema electroquímico.***

Se utilizó una celda electroquímica de microflujo (The ElectroCell Multi-Purpose Serial No.1670), conectada a un reservorio de vidrio de 500 mL. La celda estaba constituida por un ánodo DDB y un EDG como cátodo, con un área en reacción de  $10 \text{ cm}^2$  y con una distancia entre los electrodos de 0.8 cm. El sistema operó con una densidad de corriente de  $15 \text{ mA cm}^{-2}$  suministrado de forma continua por una fuente de poder PowerPRO-300 (Cleaver Scientific) y circuló con un flujo de 210 mL

min<sup>-1</sup> (Fig.1). Estos parámetros de funcionamiento fueron seleccionados de acuerdo a estudios de optimización previamente realizados en el grupo de investigación [49].



**Figura 1.**

*Montaje del sistema electroquímico. (a) Diagrama estructural del sistema electroquímico: a. Tapas de celda, b. Sellos, c. Ánodo, d. Separadores, e. Malla de grafito, f. Cátodo, g. Soporte de cátodo, h. Entrada de agua, i. Salida de agua. (b) Diagrama de instrumentación del sistema electroquímico: Regulador de energía (1), Celda electroquímica de flujo (2), reactor (3), bomba peristáltica (4), bomba de aire (5) y plancha de agitación (6).*

**1.2. Degradación de los contaminantes modelo Losartan y *E. coli* en condiciones controladas.**

La solución a tratar se preparó con agua ultrapura, con una concentración de 0,1 M de NaCl como electrolito soporte y iones de Fe<sup>2+</sup> a 3.6x10<sup>-2</sup> M (adicionando FeSO<sub>4</sub>). Para mantener el hierro en solución se acidificó a pH 3 con HCl a 0,1 M. Antes del tratamiento, la solución se aireó 15 min con el fin de saturar el sistema con oxígeno y se mantuvo en agitación continua durante todo el proceso con una barra de agitación magnética a 400 rpm en un agitador magnético VELP Scientifica ARECT para garantizar la mezcla homogénea.

Para los ensayos de inactivación, se adicionó una concentración de aproximadamente  $3.0 \times 10^8$  UFC mL<sup>-1</sup> del microorganismo modelo *E. Coli* ATCC 25922. El seguimiento de la inactivación se realizó mediante el método de siembra en superficie [50]. Se tomaron muestras de 1 mL cada 5 min de tratamiento y se sembraron en cajas Petri con agar nutritivo. Posteriormente, se incubaron a 37 °C por 24 h y se realizó el conteo de las UFC que crecieron en la placa.

Para otra parte, se trabajó con una concentración de 10 mg L<sup>-1</sup> de LOS grado comercial para los ensayos de degradación y mineralización. El seguimiento de la degradación de LOS se realizó mediante el uso de un HPLC Shimadzu LC-20AT y la mineralización se realizó mediante el seguimiento de Carbono Orgánico Total (COT), usando un analizador de carbono orgánico total SHIMADZU TOC-LCSH. Cada una de las metodologías se describen a detalle en el numeral 4: “*Métodos analíticos*” de esta sección.

### *1.3. Degradación de los contaminantes modelo Losartan y microorganismos cultivables en agua de riego.*

El sistema también se aplicó en agua de riego recolectada en el municipio de Mosquera (Colombia). La muestra utilizada, contaba con una conductividad de 637  $\mu$ S cm<sup>-2</sup>, por lo que no se adicionó electrolito soporte con el fin de aprovechar la conductividad natural.

Para los ensayos de degradación se adicionó a la muestra LOS en la misma concentración de los ensayos en agua ultrapura; el seguimiento de la inactivación de microorganismos se realizó cuantificando el total de microorganismos cultivables presentes en el agua de riego, bajo la misma metodología descrita anteriormente.

*1.3. Cálculo de consumo energético utilizando el sistema electro-Fenton en la eliminación de contaminantes químicos y microorganismos presentes en las aguas.*

El consumo de energía eléctrica (CE) para el tratamiento se calculó utilizando la siguiente ecuación [15], [50] :

$$CE = (U * I * t / 1000) / \log(C_0/C_t) * V \quad (6)$$

Donde el CE se expresa en kW h m<sup>-3</sup> por unidad logarítmica del contaminante degradado, producto de la multiplicación del voltaje (U), el amperaje (I) y el tiempo en horas (t) sobre el logaritmo del residuo de la concentración inicial del contaminante en términos de C<sub>0</sub>, sobre la concentración del contaminante en un tiempo dado de electrólisis C<sub>t</sub>, por el volumen de solución en m<sup>3</sup> (V).

*1.3. Cálculo de costos operacionales del sistema Electro-Fenton en la eliminación de contaminantes químicos y microorganismos presentes en agua.*

Mediante la metodología descrita por Silva et al. 2016 [51], se realizó el cálculo de los componentes operacionales principales del sistema.

$$CO = CEa + CCa + CRb \quad (7)$$

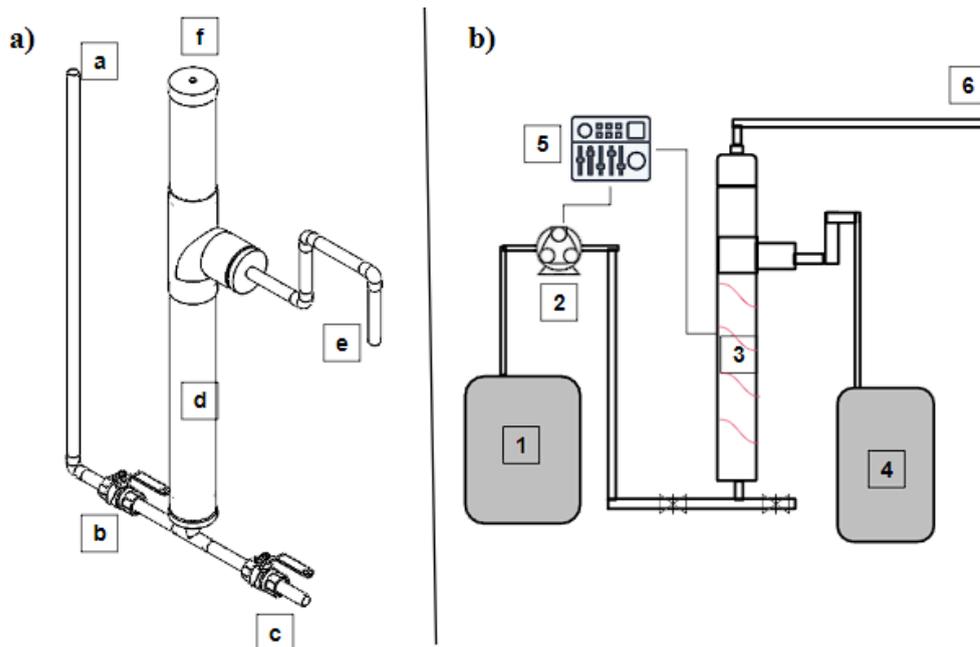
Éstos están asociados al consumo directo de energía eléctrica del sistema para llevar a cabo la degradación de los contaminantes, consumo de reactivos e insumos durante el tratamiento (CR) y finalmente la electricidad consumida por los componentes del sistema durante el tiempo de tratamiento de cada uno de los contaminantes evaluados (CC). Cada uno de estos parámetros fue calculado teniendo en cuenta factores de costos proporcionados por proveedores (b) y el costo de energía eléctrica en Colombia durante el mes de diciembre del 2022 (a) [52].

## **2. Determinación de la producción de biogás a partir de un sistema de digestión anaerobia tipo UASB y su transformación en energía eléctrica para suplir el consumo energético del sistema Electro-Fenton.**

### *2.1. Montaje del sistema de digestión anaerobia.*

Se construyó un biorreactor UASB utilizando tuberías de PVC, el cual contó con una altura de columna principal de 80 cm con un diámetro de 4.5 cm. El volumen útil del biorreactor fue de 1500 mL. Se ubicó un sifón en la salida del líquido para mantener la presión en el interior del sistema y evitar que el biogás se escape junto con el efluente (figura 2a). El biogás fue almacenado en un contenedor removible de membrana de polietileno de alta densidad con una capacidad de 15 L.

Se utilizó agua residual sintética como alimento, la cual consistió en una mezcla de melaza (a concentración variable) y 8 mL L<sup>-1</sup> de orina humana, con tal de brindar al sistema una fuente de carbono y nutrientes usando una muestra relevante o real. El flujo de alimentación líquida se controló a 0.8 L día<sup>-1</sup> mediante una bomba peristáltica y se mantuvo un TRH de 2 días. El biorreactor se selló y la temperatura se mantuvo a 38 °C mediante un controlador electrónico (Tarjeta De Desarrollo Esp Wroom 32) conectado a un cable calefactor (15 W m<sup>-1</sup> – 120 V) y una sonda de temperatura impermeable (Diymore DS18S20) (figura 2b). El biorreactor se inoculó con 300 mL de lodo granular y el resto del biorreactor se llenó con agua residual sintética UASB [38]. Luego, el biorreactor se alimentó continuamente con una tasa de carga orgánica (OLR) inicial de 0,75 g O<sub>2</sub>L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> y después se incrementó a 1.5 g O<sub>2</sub>L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> [37], [53].



**Figura 2.**

**Montaje del sistema de generación de biogás. (a)** Diagrama estructural del sistema UASB (Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente): a. Ingreso influente, b. Llave de paso, c. Llave de purga, d. Columna del reactor, e. Punto de salida efluente, f. Punto de salida biogás. **(b)** Diagrama de instrumentación del sistema UASB para la generación de biogás. Tanque de alimentación (1), bomba peristáltica (2), reactor (3), tanque de residuos (4), controlador Esp Wroom 32 (5) y salida de biogás (6).

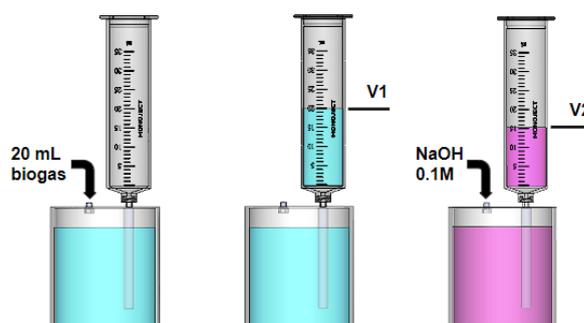
El funcionamiento del sistema se evaluó respecto a la remoción de materia orgánica mediante el seguimiento de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y COT en el afluente, así como el pH y la producción de  $\text{CH}_4$ . Estos parámetros se midieron 3 veces por semana durante 90 días a la entrada y salida del biorreactor. La DQO y el pH se determinaron de acuerdo con métodos estándar [54] y para mantener el equilibrio del pH en el biorreactor se añadió  $\text{NaHCO}_3$  en concentraciones que oscilaban alrededor de  $1000 \text{ mg L}^{-1}$  [38].

## 2.2. Seguimiento y monitoreo de la composición del biogás.

Se realizó el seguimiento de la producción de biogás y su composición mediante la metodología de desplazamiento de líquido o desplazamiento volumétrico

[33]. Este método consistió en pasar el biogás producido por un sistema de recolección externo que mide el volumen a partir del desplazamiento de líquido. En este trabajo un recipiente se llenó con una solución de barrera, dentro del recipiente se colocó un medidor, el cual consistió en un recipiente invertido. A medida que se produce biogás, este pasa a través del recipiente con líquido y desplaza un volumen de líquido equivalente, determinando de esta forma el biogás total [55].

Siguiendo el método descrito por C. H. Pham en el 2017 [56], se determinó la concentración de  $\text{CH}_4$  en las muestras de biogás mediante absorción de  $\text{CO}_2$  en agua con  $\text{NaOH}$ . Para esto, se tomó una alícuota de 20 mL del biogás y se inyectó en un contenedor con agua. Al inyectar el biogás a través del líquido, se llenó el cilindro, reemplazando el líquido, y luego se pudo leer el volumen de gas ( $V_1$ , ml) incluyendo el del espacio muerto. Posteriormente, se añadió  $\text{NaOH}$  al 0,5 M para aumentar el pH por encima de 9 y favorecer la absorción de  $\text{CO}_2$ . Esta absorción reduce el volumen de gas en el cilindro de medición ( $V_2$ , ml), el cual corresponde a una estimación de  $\text{CH}_4$  en el gas; la diferencia entre el volumen inicial y final corresponde al contenido de  $\text{CO}_2$  y la concentración de otros gases que se consideran como despreciables [33], [56].

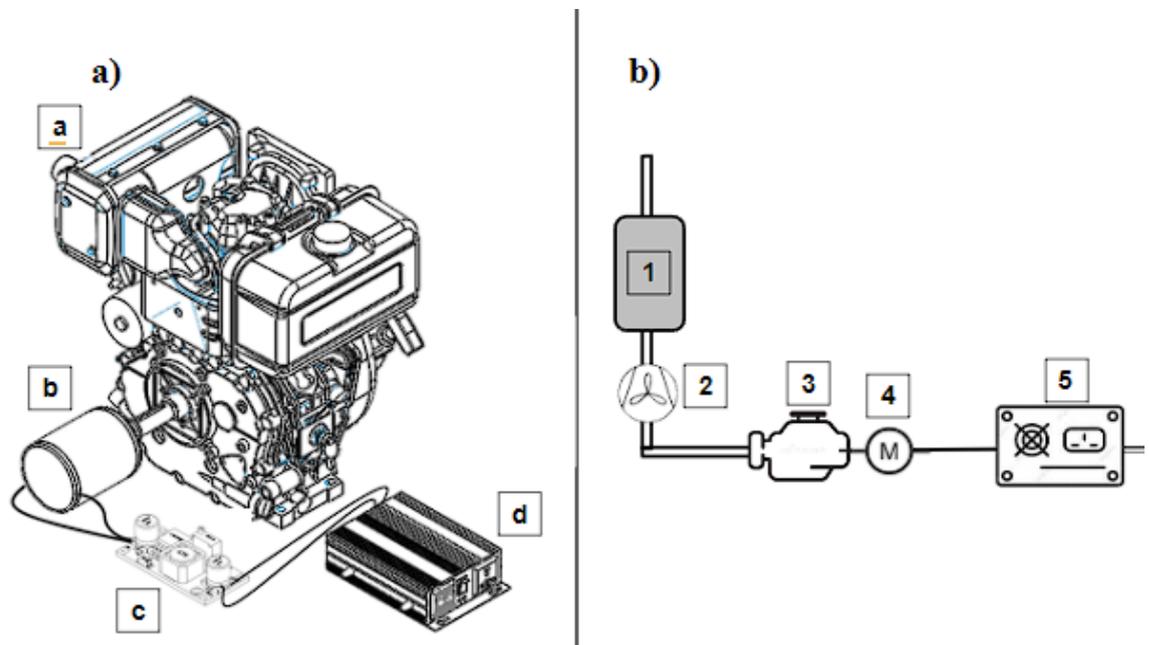


**Figura 3.**

*Método para determinar la concentración de  $CH_4$  en muestras de biogás, mediante adsorción de  $CO_2$  en agua con adición de NaOH.*

**2.3. Generación de electricidad por combustión interna.**

Mediante la adaptación de un motor de combustión interna se realizó la generación de energía eléctrica a partir de biogás. El mecanismo de funcionamiento del sistema consistió en un motor eléctrico utilizado como dínamo (24V DC 350W 3000 RPM) el cual permitió la generación de electricidad a partir de la rotación del motor de combustión interna (MG6-5 MOTOR A GASOLINA 4T DE 6.5 HP), el dinamo transfiere la energía eléctrica producida a un convertidor de voltaje que permitió la conexión directa a la fuente de alimentación del sistema electroquímico. La corriente generada se cuantificó mediante el uso de un multímetro. El voltaje de entrada se estableció mediante lo reportado por el convertidor.



**Figura 4.**

**Montaje del sistema de generación de electricidad. (a)** Diagrama estructural del sistema de generación de electricidad por combustión interna: a. Motor de combustión interna, b. Dinamo, c. Convertidor de voltaje, d. Regulador de energía. **(b)** Diagrama de instrumentación del sistema de generación de electricidad: Tanque de almacenamiento de biogás (1), compresor (2), motor de combustión (3), dinamo (4) y regulador de energía (5).

#### 2.4. Potencial de Producción de Electricidad

Teniendo en cuenta que el sistema de generación eléctrica es el componente más importante para conocer la viabilidad operacional del sistema global (EF-UASB-Generador), se estimó el Potencial de Producción de Electricidad (PPE) expresada en KWh L<sup>-1</sup> Eq. 8 [34].

$$PPE = (U * I * t) / PD \quad (8)$$

Donde U corresponde al voltaje máximo suministrado por el sistema, I la corriente generada por el dinamo a 3000 rpm (150) y t el tiempo de funcionamiento del sistema, sobre el volumen de biogás suministrado durante el tiempo de funcionamiento (PD).

### 3. Evaluación de la viabilidad técnica y económica del sistema de generación de energía eléctrica a partir de metano por digestión anaerobia y su integración con procesos electroquímicos de tratamiento de aguas residuales.

**3.1. Análisis de costos parametrizados de los sistemas EF, UASB y el generador de electricidad.**

Partiendo de la metodología de análisis tecno-económico realizado por Stirling y colaboradores (2020), basada en la aplicación del modelo de costos POU/POE [57], [58], se calculó el costo total anualizado (CTA) del sistema propuesto en este trabajo. El CTA se basa en la sumatoria de los costos directos (CD), indirectos (CI) y de

operación y mantenimiento (O&M) correspondientes al sistema analizado. Los CD se calcularon teniendo en cuenta los materiales y componentes del sistema multiplicados por factores de costos proporcionados por proveedores y las listas de precios publicadas en octubre del 2023 (Tabla 1). Adicionalmente, el CD también tiene en cuenta el costo de ensamblaje y distribución del fabricante, así como los costos de distribución y transporte, correspondientes al 50% y 75% del costo total del material respectivamente [57]. En cuanto a los CI, se calculó a partir del modelo POU/POE donde se agrupan costos de Permisos, Prueba piloto, Legales, Ingeniería y un monto de contingencia [58], y los O&M del sistema Global, se determinaron teniendo en cuenta los resultados obtenidos en los datos experimentales (Tabla 2), y factores de costo adicionales como Mano de obra y Análisis de laboratorio [58].

**Tabla 1.**

Lista de materiales que resumen los costos parametrizados de gastos de capital para el sistema Electro-Fenton, Biológico, UASB y Generador.

Sistema	Ítem	Parámetro	Unidad	Costo por unidad (\$ US)
EF	Bomba peristáltica	1	ítem	2000
	Bomba de aire	1	ítem	5
	Plancha de agitación	1	ítem	60
	Ánodo DDB	16	cm <sup>2</sup>	10
	Cátodo EDG	16	cm <sup>2</sup>	7
	Tela de carbono	3	cm <sup>2</sup>	0,1
	Fuente de poder	1	ítem	500
	Reactor	1	litros	4,1
	Celda de microflujo	1	ítem	3700
UASB	Espuma poliéster	1	ítem	5
	Reactor	1	ítem	25
	Sonda Ds18b20 Impermeable	1	ítem	3

	Controlador ESP 32-Wroom-32	1	ítem	7
	Manguera	1	metros	2
	Bomba peristáltica	1	ítem	8,84
	Tanque de biogás	1	ítem	5
Generador eléctrico	Motor de combustión	1	ítem	200
	Dinamo	1	ítem	82
	convertidor VCC	1	ítem	6

**Tabla 2.**

Lista de factores que resumen los costos operacionales del sistema Electro-Fenton, Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente y Generador eléctrico.

Sistema	Ítem	Parámetro	Unidad	Costo por unidad (\$ US)
EF	CE	401,97	kWh/año	0,188
	NaCl	5,844	Kg m-3	50,0
	FeSO <sub>4</sub>	0,002	g m-3	4,0
	HCl	0,528	galones m-3	40,0
	CC	4730,40	kW año-1	0,188
UASB	Bomba peristáltica	0,018	kWh	0,188
	Controlador	0,008	kWh	0,188
	Sistema de calentamiento	0,018	kWh	0,188
Generador eléctrico	Aceite motor	10	L año-1	10,0

### 3.2. Determinación del nivel de madurez tecnológica (TRL) del sistema global.

Mediante el uso de la guía de determinación del nivel de madurez tecnológica (TRL), se determinó el avance tecnológico del sistema global y su viabilidad de su aplicación a mayor escala, teniendo en cuenta que, de acuerdo a algunos autores, la

prueba de concepto puede ser corroborada si se cumple un nivel de avance tecnológico de TRL 4 [59].

#### 4. Métodos analíticos

##### *4.1. Seguimiento de la concentración de Losartan mediante HPLC-DAD.*

Se utilizó un HPLC Shimadzu LC-20AT equipado con un detector de matriz de fotodiodos SPD-M20A y una columna C8 (Shim-pack GIST/GISS, 150 mm × 3.0 mm ID con tamaños de partículas de 5 µm). La fase móvil estuvo compuesta por ácido fórmico (pH=2.6; 0,1%)/acetonitrilo (65/35 v/v) a 30 °C en condiciones isocráticas. La mezcla se bombeó con un flujo de 0.4 ml min<sup>-1</sup>. La detección de LOS se fijó en 220 nm. Se inyectaron veinte microlitros de muestra mediante inyección de bucle completo. En estas condiciones, LOS eluyó a los 3.5 min. La validación del método se puede ver en el anexo 1.

##### *4.2. Seguimiento del Carbono Orgánico Total.*

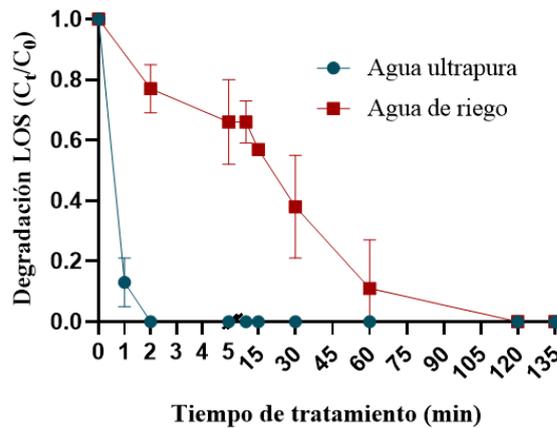
Para el seguimiento de COT se utilizó el equipo SHIMADZU TOC-LCSH (Shimadzu). Se realizó el seguimiento del Carbono Orgánico No Purgable (CONP), el cual corresponde al carbono orgánico soluble que se encuentra en una muestra, se determinó por combustión con oxidación catalítica a 680 °C, como gas portador se utilizó oxígeno comprimido de alta pureza con un flujo de 150 mL min<sup>-2</sup>. Antes de realizar la medición de las muestras, estas fueron filtradas usando un filtro de polietersulfona de 0.45 µm con el fin de remover sólidos suspendidos que no hacen parte del análisis y que pueden generar daños en el equipo. Entre tandas, se inyectó una solución estándar de hidrogenoftalato de potasio para confirmar los resultados. La validación del método se puede ver en el anexo 1.

## Resultados y análisis

### 1. Consumo energético y los costos operativos asociados a la implementación del sistema Electro-Fenton

Con el fin de establecer el consumo energético generado por el sistema EF para la remoción de CFAC, se realizó la eliminación del contaminante modelo LOS. Este compuesto ha sido detectado con frecuencia en los afluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), ya que es un fármaco antihipertensivo de alta prescripción médica y cuya metabolización es parcial, lo que promueve su excreción al sistema de alcantarillado [5], [60]. Además, ha demostrado ser un compuesto resistente a la degradación por procesos biológicos convencionales, potenciando su liberación y propagación al medio ambiente [5], [61]. Por otra parte, el sistema también fue analizado respecto a la inactivación del microorganismo modelo *Escherichia coli* ATCC 25922 no patógeno, el cual sustituye a las cepas de *E. coli* patógenas ampliamente distribuidas en aguas residuales junto a otras especies de enterobacterias [6], [50].

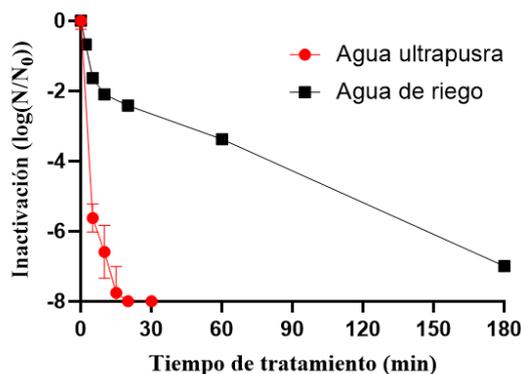
Como se puede ver en la figura 5, la remoción de LOS en agua ultrapura usando el sistema EF fue del 100 % a los primeros dos minutos de tratamiento. Sin embargo, al aplicar el sistema en agua de riego, el tiempo requerido para el tratamiento aumentó a 135 minutos de electrólisis y se evidenciaron cambios en las condiciones energéticas suministradas por la fuente de poder, ya que se requirió aumentar el voltaje requerido para mantener la corriente suministrada sobre el sistema (150 mA).



**Figura 5.**

Seguimiento de la degradación de LOS durante el tratamiento en agua ultrapura y agua de riego dopadas con LOS a 10 ppm. Condiciones operacionales: Densidad de corriente de  $15 \text{ mA cm}^{-2}$ , flujo de  $210 \text{ mL min}^{-1}$ ,  $3.6 \times 10^{-2} \text{ M}$  de iones de  $\text{Fe}^{2+}$  y  $0,1 \text{ M}$  de  $\text{NaCl}$  en agua ultrapura. En agua de riego no se adicionó electrolito soporte.

Este mismo comportamiento se pudo evidenciar en los ensayos de inactivación (figura 6), en agua ultrapura al sistema le tomó 15 minutos para lograr la inactivación de  $\sim 10^7 \text{ UFC mL}^{-1}$  de las células de *E. coli* presentes en solución y después de 20 minutos no se evidencia crecimiento de *E. coli* incluso después de realizar recrecimiento a las 24 y 48 h después del tratamiento, demostrando la incapacidad del microorganismo para recuperarse después de ser aplicado el sistema [62]. No obstante, al realizar el seguimiento de la inactivación de microorganismos cultivables totales en agua de riego, se requirieron 3 horas de tratamiento para lograr la inactivación aproximada de  $\sim 10^7 \text{ UFC mL}^{-1}$ .



**Figura 6.**

Seguimiento de la concentración de bacterias de *Escherichia coli* y microorganismos cultivables a escala logarítmica durante el tratamiento del sistema Electro-Fenton. Condiciones operacionales: Densidad de corriente de  $15 \text{ mA cm}^{-2}$ , flujo de  $210 \text{ mL min}^{-1}$ ,  $3.6 \times 10^{-2} \text{ M}$  de iones de  $\text{Fe}^{2+}$  y  $0,1 \text{ M}$  de  $\text{NaCl}$  en agua ultrapura ( $N_0 = 10^8 \text{ UFC mL}^{-1}$ ). En agua de riego no se adicionó electrolito soporte ( $N_0 = 10^7 \text{ UFC mL}^{-1}$ ).

La rápida eliminación de LOS y de *E. coli*, puede deberse a la acción conjunta de los oxidantes en solución ( $\text{H}_2\text{O}_2$ , EAC y el  $\bullet\text{OH}$ ) [17], [63]. Otros estudios han indicado que durante la aplicación del sistema EF usando como ánodo un DDB, la especie oxidante de mayor incidencia es el radical hidroxilo, generado de forma homogénea por la reacción Fenton o generado sobre la superficie del ánodo [17], [64]. No obstante, las especies activas de cloro generadas en presencia de  $\text{NaCl}$ , especialmente el  $\text{HOCl}$  (un potente desinfectante) y la oxidación directa como producto de la transferencia de electrones del compuesto al ánodo (Eq. 6-8 y 11), pueden también estar involucradas en la degradación e inactivación de los contaminantes evaluados [17], [19], [63].



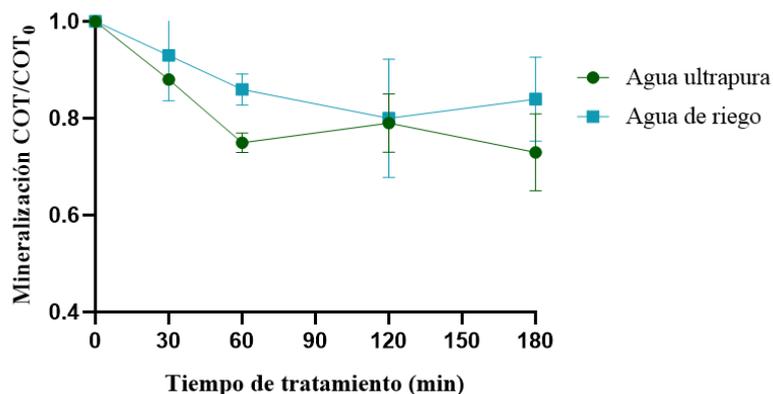
Por otra parte, el incremento en los tiempos de tratamiento para alcanzar la máxima remoción o inactivación de los contaminantes objetivo es un fenómeno ampliamente reportado en la literatura [65], [66]. Se resalta por ejemplo que, al aplicar

los sistemas electroquímicos en agua real, la presencia de otros compuestos en solución, como la materia orgánica natural y otros contaminantes, pueden interferir con la oxidación de los contaminantes objetivo [17], [49]. Como puede ocurrir en la inactivación de microorganismos, donde la amplia variedad y la complejidad de sus estructuras, puede hacer mucho más difícil su eliminación en comparación a la cepa modelo [6], [11].

Cabe resaltar que a pesar de requerir más tiempo para la inactivación de microorganismos en condiciones reales, los resultados demuestran la efectividad del tratamiento para la desinfección y degradación de LOS en aguas contaminadas, el cual termina siendo la finalidad de la aplicación de estos sistemas de tratamiento.

Adicionalmente, los PEOA como el sistema EF tienen la capacidad de generar la mineralización parcial o completa de los contaminantes, dependiendo el tiempo de tratamiento y la susceptibilidad de los compuestos orgánicos presentes en solución al ataque de los oxidantes [17]. Por esta razón, se realizó el seguimiento de la mineralización de las soluciones tratadas, observando la evolución del COT durante 3 horas de tratamiento.

Como se observa en la Figura 7, al aplicar el sistema EF en agua ultrapura, se puede evidenciar una reducción decrecimiento rápido del COT, alcanzando una mineralización máxima del 20% durante la primera hora de tratamiento, manteniéndose sin cambios significativos hasta el final del tratamiento. Además, consecuente a los datos anteriores de degradación e inactivación en aguas de riego, la eficiencia de mineralización del sistema EF en agua de riego también disminuyó, alcanzando el 12% de mineralización después de una hora de tratamiento y después se mantuvo, con un comportamiento similar al identificado en agua ultrapura.



**Figura 7.**

*Seguimiento de la mineralización de LOS durante el tratamiento en agua ultrapura y agua de riego dopadas con LOS a 10 ppm. Condiciones operacionales: Densidad de corriente de  $15 \text{ mA cm}^{-2}$ , flujo de  $210 \text{ mL min}^{-1}$ ,  $3.6 \times 10^{-2} \text{ M}$  de iones de  $\text{Fe}^{2+}$  y  $0,1 \text{ M}$  de  $\text{NaCl}$  en agua ultrapura ( $\text{COT}_0$  de  $10,67 \text{ ppm}$ ). En agua de riego no se adicionó electrolito soporte ( $\text{COT}_0$  de  $35,56 \text{ ppm}$ ).*

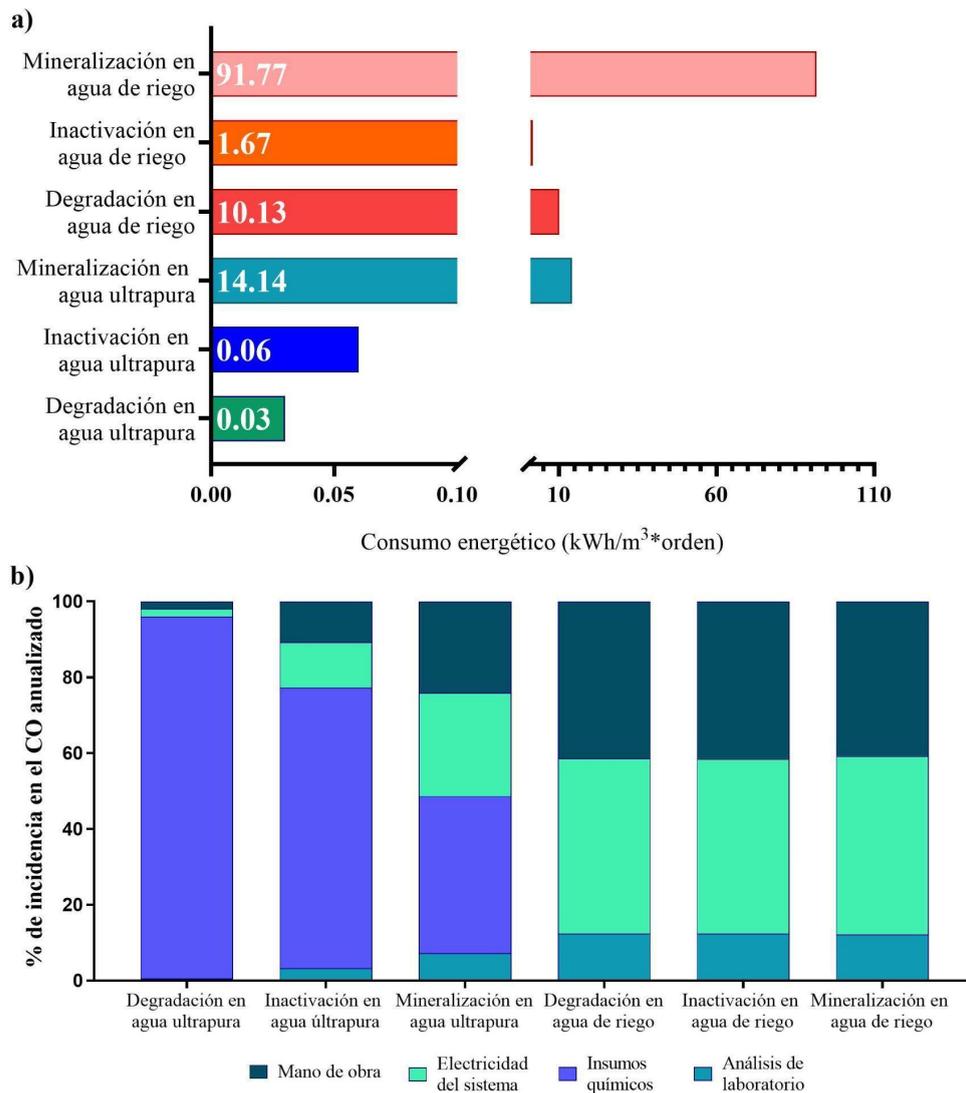
Los resultados sugieren que los productos de degradación generados por el sistema EF pueden ser más recalcitrantes al tratamiento que el compuesto original. Este fenómeno ya se había descrito anteriormente en estudios realizados en el grupo de investigación, donde se reportó una mineralización del 18% de LOS usando un sistema Foto-electro-Fenton con ánodos DDB, resaltando la generación de ácidos orgánicos de cadena corta, como ácidos alifáticos, después de la acción de los radicales a los intermediarios primarios de LOS, los cuales son resistentes a la acción de radicales como  $\bullet\text{OH}$  [17], [61]. Sin embargo, la transformación de LOS a ácidos orgánicos implica que el sistema podría generar productos de degradación más amigables con el medio ambiente, puesto que estos podrían ser biodegradables [67], [68]

*1.1. Cálculo de consumo energético y costos operacionales del sistema electro-Fenton propuesto.*

Bajo las condiciones utilizadas en agua ultrapura, el sistema EF propuesto permitió la degradación rápida y completa de los contaminantes con un consumo

energético (CE) de 0,03 y 0,06 kWh m<sup>-3</sup> orden<sup>-1</sup> para LOS y *E. Coli* respectivamente. Además, se pudo establecer el consumo del sistema EF para la mineralización de LOS después de una hora de tratamiento, siendo de 14,14 kW h m<sup>-3</sup> orden<sup>-1</sup>. Estos valores están dentro de los consumos esperados en este tipo de sistemas, de acuerdo a lo reportado en una selección de estudios basada en el consumo de energía eléctrica para tratar contaminantes orgánicos usando el sistema EF (entre 0,02 y 26,91 kWh m<sup>-3</sup> orden<sup>-1</sup>) [67].

Cuando el sistema fue aplicado en aguas de riego, los consumos energéticos aumentaron casi seis veces en el caso de la mineralización y más de 50 veces para la degradación de LOS y la inactivación de microorganismos (figura 8a). Esto ocurre por dos factores: primero, al extenderse los tiempos de tratamiento necesarios para llevar a cabo la degradación de los contaminantes, también se aumenta el tiempo en que el sistema consume energía eléctrica y segundo, porque la conductividad natural del agua de riego es inferior a la implementada en condiciones controladas, siendo de 637  $\mu\text{S cm}^{-2}$  para agua de riego y 10,600  $\mu\text{S cm}^{-2}$  para agua ultrapura. Al reducirse la conductividad del agua, se requiere suministrar un mayor voltaje en el sistema con el fin de garantizar la densidad de corriente óptima sobre la superficie de los electrodos (15 mA cm<sup>-2</sup>) [49].



**Figura 8.**

(a) Consumo energético asociado y (b) Costos operacionales asociados a la degradación de LOS y microorganismos en agua ultrapura y agua de riego dopada.

Estos cambios en las condiciones de tratamiento generaron cambios importantes en la distribución de los costos operacionales del sistema EF (figura 8b). En los ensayos en agua ultrapura, el principal factor de costo operacional fue el asociado a insumos y reactivos. Esto se debe principalmente a la adición de NaCl como electrolito soporte con el fin de cerrar el sistema electroquímico. Por lo tanto, cuando se aplicó el sistema EF en agua de riego, este costo fue reducido y reemplazado

principalmente por el costo asociado al CE del sistema. Además, también se logra identificar como otros costos asociados a la operación del sistema toman un mayor impacto sobre el total, como es el caso de los análisis de laboratorio y la mano de obras, dos factores asociados al seguimiento y control del sistema. Esto no indica que estos costos incrementen al aplicar el sistema en agua de riego, sino que al reducir los costos asociados a insumos químicos, la distribución de los costos cambia, dando un mayor impacto a estos factores de costo.

En consecuencia, los resultados sugieren que al implementar el sistema EF en condiciones de funcionamiento reales, como es el caso del agua de riego, el CE es un factor clave en la aplicación del tratamiento. Principalmente, porque dependiendo la complejidad de la matriz y sus características fisicoquímicas, se pueden extender los tiempos de tratamiento y también afectar las condiciones electroquímicas del sistema.

## **2. Producción de biogás a partir de un sistema de digestión anaeróbica tipo UASB y su transformación en energía eléctrica.**

Teniendo en cuenta que el consumo energético del sistema EF representa un costo operacional clave para la aplicación del sistema en condiciones reales (91.77 kW h m<sup>-3</sup> orden<sup>-1</sup> TOC removido), se planteó como estrategia aplicar biogás como una fuente de energía sostenible y económica con el fin de reducir los costos del sistema electroquímico. Con este propósito, se realizó el montaje de un reactor tipo UASB con una capacidad de 1,5 L con el fin de evaluar la producción de biogás de estos sistemas a partir de aguas residuales sintéticas. Se evaluó el funcionamiento del reactor en función de la remoción de la materia orgánica y la producción de biogás, y de forma simultánea se hizo el seguimiento del pH (figura 6). A partir de los resultados se puede describir el comportamiento del reactor en dos fases. La primera fase fue la de puesta

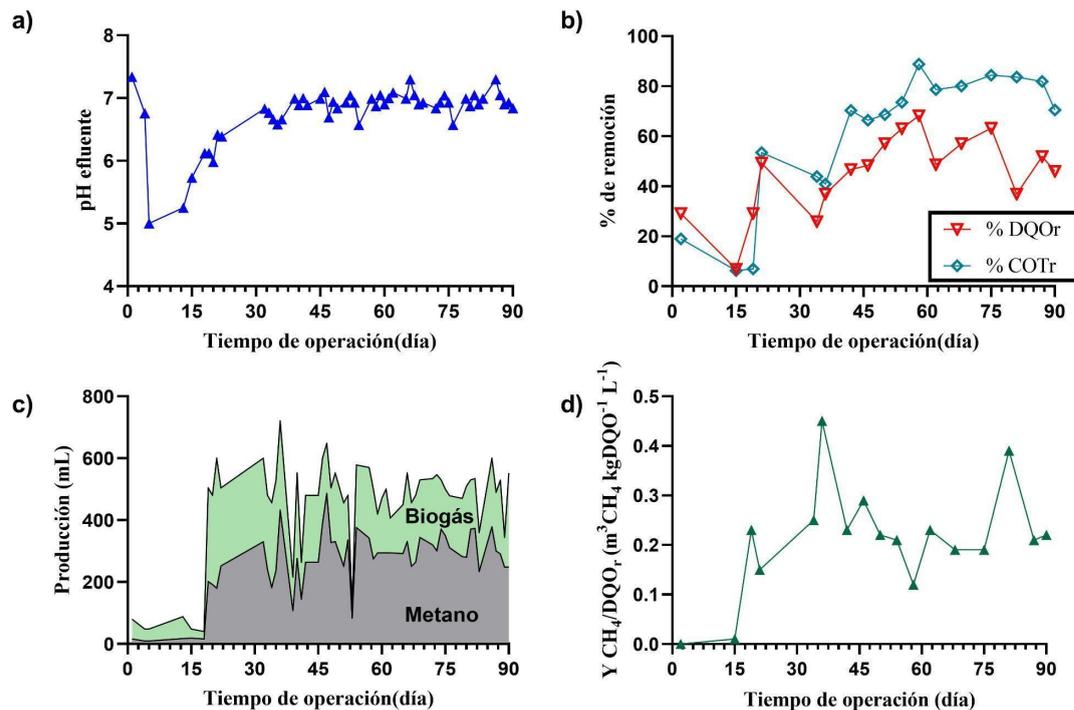
en marcha (1-19 días) y la segunda fase de estabilización, periodo de tiempo en el cual la producción de  $\text{CH}_4$  y la degradación de la materia orgánica en solución se mantenía relativamente constante [37].

En la primera fase se inició el biorreactor suministrando una carga de materia orgánica alrededor de  $0.78 \text{ gO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ día}^{-1}$  con un tiempo de retención de 2 días, con el fin de iniciar el crecimiento de los microorganismos y posteriormente se mantuvo en alrededor de  $1.5 \text{ gO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ día}^{-1}$ , con el fin de adaptar y permitir el crecimiento de los microorganismos dentro del reactor y una vez se estableció un incremento en la producción de biogás, se incrementó carga de materia orgánica para favorecer una mayor producción de  $\text{CH}_4$  [53], [69]. Durante el periodo de puesta en marcha se realizó una dosificación de  $\text{NaHCO}_3$  a una concentración de  $1000 \text{ mg L}^{-1}$  para aumentar el pH del sistema y asegurar que el efluente estuviera cercano a  $\text{pH} = 7.0$  durante todo el experimento; logrando en las instancias finales alcanzar un pH entre 6.5 y 7.1 (Figura 6a). El seguimiento del pH en estos sistemas es crucial para asegurar el buen funcionamiento del reactor, puesto que las comunidades metanogénicas son sensibles a los cambios de pH y su presencia es viable a pH entre 6.5 y 7.5 [70].

En estudios previos ya se ha resaltado como esta variable es un claro indicativo de desestabilización de las comunidades bacterianas presentes en el reactor, especialmente las metanogénicas [38]. Sin embargo, se resalta como los reactores tipo UASB pueden ser restaurados de forma rápida al neutralizar de nuevo el sistema [38]. Por lo tanto, la implementación de estrategias de control, como el monitoreo del pH y la temperatura, es esencial para mantener la estabilidad del proceso y la eficiencia en la remoción de materia orgánica y la producción de  $\text{CH}_4$  [37], [53]

La temperatura fue monitoreada y controlada mediante una tarjeta de desarrollo ESP32, la cual contaba con un algoritmo de control PID (Proporcional, integral, y Derivativo), y también se controló el flujo del influente con el fin de mantener una tasa de alimentación constante (Anexo 2).

El seguimiento de la eficiencia de remoción de la materia orgánica suministrada se realizó mediante el seguimiento de la DQO y el COT removido (DQOr y COTr). Como se puede ver en la figura 9b, durante la fase de activación se vio una remoción promedio del  $17.97 \pm 15.74$  % de DQOr y  $6.61 \pm 0.50$  % de COTr. Una vez se estabilizó el reactor, la remoción aumentó a  $49.9 \pm 12.03$  % y  $71,6 \pm 14.68$  % para DQOr y COTr respectivamente. Esto es consecuente a lo reportado en otros estudios realizados bajo condiciones similares, en donde se usa el sistema para el tratamiento de agua residual sintética, alcanzando una remoción máxima de ~60% DQOr después de la estabilización del reactor [40]. Adicionalmente, ya ha sido ampliamente reportada la aplicación del sistema UASB en aguas residuales de naturaleza compleja, logrando eficiencias superiores al 62% de DQOr [69], [71], [72], demostrando que este tratamiento biológico es efectivo para la reducción de materia orgánica en aguas residuales.



**Figura 9.**

*Seguimiento operacional de un reactor UASB. (a) Variación del pH en el efluente del sistema, (b) Variación en la eficiencia de eliminación de DQO y COT, (c) Producción diaria de biogás y  $CH_4$ , y (d) Tasa de producción de  $CH_4$  durante el periodo de operación.*

Finalmente, se realizó el seguimiento de la producción de biogás mediante el método de desplazamiento volumétrico. De manera similar a lo evidenciado con la remoción de materia orgánica, se encontró que la producción específica de biogás aumentó gradualmente de  $0.06 \pm 0.02$  a  $0.49 \pm 0.11 \text{ L d}^{-1}$ , con un contenido de  $CH_4$  de  $26\% \pm 10\%$  durante la puesta en marcha y luego se mantuvo en rango promedio de  $60\% \pm 11\%$  de  $CH_4$  (figura 6c). Además, como se puede ver en la figura 6d, se determinó una tasa de producción de  $0.25 \pm 0.06 \text{ m}^3 \text{ de } CH_4 \cdot \text{kg de } DQO_r^{-1} \text{ L}^{-1}$ , durante la fase de estabilización, lo cual corresponde al 70,18% de rendimiento respecto al valor teórico ( $0.35 \text{ m}^3 \text{ } CH_4 \cdot \text{kg de } DQO_r^{-1} \text{ L}^{-1}$ ) [33], [56]. Estos resultados confirman la eficacia de los sistemas tipo UASB para el tratamiento de aguas residuales, siendo incluso superiores a lo reportado en otros estudios como el de Bakraoui *et al.* (2020),

donde a partir de aguas residuales de fábricas de papel, establecieron una tasa que aumentó de 0.024 a 0.176 m<sup>3</sup> de CH<sub>4</sub> \* kg de DQOr<sup>-1</sup>, con una concentración de CH<sub>4</sub> <70 % [53]. En un sistema similar al implementado en este trabajo, ya se había reportado una eficiencia de producción de CH<sub>4</sub>, cercana al 60%, implementando aguas residuales sintéticas [36], [70].

Teniendo en cuenta las condiciones de operación implementadas en este trabajo, se pudo demostrar que el sistema UASB fue efectivo para la producción de biogás a partir de aguas residuales sintéticas, logrando una eficiencia de producción de CH<sub>4</sub> acorde a lo esperado en este tipo de sistemas. Esto es un acercamiento favorable para su evaluación bajo condiciones reales si se considera trabajar en aguas residuales. Sin embargo, cabe resaltar que a pesar de generar biogás con un contenido favorable de CH<sub>4</sub> para su implementación como fuente de energía, es posible que, para obtener un mayor poder energético, sea necesario adicionar estrategias de purificación del biogás.

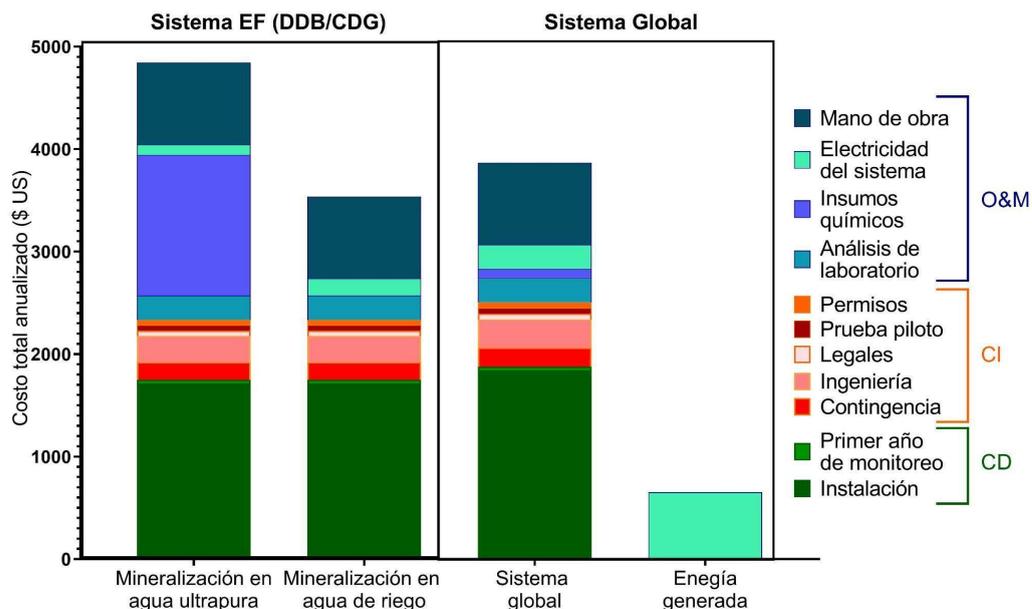
Con el fin de evidenciar el potencial del biogás como combustible para la generación de energía, se implementó una planta de energía que funcionó a partir de la combustión del biogás con una concentración superior al 60% de CH<sub>4</sub>. Con el fin de asegurar un suministro suficiente para realizar las pruebas de funcionamiento, se construyó un reactor UASB de 20 litros que operó a las mismas condiciones del sistema de 1.5 L, el cual permitió recolectar hasta 1.0 x 10<sup>-2</sup> m<sup>3</sup> día<sup>-1</sup> de biogás. Al aplicarlo en el generador eléctrico, se obtuvo una producción de 6.0 kWh d<sup>-1</sup>. Si se considera que, el sistema electroquímico, bajo las condiciones evaluadas, requiere 1.10 kWh d<sup>-1</sup> para llevar a cabo la mineralización de un orden de magnitud de COT, podemos afirmar que el sistema de generación de energía propuesto podría sustentar energéticamente el proceso, e incluso, brindaría energía adicional que podría ser reintegrada a otras partes del sistema.

### 3. Evaluación de concepto mediante criterios económicos.

La Figura 10 representa de manera detallada el Costo Total Anualizado (CTA) estimado, correspondiente a los sistemas que conforman la propuesta de este estudio (Sistema EF y Sistema global (EF-UASB-Generador)). Gracias a la selección de dos sistemas de bajo costo para la generación de energía, se lograron mantener los costos asociados a inversión inicial muy cercanos a los requeridos para la construcción y montaje del sistema electroquímico. Esto se ve reflejado en la poca incidencia que tiene la construcción del reactor UASB y el sistema de combustión y generación de electricidad sobre los CD y los CI.

Utilizando los criterios establecidos por el modelo de la EPA para estimar los costos de equipamiento e instalación [58], se determinó que el Costo Directo (CD) fue de \$1.877,59 para el sistema global propuesto, siendo superior al del sistema EF (\$1.749,09) a causa de los costos de inversión requeridos para el sistema UASB y el generador, considerando una vida útil del sistema de 20 años. El CD comprende la compra de las unidades, la instalación y el tiempo de programación y mano de obra para cada sistema, de los cuales, corresponden al 47.4 % del costo total anualizado del sistema global y al 49.4 % para el sistema electroquímico.

También se consideraron los Costos Indirectos (CI) de la construcción de cada uno de los sistemas, tomando en cuenta los parámetros establecidos en el modelo de análisis de costos de la EPA. Los CI representan la inversión que respalda la construcción y el funcionamiento de los sistemas en términos legales y de diagnóstico, por lo que incluyen Permisos, Prueba piloto, Trámites Legales, Ingeniería y un recurso de Contingencia, los cuales constituyen menos de aproximadamente el 16 % del CTA para los dos casos.



**Figura 10.**

*Descripción detallada de los costos anualizados asociados a la operación y construcción del sistema EF (DDB/EDG) y el Sistema global (EF-UASB-Generador). Costos de operación y mantenimiento (O&M), Costos Indirectos (CI) y Costos Directos (CD).*

En cuanto a los costos de operación y mantenimiento (O&M) son los costos asociados al consumo de electricidad y los consumibles o insumos, los cuales son diferentes para cada sistema y como se ha demostrado en otros trabajos, son factores de gran influencia en los costos asociados a los PEOA. En este trabajo, se pudo evidenciar como el consumo de reactivos y de energía eléctrica puede cambiar por las condiciones del agua a tratar, como se observa en los costos asociados al tratamiento en agua ultrapura y los correspondientes al agua de riego, donde se evidencia una reducción de 28 % del CTA. Por esa razón, para evaluar los costos operacionales del sistema global, se tomaron los mismos factores de costo operacionales del sistema EF aplicado en agua de riego y se adicionaron los correspondientes al sistema de generación de energía.

Como se observó también en la figura 10, más del 35 % de los CTA corresponden a los costos operacionales, correspondiendo a \$1.204,64 para el sistema EF y \$1.451,48 para el sistema global. Sin embargo, el sistema global también permite

la generación de energía eléctrica suficiente para abastecer el sistema y permite generar energía adicional que podría generar ganancias adicionales correspondientes a \$652,16, permitiendo reducir los costos en un 16.5 %.

Teniendo en cuenta los costos anualizados asociados a la operación y construcción del sistema, la utilización de biogás como fuente de energía para alimentar el sistema EF podría ser una alternativa económicamente viable para implementar los PEOA a mayor escala, ya que permite la reducción de costos asociados al tratamiento y genera energía eléctrica adicional que puede ser redistribuida para otras aplicaciones. Por esta razón, este trabajo aporta información científica y teórica prometedora sobre la aplicación de bioenergía como una alternativa para el uso y escalamiento de los tratamientos electroquímicos dentro del marco del desarrollo sostenible. Aunque, aún existen cuestiones políticas, sociales y medioambientales que tienen que evaluarse en estudios posteriores, para asegurar la viabilidad de la implementación del sistema propuesto, como se demostró a partir del análisis de nivel de avance tecnológico (Anexo 4), en donde la tecnología presentada se encuentra en un nivel de TRL5 correspondiente a una prueba de concepto finalizada.

### **Conclusiones**

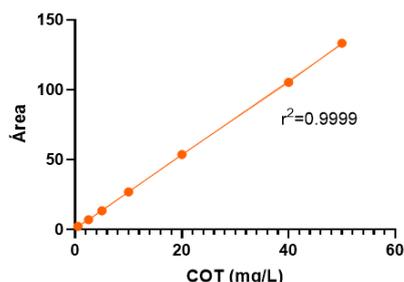
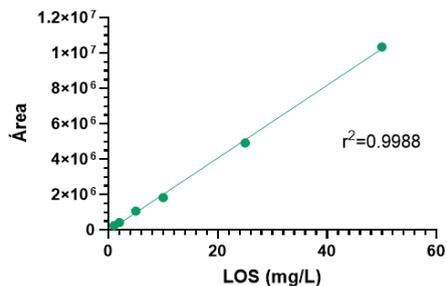
La evaluación del sistema Electro-Fenton tanto en condiciones controladas (agua ultrapura), como en condiciones reales (agua de riego) permitió demostrar el potencial del sistema para llevar a cabo la degradación de Losartan y la inactivación de microorganismos. Sin embargo, los resultados demuestran que la complejidad de la muestra a tratar puede cambiar los tiempos de tratamiento y las condiciones energéticas. Estos cambios influyen directamente en el consumo de energía, aumentando los costos energéticos asociados a la aplicación del sistema en agua de

riego en comparación a los asociados a la aplicación del sistema en agua ultrapura; lo cual refleja la importancia de reducir los costos asociados al consumo energético con el objetivo de aplicar el sistema en condiciones reales a mayor escala.

Adicionalmente, teniendo en cuenta las condiciones de operación implementadas en este trabajo, se pudo demostrar que el Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente fue efectivo para la producción de biogás a partir de aguas residuales sintéticas. Además, se pudo determinar que al implementar el biogás a concentraciones superiores a 60% de metano, el funcionamiento del generador de combustión permitía la generación de electricidad con una producción de casi 5 veces más de la requerida por el sistema EF, demostrando como el sistema de generación de energía propuesto presenta potencial para mantener un funcionamiento continuo del tratamiento electroquímico. Además de aportar energía adicional que podría brindar ganancias adicionales o reducir los costos al integrarlo a otras áreas de operación.

Finalmente, a partir de los resultados de esta investigación, se pudo plantear la utilización de biogás como una fuente de energía alternativa, viable y económica, para sustentar el sistema Electro-Fenton a mayor escala. Esta investigación aporta una valiosa perspectiva sobre tecnologías sostenibles y eficientes tanto para la generación de energía renovable como para la degradación de contaminantes recalcitrantes.

## **ANEXOS**



		Seguimiento LOS	Análisis TOC
Coef. de regresión lineal	$r > 0.99$	0.9994	0.9999
t de student n-2 grados de libertad 95%	t calculado > t crítico	56.73	146.98
Coefficiente de variación (CV)	5% > CV	CV < 2.97%	CV < 3.25
Límites de detección (LD)		0.0519	0.2662

**Anexo 1.** Datos de validación de los métodos analíticos implementados para el seguimiento del contaminante modelo Losartan, la mineralización de la materia orgánica.

```
//Para la tarjeta de desarrollo ESP32

#include <OneWire.h>
#include <DallasTemperature.h>
#include <Wire.h> // libreria para bus I2C
int resistencia = 25; //pin IN de modulo a pin 3 de Arduino
int bomba = 21; // pin IN de modulo a pin 2 de Arduino
const byte pinDatosDQ = 23; // pin recepción de datos sonda de T.

//Se definen las condiciones iniciales
unsigned long t0 = 0;
unsigned long tf = millis();
int dt = tf-t0;
int tmuestreo = 10; // se demora 10 milisegundos entre lecturas
float Tref = 38; // valor de referencia
double TEMPERATURA; // temperatura de salida
double e; //error
double u; //control
double ei=0; // suma del error para la Integral
double ea=0; // error anterior para laderivada
int msegundos = 0;
int kp=2, ki=2, kd=2; // constantes de control
int tb=0;
OneWire OneWriteObjeto(pinDatosDQ);
DallasTemperature sensorDS18B20 (OneWriteObjeto);

void setup() {
  Serial.begin(9600); // inicializa comunicacion serie a 9600 bps
  sensorDS18B20.begin(); //inicializa bus del sensor
  pinMode(bomba, OUTPUT); // pin salida
  pinMode (resistencia,OUTPUT); // pin salida
  Wire.begin(); // inicializa bus I2C
}

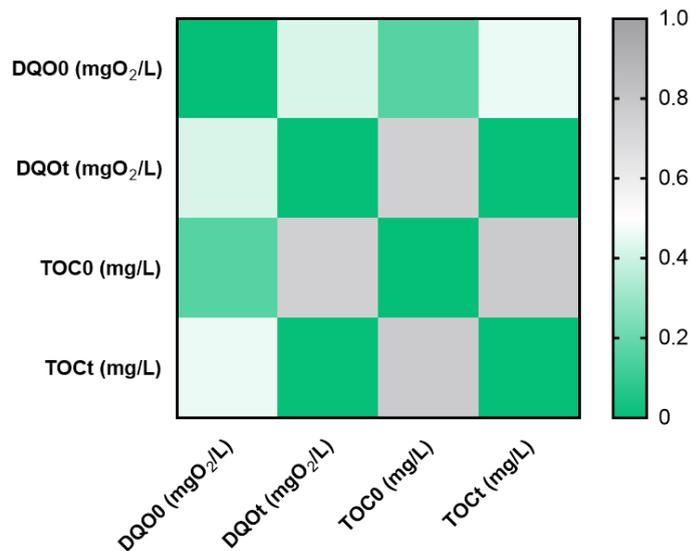
void loop() {
  Serial.println("Mandando comandos a los sensores");
  if (dt>tmuestreo){ // demora de 10 milisecondo entre lecturas
    TEMPERATURA = sensorDS18B20.getTempCByIndex(0);
    e=Tref-TEMPERATURA; // error
    ei=e*dt+ei; //calculo Integral
    double ed=(e-ea)/dt; // calculo derivativo
    float P=kp*e; //control proporcional
    float I=ki*ei; // control integral
    float D=kd*ed; // control derivativo
    u=P+I+D; // señal de control
    ea=e;
    t0=tf; // actualiza el tiempo
  }
  if (u>0){
    analogWrite(resistencia,u); //cambiarlo a señal analoga y controla el mosfet
    Serial.println("Resistencia encendida = ") + String (TEMPERATURA) + String ( "°C");
  }
  if (u<0){
    u=0;
    analogWrite(resistencia,u);
    Serial.println("Resistencia apagada = ") + String (TEMPERATURA)+ String ( "°C");
  }
  if (millis() >= tb + 500){
    tb = millis();
    msegundos++;
    //Serial.println(msegundos);
    if (msegundos<208){ //tiempo de encendido
      flujo_on();
    }
    else {
      flujo_off();
    }
    if (msegundos==7200){ //Tiempo de lh de apagado
      msegundos=0;
    }
  }
}

void flujo_on(){
  digitalWrite(bomba, HIGH);
}

void flujo_off(){
  digitalWrite(bomba,LOW);
}

```

**Anexo 2.** Código de control de temperatura PID y de alimentación ON/OFF implementado en una tarjeta de desarrollo ESP32.



**Anexo 3.**

Mapa de calor correspondiente a la correlación entre las variables DQO y TOC a partir de Valores P. (0-Correlación perfecta, 0.5-Correlación moderada y 1-Sin correlación)

**Anexo 4.** Análisis de nivel de avance tecnológico del sistema global (EF-UASB-Generador) mediante soportes bibliográficos y datos experimentales.

Análisis de nivel de TRL				
Nivel	Entorno	Descripción	Avance	Soporte Bibliográfico
TRL 1	Laboratorio	Nivel de madurez más bajo de un proyecto de innovación donde comienza la idea investigación científica básica y se inicia la transición a la investigación o idea aplicada.	Principios básicos observados y reportados	[34], [35], [53], [67], [71]
		La idea o investigación ya se ha aterrizado y los principios científicos están enfocados en áreas específicas de aplicación para definir el concepto.	Resultados validados a nivel de prueba de concepto, en donde tienen definidas algunas aplicaciones.	[3], [17], [38], [49], [53], [69]

TRL 3		Actividades de I+D incluyendo pruebas analíticas, pruebas de concepto a escala de laboratorio, orientadas a demostrar la factibilidad técnica de los proyectos de innovación.	Resultados cuantitativos a nivel de laboratorio, se espera contar algunos datos específicos de la eficiencia y efectividad de la tecnología en ambiente relevante.	Datos presentados en este documento
TRL 4	<b>Simulación</b>	Los componentes han sido identificados y se busca establecer si dichos componentes individuales cuentan con las capacidades para actuar de manera integrada, funcionando conjuntamente en el sistema.	Prototipo a nivel de laboratorio, donde se pueden realizar algunas mediciones, que pueden ser escalables y cuyas ventajas competitivas y comparativas pueden ser medibles.	
TRL 5		Los elementos básicos de la innovación son integrados, de manera que la configuración final es similar a su aplicación final, es decir, que está listo para ser usado en la simulación de un entorno real. Se mejoran los modelos tanto técnicos como económicos del diseño inicial, se ha identificado adicionalmente aspectos de seguridad, limitaciones ambientales y/o regulatorios, entre otros.	El prototipo ya cuenta con validaciones en un ambiente real simulado y se conocen los beneficios.	

### Referencias Bibliográficas

- [1] S. Zhou, C. Di Paolo, X. Wu, Y. Shao, T.-B. Seiler, and H. Hollert, "Optimization of screening-level risk assessment and priority selection of emerging pollutants - The case of pharmaceuticals in European surface waters.," *Environ. Int.*, vol. 128, pp. 1–10, Jul. 2019, doi: 10.1016/j.envint.2019.04.034.
- [2] W. C. Li, "Occurrence, sources, and fate of pharmaceuticals in aquatic environment and soil.," *Environ. Pollut.*, vol. 187, pp. 193–201, Apr. 2014, doi: 10.1016/j.envpol.2014.01.015.

- [3] E. A. Serna-Galvis *et al.*, “Degradation of seventeen contaminants of emerging concern in municipal wastewater effluents by sonochemical advanced oxidation processes.,” *Water Res.*, vol. 154, pp. 349–360, May 2019, doi: 10.1016/j.watres.2019.01.045.
- [4] B. Zhu, Q. Chen, S. Chen, and Y.-G. Zhu, “Does organically produced lettuce harbor higher abundance of antibiotic resistance genes than conventionally produced?,” *Environ. Int.*, vol. 98, pp. 152–159, Jan. 2017, doi: 10.1016/j.envint.2016.11.001.
- [5] A. M. Botero-Coy *et al.*, ““An investigation into the occurrence and removal of pharmaceuticals in Colombian wastewater?,”” *Sci. Total Environ.*, vol. 642, pp. 842–853, Nov. 2018, doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.06.088.
- [6] D. Martínez-Pachón *et al.*, “Treatment of wastewater effluents from Bogotá - Colombia by the photo-electro-Fenton process: Elimination of bacteria and pharmaceutical.,” *Sci. Total Environ.*, vol. 772, p. 144890, Jun. 2021, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.144890.
- [7] P. Paíga *et al.*, “Assessment of 83 pharmaceuticals in WWTP influent and effluent samples by UHPLC-MS/MS: Hourly variation.,” *Sci. Total Environ.*, vol. 648, pp. 582–600, Jan. 2019, doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.129.
- [8] L. Feng, E. D. van Hullebusch, M. A. Rodrigo, G. Esposito, and M. A. Oturan, “Removal of residual anti-inflammatory and analgesic pharmaceuticals from aqueous systems by electrochemical advanced oxidation processes. A review,” *Chemical Engineering Journal*, vol. 228, pp. 944–964, Jul. 2013, doi: 10.1016/j.cej.2013.05.061.
- [9] O. Ganzenko *et al.*, “Electro-Fenton treatment of a complex pharmaceutical mixture: Mineralization efficiency and biodegradability enhancement.,” *Chemosphere*, vol. 253, p. 126659, Aug. 2020, doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.126659.
- [10] N. M. P. Queiroz, I. Sirés, C. L. P. S. Zanta, J. Tonholo, and E. Brillas, “Removal of the drug procaine from acidic aqueous solutions using a flow reactor with a boron-doped diamond anode,” *Separation and Purification Technology*, vol. 216, pp. 65–73, Jun. 2019, doi: 10.1016/j.seppur.2019.01.069.
- [11] E. Anfruns-Estrada, C. Bruguera-Casamada, H. Salvadó, E. Brillas, I. Sirés, and R. M. Araujo, “Inactivation of microbiota from urban wastewater by single and sequential electrocoagulation and electro-Fenton treatments.,” *Water Res.*, vol. 126, pp. 450–459, Dec. 2017, doi: 10.1016/j.watres.2017.09.056.
- [12] I. Sirés and E. Brillas, “Upgrading and expanding the electro-Fenton and related processes,” *Curr. Opin. Electrochem.*, vol. 27, p. 100686, Jun. 2021, doi: 10.1016/j.coelec.2020.100686.
- [13] C. Jiang and J. Zhang, “Progress and prospect in electro-Fenton process for wastewater treatment,” *Zhejiang University Press*, 2007, doi: 10.1631/jzus.2007.a1118.
- [14] I. Sirés and E. Brillas, “Electro-Fenton Process: Fundamentals and Reactivity,” in *Electro-Fenton Process*, vol. 61, M. Zhou, M. A. Oturan, and I. Sirés, Eds. Singapore: Springer Singapore, 2018, pp. 1–28.
- [15] R. Q. Al-Khafaji and A. H. A.-K. Mohammed, “Optimization of Continuous Electro-Fenton and Photo electro-Fenton Processes to Treat Iraqi Oilfield Produced Water Using Surface Response Methodology,” *IOP Conf. Ser.: Mater. Sci. Eng.*, vol. 518, no. 6, p. 062007, May 2019, doi: 10.1088/1757-899X/518/6/062007.
- [16] C. A. Delgado-Vargas, P. A. Espinosa-Barrera, P. Villegas-Guzman, D. Martínez-Pachón, and A. Moncayo-Lasso, “An efficient simultaneous degradation of sulfamethoxazole and trimethoprim by photoelectro-Fenton process under non-modified pH using a natural citric acid source: study of biodegradability, ecotoxicity, and antibacterial activity.,” *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, vol. 29, no. 28, pp. 42275–42289, Jun. 2022, doi: 10.1007/s11356-021-17751-5.

- [17] D. Martínez-Pachón *et al.*, “Treatment of two sartan antihypertensives in water by photo-electro-Fenton using BDD anodes: Degradation kinetics, theoretical analyses, primary transformations and matrix effects.,” *Chemosphere*, vol. 270, p. 129491, May 2021, doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.129491.
- [18] D. Martínez-Pachón, A. M. Botero-Coy, F. Hernández, N. León López, R. A. Torres-Palma, and A. Moncayo-Lasso, “Elimination of contaminants of emerging concern and their environmental risk in world-real municipal wastewaters by electrochemical advanced oxidation processes,” *Journal of Environmental Chemical Engineering*, vol. 10, no. 3, p. 107803, Jun. 2022, doi: 10.1016/j.jece.2022.107803.
- [19] M. F. García-Montoya, S. Gutiérrez-Granados, A. Alatorre-Ordaz, R. Galindo, R. Ornelas, and J. M. Peralta-Hernández, “Application of electrochemical/BDD process for the treatment wastewater effluents containing pharmaceutical compounds,” *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, vol. 31, pp. 238–243, Nov. 2015, doi: 10.1016/j.jiec.2015.06.030.
- [20] P. Brosler, A. V. Girão, R. F. Silva, J. Tedim, and F. J. Oliveira, “Electrochemical advanced oxidation processes using diamond technology: A critical review,” *Environments*, vol. 10, no. 2, p. 15, Jan. 2023, doi: 10.3390/environments10020015.
- [21] D. Martínez-Pachón, P. Espinosa-Barrera, J. Rincón-Ortíz, and A. Moncayo-Lasso, “Advanced oxidation of antihypertensives losartan and valsartan by photo-electro-Fenton at near-neutral pH using natural organic acids and a dimensional stable anode-gas diffusion electrode (DSA-GDE) system under light emission diode (LED) lighting.,” *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, vol. 26, no. 5, pp. 4426–4437, Feb. 2019, doi: 10.1007/s11356-018-2645-3.
- [22] K. V. Plakas and A. J. Karabelas, “Electro-Fenton Applications in the Water Industry,” in *Electro-Fenton Process*, vol. 61, M. Zhou, M. A. Oturan, and I. Sirés, Eds. Singapore: Springer Singapore, 2018, pp. 343–378.
- [23] W. Wang, Y. Li, Y. Li, M. Zhou, and O. A. Arotiba, “Electro-Fenton and photoelectro-Fenton degradation of sulfamethazine using an active gas diffusion electrode without aeration.,” *Chemosphere*, vol. 250, p. 126177, Jul. 2020, doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.126177.
- [24] H. Yang, M. Zhou, W. Yang, G. Ren, and L. Ma, “Rolling-made gas diffusion electrode with carbon nanotube for electro-Fenton degradation of acetylsalicylic acid.,” *Chemosphere*, vol. 206, pp. 439–446, Sep. 2018, doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.05.027.
- [25] A. Aboudalle, H. Djelal, L. Domergue, F. Fourcade, and A. Amrane, “A novel system coupling an electro-Fenton process and an advanced biological process to remove a pharmaceutical compound, metronidazole.,” *J. Hazard. Mater.*, vol. 415, p. 125705, Aug. 2021, doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.125705.
- [26] D. Mansour, F. Fourcade, I. Soutrel, D. Hauchard, N. Bellakhal, and A. Amrane, “Relevance of a combined process coupling electro-Fenton and biological treatment for the remediation of sulfamethazine solutions – Application to an industrial pharmaceutical effluent,” *Comptes Rendus Chimie*, vol. 18, no. 1, pp. 39–44, Jan. 2015, doi: 10.1016/j.crci.2014.05.005.
- [27] B. Louhichi, F. Gaied, K. Mansouri, and M. R. Jeday, “Treatment of textile industry effluents by Electro-Coagulation and Electro-Fenton processes using solar energy: A comparative study,” *Chemical Engineering Journal*, vol. 427, p. 131735, Jan. 2022, doi: 10.1016/j.cej.2021.131735.
- [28] M. Lanzarini-Lopes, S. Garcia-Segura, K. Hristovski, and P. Westerhoff, “Electrical

- energy per order and current efficiency for electrochemical oxidation of p-chlorobenzoic acid with boron-doped diamond anode.,” *Chemosphere*, vol. 188, pp. 304–311, Dec. 2017, doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.08.145.
- [29] F. Soltani, N. Navidjouy, H. Khorsandi, M. Rahimnejad, and S. Alizadeh, “A novel bio-electro-Fenton system with dual application for the catalytic degradation of tetracycline antibiotic in wastewater and bioelectricity generation.,” *RSC Adv.*, vol. 11, no. 44, pp. 27160–27173, Aug. 2021, doi: 10.1039/d1ra04584a.
- [30] I. Michael Smarte Anekwe, E. Kwaku Armah, and E. Kweinor Tetteh, “Bioenergy production: emerging technologies,” in *Biomass, biorefineries and bioeconomy*, M. Samer, Ed. IntechOpen, 2022.
- [31] M. P. C. Volpi, L. T. Fuess, and B. S. Moraes, “Anaerobic co-digestion of residues in 1G2G sugarcane biorefineries for enhanced electricity and biomethane production.,” *Bioresour. Technol.*, vol. 330, p. 124999, Jun. 2021, doi: 10.1016/j.biortech.2021.124999.
- [32] Z. Zhi *et al.*, “Electrically regulating co-fermentation of sewage sludge and food waste towards promoting biomethane production and mass reduction.,” *Bioresour. Technol.*, vol. 279, pp. 218–227, May 2019, doi: 10.1016/j.biortech.2019.01.142.
- [33] J. Filer, H. H. Ding, and S. Chang, “Biochemical methane potential (BMP) assay method for anaerobic digestion research,” *Water (Basel)*, vol. 11, no. 5, p. 921, May 2019, doi: 10.3390/w11050921.
- [34] F. F. Freitas *et al.*, “The Brazilian market of distributed biogas generation: Overview, technological development and case study,” *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 101, pp. 146–157, Mar. 2019, doi: 10.1016/j.rser.2018.11.007.
- [35] P. Weiland, “Biogas production: current state and perspectives.,” *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, vol. 85, no. 4, pp. 849–860, Jan. 2010, doi: 10.1007/s00253-009-2246-7.
- [36] X. Lu, G. Zhen, J. Ni, T. Hojo, K. Kubota, and Y.-Y. Li, “Effect of influent COD/SO<sub>4</sub>(<sup>2-</sup>) ratios on biodegradation behaviors of starch wastewater in an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor.,” *Bioresour. Technol.*, vol. 214, pp. 175–183, Aug. 2016, doi: 10.1016/j.biortech.2016.04.100.
- [37] M. A. Musa, S. Idrus, M. R. Harun, T. F. Tuan Mohd Marzuki, and A. M. Abdul Wahab, “A Comparative Study of Biogas Production from Cattle Slaughterhouse Wastewater Using Conventional and Modified Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Reactors.,” *Int. J. Environ. Res. Public Health*, vol. 17, no. 1, Dec. 2019, doi: 10.3390/ijerph17010283.
- [38] M. C. Díaz-Báez and J. D. Valderrama-Rincon, “Rapid restoration of methanogenesis in an acidified UASB reactor treating 2,4,6-trichlorophenol (TCP).,” *J. Hazard. Mater.*, vol. 324, no. Pt B, pp. 599–604, Feb. 2017, doi: 10.1016/j.jhazmat.2016.11.031.
- [39] M. P. Martínez-Polanco *et al.*, “Degradation of high concentrations of azithromycin when present in a high organic content wastewater by using a continuously fed laboratory-scale UASB bioreactor.,” *Chemosphere*, vol. 287, no. Pt 2, p. 132191, Jan. 2022, doi: 10.1016/j.chemosphere.2021.132191.
- [40] J. E. Vargas Rodríguez, J. D. Valderrama Rincón, A. Cardozo, A. J. Martínez, and O. Mora, “Simultaneous Methane Production and Atmospheric Carbon Fixation During Nutrient Recycling from Yellow Wastewater in a Continuously Fed Pbr-Uasb System,” 2023, doi: 10.2139/ssrn.4524652.
- [41] Ministerio de Energía, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, and Global Environment Facility, *Manual de Biogás*. 2011.

- [42] E. Ponce, “Métodos sencillos en obtención de biogás rural y su conversión en electricidad,” *Idesia*, no. ahead, pp. 0–0, 2016, doi: 10.4067/S0718-34292016005000011.
- [43] J. Daniel-Gromke *et al.*, “Current developments in production and utilization of biogas and biomethane in germany,” *Chemie Ingenieur Technik*, vol. 90, no. 1–2, pp. 17–35, Jan. 2018, doi: 10.1002/cite.201700077.
- [44] N. Scarlat, J.-F. Dallemand, and F. Fahl, “Biogas: developments and perspectives in Europe,” *Renew. Energy*, vol. 129, pp. 457–472, Mar. 2018, doi: 10.1016/j.renene.2018.03.006.
- [45] E. B. A. EBA, “EBA Statistical Report 2020 | European Biogas Association,” 2020. <https://www.europeanbiogas.eu/eba-statistical-report-2020/> (accessed Oct. 31, 2022).
- [46] M. Velásquez *et al.*, “Estimación del potencial de conversión a biogás de la biomasa en Colombia y su aprovechamiento,” *Recuperado de <https://bdigital.upme.gov.co/jspui/bitstream/001/1317/1/Informe%20final.pdf>*, 2018.
- [47] ACUEDUCTO, “Productos de la PTAR Salitre,” 2018. <https://www.acueducto.com.co/wps/portal/EAB2/Home/ambiente/saneamiento/rio-bogota/ptar-salitre/productos-de-la-ptar-salitre> (accessed Apr. 30, 2023).
- [48] J. E. Marroquín-Fandiño *et al.*, “Novel external-loop-airlift milliliter scale bioreactors for cell growth studies: Low cost design, CFD analysis and experimental characterization,” *J. Biotechnol.*, vol. 324, pp. 71–82, Dec. 2020, doi: 10.1016/j.jbiotec.2020.09.022.
- [49] C. A. Delgado-Vargas *et al.*, “Optimization and Application of a Continuous Flow Photo-Electro-Fenton System for the Removal of Pharmaceutical Active Compounds Detected in Irrigation Water of Bogotá – Savanna (Colombia) Crops,” *Journal of Environmental Chemical Engineering*, p. 111030, Sep. 2023, doi: 10.1016/j.jece.2023.111030.
- [50] S. Kourdali, A. Badis, A. Boucherit, K. Boudjema, and A. Saiba, “Electrochemical disinfection of bacterial contamination: Effectiveness and modeling study of E. coli inactivation by electro-Fenton, electro-peroxi-coagulation and electrocoagulation,” *J. Environ. Manage.*, vol. 226, pp. 106–119, Nov. 2018, doi: 10.1016/j.jenvman.2018.08.038.
- [51] T. F. C. V. Silva, A. Fonseca, I. Saraiva, R. A. R. Boaventura, and V. J. P. Vilar, “Scale-up and cost analysis of a photo-Fenton system for sanitary landfill leachate treatment,” *Chemical Engineering Journal*, vol. 283, pp. 76–88, Jan. 2016, doi: 10.1016/j.cej.2015.07.063.
- [52] GlobalPetrolPrices.com, “Colombia electricity prices, December 2022 | GlobalPetrolPrices.com,” *Colombia electricity prices*. [https://www.globalpetrolprices.com/Colombia/electricity\\_prices/](https://www.globalpetrolprices.com/Colombia/electricity_prices/) (accessed Sep. 30, 2023).
- [53] M. Bakraoui, F. Karouach, B. Ouhammou, M. Aggour, A. Essamri, and H. El Bari, “Biogas production from recycled paper mill wastewater by UASB digester: Optimal and mesophilic conditions,” *Biotechnol Rep (Amst)*, vol. 25, p. e00402, Mar. 2020, doi: 10.1016/j.btre.2019.e00402.
- [54] E. W. Rice, L. Bridgewater, and American Public Health Association, *Standard methods for the examination of water and wastewater*, vol. 10. American public health association Washington, DC, 2012.
- [55] J. D. Valderrama Rincón, H. J. Luna Wandurraga, J. A. Valderrama Rincón, A. J. Martínez Rojas, and J. A. Arango Oviedo, “Gas flow meter for liquid displacement,”

- CO2019003208A1, May 10, 2019.
- [56] C. H. Pham, J. M. Triolo, T. T. T. Cu, L. Pedersen, and S. G. Sommer, “Validation and recommendation of methods to measure biogas production potential of animal manure,” *Asian-Australas J Anim Sci*, vol. 26, no. 6, pp. 864–873, Jun. 2013, doi: 10.5713/ajas.2012.12623.
- [57] R. Stirling, W. S. Walker, P. Westerhoff, and S. Garcia-Segura, “Techno-economic analysis to identify key innovations required for electrochemical oxidation as point-of-use treatment systems,” *Electrochim. Acta*, vol. 338, p. 135874, Apr. 2020, doi: 10.1016/j.electacta.2020.135874.
- [58] E. P. A. United States, “Cost Evaluation of Point-of-Use and Point-of- Entry Treatment Units for Small Systems: Cost Estimating Tool and User Guide,” Mar. 2023.
- [59] U.S. Department of Energy, “Technology Readiness Assessment Guide — DOE Directives, Guidance, and Delegations,” Sep. 15, 2011. <https://www.directives.doe.gov/directives-documents/400-series/0413.3-EGuide-04> (accessed Apr. 06, 2023).
- [60] F. S. Cortez *et al.*, “Ecotoxicological effects of losartan on the brown mussel *Perna perna* and its occurrence in seawater from Santos Bay (Brazil),” *Sci. Total Environ.*, vol. 637–638, pp. 1363–1371, Oct. 2018, doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.069.
- [61] C. Salazar, N. Contreras, H. D. Mansilla, J. Yáñez, and R. Salazar, “Electrochemical degradation of the antihypertensive losartan in aqueous medium by electro-oxidation with boron-doped diamond electrode,” *J. Hazard. Mater.*, vol. 319, pp. 84–92, Dec. 2016, doi: 10.1016/j.jhazmat.2016.04.009.
- [62] S. Giannakis, T.-T. M. Le, J. M. Entenza, and C. Pulgarin, “Solar photo-Fenton disinfection of 11 antibiotic-resistant bacteria (ARB) and elimination of representative AR genes. Evidence that antibiotic resistance does not imply resistance to oxidative treatment,” *Water Res.*, vol. 143, pp. 334–345, Oct. 2018, doi: 10.1016/j.watres.2018.06.062.
- [63] Y. Yao *et al.*, “Electrochemical inactivation kinetics of boron-doped diamond electrode on waterborne pathogens,” *J. Water Health*, vol. 9, no. 3, pp. 534–543, Sep. 2011, doi: 10.2166/wh.2011.050.
- [64] N. Lopez-Saavedra, L. F. Muñoz-Delgado, J. A. Lara-Ramos, and F. Machuca-Martinez, “Experimental data on the degradation of caffeine by photo-electro-fenton using BDD electrodes at pilot plant,” *Data Brief*, vol. 21, pp. 1709–1715, Dec. 2018, doi: 10.1016/j.dib.2018.10.174.
- [65] E. A. Serna-Galvis *et al.*, “Sonochemical degradation of antibiotics from representative classes-Considerations on structural effects, initial transformation products, antimicrobial activity and matrix,” *Ultrason. Sonochem.*, vol. 50, pp. 157–165, Jan. 2019, doi: 10.1016/j.ultsonch.2018.09.012.
- [66] L. Feng, E. A. Serna-Galvis, N. Oturan, S. Giannakis, R. A. Torres-Palma, and M. A. Oturan, “Evaluation of process influencing factors, degradation products, toxicity evolution and matrix-related effects during electro-Fenton removal of piroxicam from waters,” *Journal of Environmental Chemical Engineering*, vol. 7, no. 5, p. 103400, Oct. 2019, doi: 10.1016/j.jece.2019.103400.
- [67] S. A. Ismail, W. L. Ang, and A. W. Mohammad, “Electro-Fenton technology for wastewater treatment: A bibliometric analysis of current research trends, future perspectives and energy consumption analysis,” *Journal of Water Process Engineering*, vol. 40, p. 101952, Apr. 2021, doi: 10.1016/j.jwpe.2021.101952.
- [68] L. Rachidi *et al.*, “Optimization and modeling of the electro-Fenton process for

- treatment of sertraline hydrochloride: Mineralization efficiency, energy cost and biodegradability enhancement,” *Chemical Data Collections*, vol. 35, p. 100764, Oct. 2021, doi: 10.1016/j.cdc.2021.100764.
- [69] A. K. Verma, P. Bhunia, and R. R. Dash, “Performance of UASB reactor treating synthetic textile wastewater: effect of physicochemical pretreatment,” *Desalination Water Treat.*, vol. 57, no. 18, pp. 8050–8060, Apr. 2016, doi: 10.1080/19443994.2015.1017739.
- [70] F. Fantozzi and C. Buratti, “Anaerobic digestion of mechanically treated OFMSW: experimental data on biogas/methane production and residues characterization,” *Bioresour. Technol.*, vol. 102, no. 19, pp. 8885–8892, Oct. 2011, doi: 10.1016/j.biortech.2011.06.077.
- [71] R. K. Lohchab, “Pharmaceutical Waste Water Treatment - Potential of UASB Reactor,” 2013.
- [72] Srinivasula Reddy Venkata Mohan *et al.*, “Biological treatment of low-biodegradable composite chemical wastewater using upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor: Process monitoring,” *Journal of Scientific & Industrial Research*, vol. 64, pp. 771–777, 2005.