Self-sustaining electrogenic bioremediation technology for marine sediments with hydrocarbon spills: Preliminary results

Segundo Rojas Flores[1]; Luis Cabanillas Chirinos[1]; Nélida Milly Otiniano[1]; Rosa Angela Tiparra Montoya[2]; Giomar Jeefer Valdivieso Zavaleta[2]; Moises Gallozzo Cardenas[1]

[1]*Institutos y Centros de Investigación, Trujillo, Universidad César Vallejo, Trujillo 13001, Perú*

[2]*Universidad Nacional de Trujillo, Trujillo 13001, Perú*

Abstract*– Oil spill contamination of marine sediments poses a critical environmental challenge due to the persistence of hydrocarbons and the low efficiency of natural degradation processes, compounded by the lack of scaling of bioelectrochemical technologies to real field conditions. To address this issue, this study evaluated the potential of the bacterium Serratia sp. in sediment microbial fuel cells (SMFCs) for remediation and bioelectricity generation. Single-chamber prototypes (1000 mL) were employed, featuring a copper anode coated with activated carbon and a zinc cathode. The systems were inoculated with 90 mL of a Serratia sp. culture (optical density 0.5–0.6 at 600 nm). The cells operated at room temperature (20–25 °C) for 8 days, during which physicochemical, electrochemical, and microbiological variables were monitored. The results showed a stable current of 0.325 ± 0.007 mA, a maximum voltage of 0.746 ± 0.114 V, and a peak conductivity of 42.267 ± 4.508 mS/cm, while the pH remained stable between 7.467 and 7.633. Cyclic voltammetry revealed oxidation (+800 mA) and reduction (-600 mA) redox peaks, confirming efficient electron transfer. FTIR analysis showed intense bands at 1654.01 cm^{-1} associated with carbonyl groups, indicating hydrocarbon biodegradation. Growth kinetics reached an optical density of 0.5–0.6 within 18 hours, demonstrating the rapid metabolism of Serratia sp. in colonizing the anodic biofilm. These findings confirm that integrating this strain into bioelectrochemical systems overcomes the energy limitations of anoxic zones, offering a sustainable technological solution for restoring marine ecosystems impacted by oil spills.

Keywords*-- Bioremediation; Microbial fuel cells; Serratia sp.; Marine sediments; Bioelectricity.

Tecnología autosostenible de biorremediación electrogénica para sedimentos marinos con derrames de hidrocarburos: Resultados preliminares

Segundo Rojas Flores[1]; Luis Cabanillas Chirinos[1]; Nélida Milly Otiniano[1]; Rosa Angela Tiparra Montoya[2]; Giomar Jeefer Valdivieso Zavaleta[2]; Moises Gallozzo Cardenas[1]

[1]*Institutos y Centros de Investigación, Trujillo, Universidad César Vallejo, Trujillo 13001, Perú*

[2]*Universidad Nacional de Trujillo, Trujillo 13001, Perú*

Resumen– ***La contaminación de sedimentos marinos por derrames de petróleo representa un desafío ambiental crítico debido a la persistencia de los hidrocarburos y la baja eficiencia de los procesos naturales de degradación, agravado por la falta de escalamiento de tecnologías bioelectroquímicas a condiciones de campo reales. Para abordar esta problemática, la presente investigación evaluó el potencial de la bacteria Serratia sp. en celdas de combustible microbianas de sedimento (CCM-S) con fines de remediación y generación de bioelectricidad. Se emplearon prototipos de cámara única (1000 mL) con ánodo de cobre recubierto con carbón activado y cátodo de zinc, inoculados con 90 mL de cultivo de Serratia sp. (absorbancia 0.5-0.6 a 600 nm). El sistema operó a temperatura ambiente (20-25 °C) durante 8 días, monitoreando variables fisicoquímicas, electroquímicas y microbiológicas. Los resultados evidenciaron una corriente estable de 0.325 ± 0.007 mA, un voltaje máximo de 0.746 ± 0.114 V y una conductividad pico de 42.267 ± 4.508 mS/cm, mientras que el pH se mantuvo estable entre 7.467 y 7.633. La voltametría cíclica mostró picos redox de oxidación (+800 mA) y reducción (-600 mA), confirmando una transferencia electrónica eficiente; el análisis FTIR reveló bandas intensas en 1654.01 cm⁻¹ asociadas a grupos carbonilo, indicando biodegradación de hidrocarburos. La cinética de crecimiento alcanzó una absorbancia de 0.5-0.6 en 18 horas, demostrando el rápido metabolismo de Serratia sp. para colonizar el biofilm anódico. Estos hallazgos confirman que la integración de esta cepa en sistemas bioelectroquímicos supera las limitaciones energéticas de zonas anóxicas, ofreciendo una solución tecnológica sostenible para la restauración de ecosistemas marinos impactados por derrames de petróleo.***

Palabras clave-- Biorremediación; Celdas de combustible microbianas; Serratia sp.; Sedimentos marinos; Bioelectricidad.

I. INTRODUCCIÓN

La contaminación por derrames de petróleo en sedimentos marinos representa un desafío ambiental crítico, ya que los hidrocarburos forman residuos persistentes, como bolas de alquitrán, que se depositan en el fondo marino [1]. A nivel mundial, la producción de aguas residuales aceitosas ha alcanzado la alarmante cifra de 10 a 15 mil millones de m³ [2]. Las investigaciones sobre sistemas bioelectroquímicos (BES) indican que estas tecnologías pueden aumentar la tasa de degradación de hidrocarburos de petróleo en sedimentos, pasando de un nivel natural del 2,1 al 24,4 % [3]. Las aplicaciones avanzadas que utilizan mediadores de ácido húmico han mejorado significativamente los resultados, aumentando la eficiencia de eliminación de fenantreno en un 97,83 % en áreas alejadas del ánodo [4]. Los datos experimentales muestran además que los BES pueden lograr eficiencias de degradación de petróleo 18,7 veces superiores a las de los procesos naturales [5]. En estudios específicos sobre suelos arenosos, la eliminación de TPH alcanzó entre el 48 % y el 59 % durante un período de 250 días [6]. Estos esfuerzos de remediación son vitales para la gestión de los ecosistemas, ya que las bacterias reductoras de sulfato son responsables de oxidar hasta el 50 % del carbono orgánico que llega al fondo marino [7]. Además, las pilas de combustible microbianas de sedimentos han logrado reducir las concentraciones de hidrocarburos de 5,45 mg/g a tan solo 0,40 mg/g. La optimización de estos sistemas con lechos flotantes puede alcanzar una tasa de eliminación de materia orgánica de sedimentos del 12,8 % [8].

La biorremediación de sedimentos marinos contaminados con petróleo implica varias estrategias bioelectroquímicas avanzadas. Las celdas de CCM-S utilizan gradientes redox naturales para degradar rápidamente la materia orgánica mientras generan electricidad [9]. Estos sistemas pueden optimizarse para actuar como un "puente electrónico", lo que facilita la oxidación de la materia orgánica de los sedimentos y logra eficiencias de eliminación de hasta el 85,3 % para el carbono orgánico total [10]. Además, las comunidades microbianas marinas, como las bacterias reductoras de sulfato y las proteobacterias, desempeñan un papel vital en la remineralización de la materia orgánica a través de procesos electroquímicos [11]. Por lo que, la combinación de plantas acuáticas con SMFC logra una eliminación sinérgica, con configuraciones que alcanzan densidades de potencia promedio de 622,18 mW m^{-2} a la vez que aceleran la degradación de contaminantes químicos [12]. Rodriguez et al. (2026) analizaron la microalga *Chlorella vulgaris* en celdas de combustible, logrando un 92% de eliminación de nitratos y una potencia de 540 mW/m² como solución energética sostenible [13]. Asi también, Benites et al. (2026) investigaron el uso de desechos de fresa en celdas de combustible microbianas, demostrando la viabilidad de generar energía eléctrica alternativa de forma sostenible a partir de residuos agrícolas [14].

La utilización de *Serratia sp.* en CCM-S es fundamental para el manejo de sedimentos marinos contaminados por petróleo debido a sus robustas capacidades electrogénicas y degradativas. Las investigaciones han demostrado que cepas como *Serratia fonticola* son capaces de generar bioelectricidad sustancial a partir de sustratos orgánicos, lo que puede

sustentar el funcionamiento de sensores de monitoreo ambiental *in situ* en zonas acuáticas comprometidas [15]. La importancia de este género se ve aún más enfatizada por la resiliencia de las biopelículas electroactivas; estas comunidades microbianas pueden soportar altas concentraciones de toxinas que se encuentran frecuentemente en aguas residuales y lodos aceitosos, asegurando que los sistemas que incluyen *Serratia* permanezcan funcionales donde otros microbios podrían estar inhibidos [16]. Además, cepas especializadas como *Serratia marcescens* han mostrado un potencial notable en contextos de biorremediación, facilitando la eliminación de contaminantes recalcitrantes a través de vías metabólicas eficientes [17].

En ambientes marinos contaminados por petróleo, la naturaleza hidrofóbica del petróleo a menudo dificulta la degradación natural; sin embargo, la integración de *Serratia sp.*, resulta altamente beneficioso, ya que pueden interactuar con enmiendas biosurfactantes, como los ramnolípidos, que mejoran drásticamente la biodisponibilidad de los hidrocarburos para la oxidación microbiana [18]. Estas características permiten una eliminación significativamente mejorada de las fracciones de petróleo de los sedimentos al promover interacciones sinérgicas entre los degradadores de hidrocarburos y las bacterias generadoras de electricidad, restaurando eficazmente la salud ecológica de los sedimentos marinos contaminados [19]. Abordar estos problemas es vital, ya que contaminantes como el naftaleno pueden alcanzar concentraciones de 100 mg/kg en los sedimentos, lo que supone graves riesgos para la salud acuática. Por lo que, existe un vacío sobre el escalamiento de las CCM-S a condiciones de campo reales. Se requiere optimizar el radio de acción limitado y comprender interacciones microbianas complejas en entornos naturales.

El objetivo principal de la investigación es evaluar el potencial de la bacteria *Serratia sp.* en celdas de combustible microbianas de sedimento para la remediación de sedimentos marinos contaminados con petróleo y la generación simultánea de bioelectricidad. Para lo cual se comprende analizar la sinergia metabólica entre esta cepa y el microbiota nativo, así como la optimización de la degradación de contaminantes orgánicos persistentes en el lecho marino. Para establecer una línea base, la investigación los valores iniciales fisicoquímicos, incluyendo el pH basal, voltemetria cíclica, y los valores iniciales de voltaje, corriente, conductividad eléctrica. Asimismo, se detallarán los valores biológicos iniciales mediante el conteo. Estos datos permitirán determinar cómo la adición de *Serratia sp.* facilitar la transferencia de electrones hacia el ánodo, superando las restricciones impuestas por la falta de receptores de electrones en zonas anóxicas. Con este enfoque, la investigación busca proporcionar una solución tecnológica sostenible para la restauración de ecosistemas acuáticos impactados.

II. Materiales y Metodos

A. *Instalación de las Celdas de Combustible Microbiana*

Para la instalación de las Celdas de Combustión Microbiana, se utilizaron prototipos de cámara única con una capacidad de 1000 mL. El diseño estructural consistió en un ánodo de red de cobre revestido con carbón activado y un cátodo de zinc, interconectados externamente mediante hilos de cobre de 0,5 mm. Previo al montaje, los componentes se sometieron a una desinfección con alcohol al 70% y luz UV durante 60 minutos. El sistema se cargó con una mezcla de sedimento marino y petróleo, inoculando individualmente cepas de *Serratia sp.* Las CCMs operaron a temperatura ambiente (20–25 °C) para monitorear semanalmente la formación de biofilm y la eficiencia bioelectroquímica. Para la inoculación se utilizó 90 ml del inoculo (10 % del volumen de trabajo 900 ml). El inoculo fue cultivo de 18 horas de crecimiento en caldo nutritivo y cuya abosrvancia fue entre 0.5 a 0.6 medido en un espectofotrometro a 600 nm. En la Figura 1, se puede observa el prototipo de la CCM usada para el experimento.

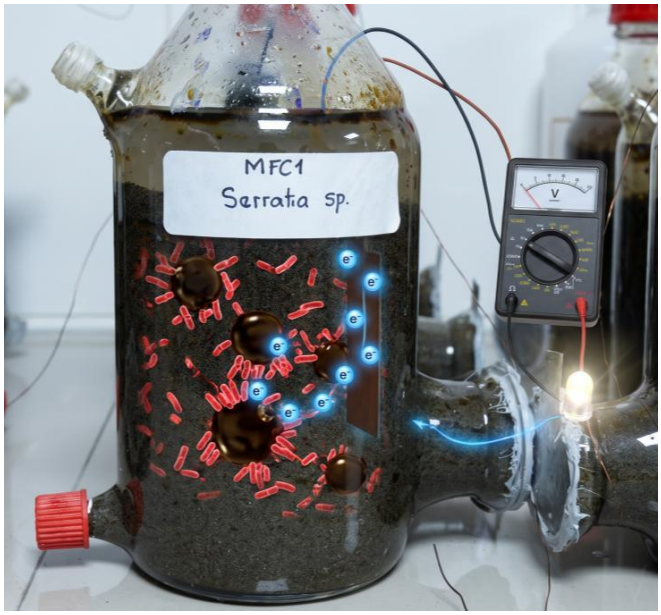


Figura 1. Esquematizacion del prototipo de CCM con sedimentos marinos con *Serratia sp.*

B. *Procesamiento de la Fase Líquida*

Dada la limitación de volumen en las celdas, se recolectan asépticamente 100 µL de muestra de la fase líquida. A partir de este volumen, se procede a realizar diluciones decimales seriadas utilizando solución salina fisiológica estéril (NaCl al 0,85%) para reducir la carga bacteriana a niveles contables.

Extracción de Bacterias del Biofilm (Anodo)

Para el análisis del biofilm anódico, se realiza un muestreo directo de la superficie del electrodo mediante el uso de un hisopo estéril. El hisopo se transfiere a un tubo con 1 mL de solución salina estéril y se somete a agitación en vórtex durante 1 minuto. Este proceso de homogenización mecánica asegura el desprendimiento de las células adheridas al ánodo, permitiendo la posterior preparación de diluciones decimales a partir de la suspensión obtenida.

C. *Condiciones de Siembra e Incubación*

Para ambas matrices, se seleccionan las diluciones 10^{-3} y 10^{-4}, las cuales se siembran por duplicado. Se inoculan 100 µL sobre placas de Plate Count Agar (PCA) empleando la técnica de siembra en superficie y distribución uniforme con un asa de Drigalski. Las placas se incuban en condiciones controladas a 35 ± 2 °C por un periodo de 48 horas.

D. Cuantificación y Expresión de Resultados

Tras la incubación, se seleccionan aquellas placas que presentan un crecimiento de entre 30 y 300 colonias. El cálculo de la concentración bacteriana se realiza mediante la fórmula, ver ecuación 1.

$$UFC/ml = N \times FD / V \quad (1)$$

Donde N es el número de colonias, FD el factor de dilución y V el volumen inoculado. Considerando que el volumen sembrado es de 0,1 mL, la expresión simplificada aplicada es UFC/ml=N×FD×10.

E. Instrumentación y Medición de Parámetros Fisicoquímicos y Electroquímicos

La caracterización electroquímica y fisicoquímica del sistema se realizó empleando instrumentación de la marca Vernier Software & Technology (Beaverton, Oregón, EE.UU.). Para el registro del potencial eléctrico y la intensidad de corriente, se utilizaron la Sonda de Voltaje Diferencial (modelo DVP-BTA) y la Sonda de Corriente (modelo DCP-BTA), respectivamente, correspondientes a la serie de sensores analógicos BTA. La conductividad eléctrica fue monitoreada mediante la Sonda de Conductividad (modelo CON-BTA), mientras que el pH se midió con el Sensor de pH (modelo PH-BTA), ambos también pertenecientes a la serie BTA. Los ensayos de voltametría cíclica se llevaron a cabo con el Sistema de Voltametría Cíclica Go Direct® (modelo GDX-CVS), el cual integra un potenciostato de tres electrodos de la serie inalámbrica Go Direct. Todos los sensores fueron conectados a una interfaz de adquisición de datos LabQuest 3 (Vernier, EE.UU.), permitiendo la captura sincronizada de las señales. Previo a cada medición, los sensores fueron calibrados según las especificaciones del fabricante, utilizando soluciones estándar de conductividad, buffers de pH y una celda de calibración para la voltametría. Este equipamiento garantizó la exactitud y reproducibilidad de las mediciones durante toda la fase experimental.

III. Resultados y Analisis

La figura 2a permite observar la evolución de la corriente eléctrica en las celdas de combustible microbianas, un parámetro que refleja la actividad metabólica de las bacterias inoculadas, como *Serratia sp.* Lográndose observar valores aproximados de 0.325 ± 0.007 mA desde el día 1 al día 8. En comparación con sistemas de tratamiento de aguas residuales de alta carga, se ha reportado que configuraciones optimizadas pueden alcanzar densidades de corriente de hasta 0.80 ± 0.05 A m^{-3}, superando los niveles basales de sistemas experimentales estándar [20]. Este flujo de electrones es facilitado por comunidades microbianas donde las Proteobacterias suelen ser dominantes, actuando como mediadores en la transferencia hacia el ánodo durante la degradación de hidrocarburos [21]. La estabilidad de la corriente es variable, observándose picos máximos que luego entran en una fase de decadencia conforme se agota la materia orgánica biodegradable en el sedimento [22].

Por otro lado, la figura 2b detalla el voltaje, el cual experimenta fases de crecimiento y estabilización fundamentales para la viabilidad del sistema, cuyo valor máximo fue de 0.746 ± 0.114 V en el día 7; otros modelos han logrado voltajes máximos de 0.664 V mediante la adición de óxido de Fe(III) como mediador de electrones [23]. En entornos marinos naturales, los valores generados por comunidades bacterianas suelen oscilar entre 0,34 y 0,51 V tras 30 días de operación [24]. Es importante notar que el voltaje es altamente sensible a la aireación; por ejemplo, se han registrado hasta 300 mV con niveles de oxígeno de 8 mg/L, frente a solo 100 mV en condiciones anóxicas [25]. Estas comparaciones numéricas demuestran que la sinergia metabólica es determinante para superar las restricciones energéticas en zonas anóxicas del lecho marino.

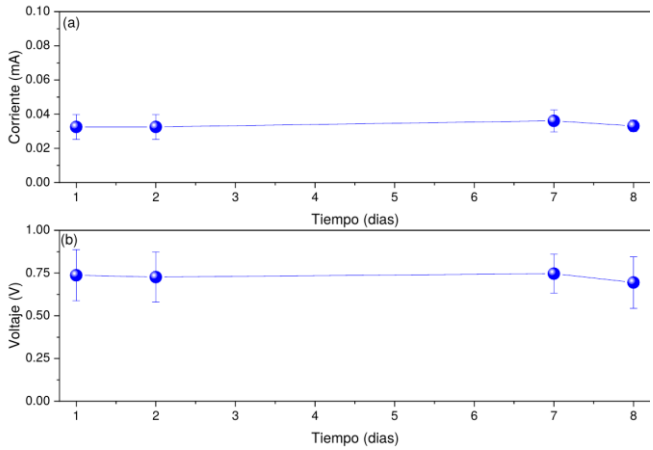


Figura 2. Valoras de los parámetros (a) corriente y (b) voltaje de las CCMs.

La figura 3a muestra los valores de la conductividad eléctrica, cuyo papel es crucial en la transferencia de carga dentro de las celdas de combustible microbianas. Se logro observar un valor pico de 42.267 ± 4.508 mS/cm en el séptimo dia. Mientras que los sistemas convencionales enfrentan limitaciones iónicas, la optimización mediante sistemas bioelectroquímicos permite elevar la tasa de degradación de hidrocarburos de un 2,1% a un 24,4% [26]. Según Wu et al. (2022), la configuración física del sistema influye significativamente en la remediación de sedimentos, permitiendo eficiencias de eliminación del carbono orgánico total de hasta el 85.3% [6]. La variabilidad de la conductividad durante el periodo de generación eléctrica es determinante para superar la resistencia del medio, logrando procesos degradativos que resultan 18,7 veces más rápidos que los ciclos naturales [28]. Respecto a la figura 3b, el pH se mantiene como un factor regulador esencial de la sinergia microbiana. Los valores se obtuvieron regularmente constante, desde 7.467 ± 0.058 en el primer dio ha 7.633 ± 0.153 en el día 8. La estabilidad de este parámetro facilita que bacterias como *Serratia fonticola* generen bioelectricidad de forma

eficiente al interactuar con el microbiota nativo [29]. En sistemas que integran microalgas como *Chlorella vulgaris*, se han reportado eliminaciones de nitratos del 92% y potencias de 540 mW/m², valores competitivos frente a los 622.18 mW m^{-2} alcanzados en configuraciones con plantas acuáticas [30]. Además, el control del entorno químico permite que la remediación reduzca la concentración de contaminantes de 5.45 mg/g a solo 0.40 mg/g, incluso bajo la influencia de biosurfactantes que mejoran la biodisponibilidad microbiana en ambientes marinos diversos [31].

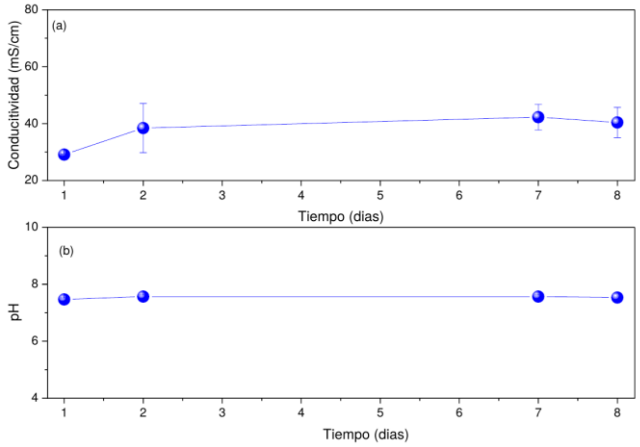


Figura 3. Valoras de los parámetros (a) conductividad y (b) pH de las CCMs.

La Figura 4 presenta el voltamograma cíclico de la celda de combustible microbiana operando con sedimento marino contaminado con hidrocarburos de petróleo e inoculada con la cepa *Serratia sp.* El voltamograma cíclico (barrido -4 a 4 V) muestra picos redox. Oxidación anódica alcanza +800 mA (+0.2 a +1.2 V) por degradación de hidrocarburos. Reducción catódica llega a -600 mA (-0.5 a -0.8 V) por mediadores redox. $\Delta Ep \approx 0.3$ V sugiere proceso cuasi-reversible y baja resistencia interna. *Serratia sp.* facilita transferencia electrónica, confirmando alta actividad catalítica y eficiente biorremediación. Gao et al. (2026) reportaron que el biofilm anódico exhibe una alta actividad redox con dos picos de oxidación a 0.27 V y 0.55 V, acompañados de picos de reducción a -0.2 V y -0.03 V [32]. Estos valores son indicativos de una transferencia electrónica eficiente facilitada por inductores metabólicos. Por el contrario, en sistemas inoculados con consorcios de humedales, se han identificado picos más negativos centrados en -0.4 V y -0.3 V, lo que sugiere la participación de cepas específicas como *Rhodopseudomonas palustris* en el transporte de carga [33]. Asimismo, la VC permite monitorear la maduración del biofilm sobre electrodos de fieltro de carbono. Según Saadaoui et al. (2023), tras un periodo de polarización superior a 15 días, el sistema desarrolla un plateau de oxidación estable en el rango de -0.2 a +0.3 V, alcanzando intensidades de corriente máximas de hasta 4 A en condiciones de alta salinidad [34]. No obstante, la eficiencia de estos picos puede verse comprometida por factores de estrés ambiental; por ejemplo, la presencia de metales como el gadolinio altera sistemáticamente la resistencia de transferencia de carga, dificultando la cinética entre las bacterias y el ánodo [35]. Estos hallazgos confirman que la figura 4 representa la capacidad catalítica del sistema para transformar materia orgánica en energía.

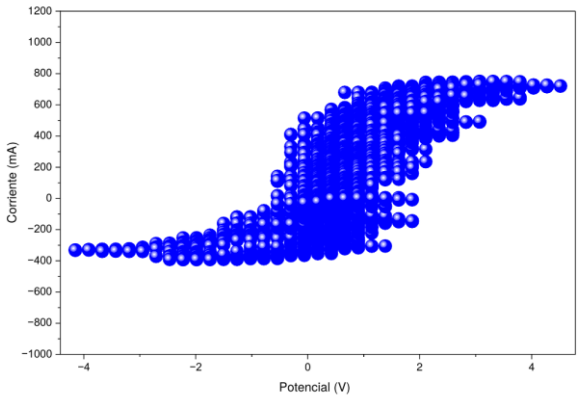


Figura 4. Voltemetria cíclica de las celdas de combustible microbiana.

El análisis del espectro FTIR (Figura 5) presenta tres bandas principales en 654,24 cm^{-1}, 1654,01 cm^{-1} y 1973,65 cm^{-1}, asignadas a flexiones C-H de aromáticos, grupos carbonilo (C=O) generados por oxidación y vibraciones de anillos, respectivamente. La intensidad elevada a 1654,01 cm^{-1} evidencia una eficiente biodegradación de hidrocarburos mediada por *Serratia sp.* Las variaciones espectrales entre MFC-1, MFC-2 y MFC-3 reflejan distintos grados de transformación química, mientras que la presencia de bandas aromáticas sugiere fracciones recalcitrantes persistentes en el sedimento marino. Según Bhatt et al. (2022), la degradación se evidencia mediante la reducción de picos de absorción en 2925 cm^{-1} (estiramiento C-H) y la aparición de nuevas bandas en 1715 cm^{-1} que indican la formación de grupos carboxilo [17]. Por su parte, Zheng et al. (2024) señalan que estos cambios estructurales en los contaminantes son potenciados por sistemas bioelectroquímicos, logrando variaciones espectroscópicas más pronunciadas en comparación con la degradación natural [8]. Asimismo, You et al. (2023) destacan que la maduración del biofilm electroactivo genera señales intensas cerca de 1640 cm^{-1} asociadas a proteínas de transferencia electrónica [16], mientras que Xu et al. (2023) vinculan estas interacciones con la reducción de subproductos metabólicos volátiles en el sedimento [7].

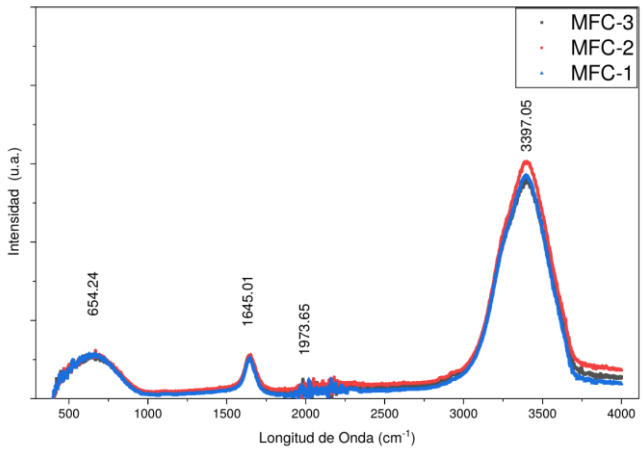


Figura 5. Espectro de absorbancia por FTIR, del sedimento contaminado con petróleo.

La Figura 6 muestra la cinetica de crecimiento de *Serratia sp.* durante el proceso de evaluación de biorrremediacion y generación de energía. En est figura se puede observar que el ambiente desfavorable para las bacterias (Sedimento contaminado con petróleo) reduce la población microbiana en aprox 2.0 Log de UFC/ml durante la primera semana hasta lograr su estabilidad a lo largo de la segunda semana.

La Figura 6 describe la cinética de crecimiento de *Serratia sp.*, un parámetro vital para asegurar la transferencia electrónica en las celdas microbianas. Este rápido desarrollo es superior a procesos de biorremediación marina donde la carga bacteriana puede reducirse de 7.97×10^7 a 5.75×10^4 UFC durante la estabilización del sistema. Asimismo, la predominancia de estas cepas es comparable a géneros robustos que logran una abundancia del 17.48% en sedimentos fluviales degradados. La resiliencia metabólica observada se atribuye a genes específicos de resistencia que permiten a *Serratia sp.* mantener su crecimiento incluso bajo estrés químico. En comparación, Aezzariai et al. (2018) documentan que en procesos de biorremediación de lodos, la eliminación efectiva de contaminantes puede extenderse hasta los 56 días, lo que subraya la ventaja competitiva de emplear inóculos con metabolismos acelerados para la generación inmediata de bioelectricidad [36]. Además, la densidad óptica alcanzada es consistente con los hallazgos de Chaturvedi et al. (2021), quienes observaron que cepas robustas operan eficientemente a 34.96 °C, manteniendo tasas de reducción constantes de 0.113 mgL^{-1} h^{-1} para superar la toxicidad de sustratos complejos [37]. Por otro lado, Daghio et al. (2018) explican que la estabilidad de estas comunidades se ve potenciada por el potencial anódico, donde recuperaciones electrónicas máximas se asocian a una colonización densa de los electrodos, similar a la observada en el biofilm de *Serratia* [38]. Liu et al. (2021) resaltan que la complejidad de las redes microbianas aumenta significativamente tras 100 días de aclimatación, indicando que el vigor inicial capturado en la Figura 6 es el pilar para la estabilidad funcional del sistema bioelectroquímico a largo plazo [39].

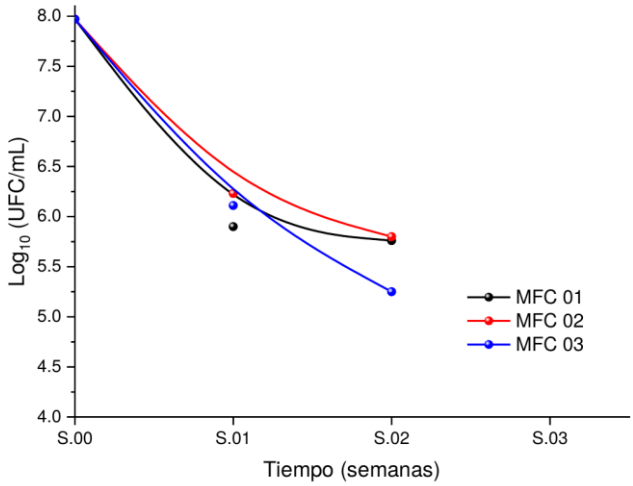


Figura 6. Cinética de crecimiento de *Serratia sp.* durante la biorremediación de sedimento marino contaminado con petróleo en las celdas de combustible microbiana.

En la Figura 7 se analiza la remediación de hidrocarburos totales de petróleo, ilustrando cómo la intervención bioelectroquímica transforma la composición del sedimento marino. Lo que podría sugerir un avance significativo en la eficiencia de remoción de Hidrocarburos Totales de Petróleo (TPH) en sedimentos marinos, demostrando que la intervención tecnológica supera drásticamente los límites de la naturaleza. Esta sinergia metabólica permite superar las barreras energéticas de las zonas anóxicas, garantizando una remediación profunda y sostenible de los ecosistemas impactados por derrames. El éxito visualizado en esta figura 7 radica en la función del sistema como un puente electrónico. En las zonas profundas y anóxicas del sedimento, donde la falta de oxígeno detiene el metabolismo bacteriano convencional, la celda de combustible proporciona un sumidero de electrones que permite a los microorganismos mantener su actividad oxidativa de manera constante.

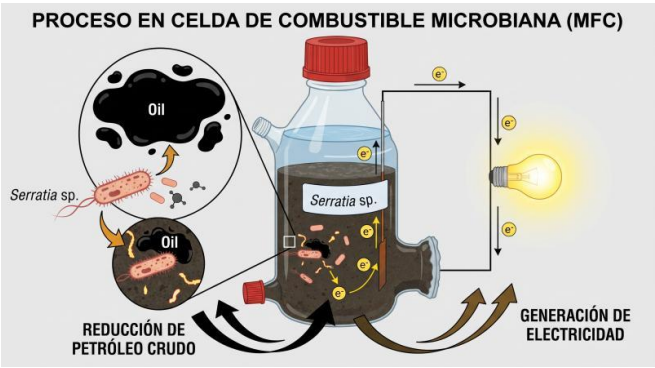


Figura 7. Esquema conceptual del proceso de biorremediación y generación de bioelectricidad en una CCM-S marino contaminado con petróleo e inoculada con *Serratia sp.*

IV. Conclusiones

La investigación demostró que la bacteria *Serratia sp.* posee un potencial significativo para ser utilizada en celdas de combustible microbianas de sedimento, logrando una biorremediación efectiva de sedimentos marinos contaminados

con petróleo junto con la generación de bioelectricidad. Los resultados experimentales evidenciaron parámetros eléctricos prometedores: se alcanzó una corriente estable de 0.325 ± 0.007 mA, un voltaje máximo de 0.746 ± 0.114 V en el día 7 y una conductividad pico de 42.267 ± 4.508 mS/cm, lo que confirma la eficiencia del sistema bioelectroquímico. El voltamograma cíclico reveló picos redox característicos, con una oxidación anódica de +800 mA y una reducción catódica de -600 mA, indicando una transferencia electrónica eficiente mediada por la cepa. Asimismo, el espectro FTIR mostró bandas intensas en 1654,01 cm^{-1} asociadas a grupos carbonilo, evidenciando la biodegradación de hidrocarburos. La cinética de crecimiento de *Serratia sp.* alcanzó una absorbancia de 0.5 a 0.6 en solo 18 horas, demostrando su rápido metabolismo y capacidad para colonizar el biofilm anódico. La estabilidad del pH entre 7.467 y 7.633 durante el experimento facilitó la actividad metabólica sinérgica con el microbiota nativo. Estos hallazgos confirman que la integración de *Serratia sp.* en sistemas bioelectroquímicos representa una solución tecnológica sostenible, superando las limitaciones energéticas de zonas anóxicas y ofreciendo una alternativa viable para la restauración de ecosistemas marinos impactados por derrames de hidrocarburos.

AGRADECIMIENTO/RECONOCIMIENTO

Esta investigación fue financiada por PROCIENCIA/CONCYTEC y UCV bajo el contrato: PE501096421-2025.

REFERENCIAS

[1] Keramea, P., Kokkos, N., Zodiatis, G., & Sylaios, G. (2023). Modes of operation and forcing in oil spill modeling: state-of-art, deficiencies and challenges. Journal of Marine Science and Engineering, 11(6), 1165.

[2] Cao, X., Li, X., Wang, H., Zhang, S., Zhang, H., Sakamaki, T., & Li, X. (2024). Promoción del mecanismo de degradación de hidrocarburos aromáticos policíclicos mediante ácido húmico como mediador de electrones en un sistema electroquímico microbiano de sedimentos. Bioresource Technology, 404, 130909.

[3] Zhong, Z., Guo, H., Huang, C., Geng, X., Jia, X., Huo, H., Li, F., & Jianfei, G. (2023). Influencia del período de generación de energía en el sistema bioeléctrico de lodos aceitosos. Ciencia y Tecnología del Agua, 87(4), 987–997.

[4] Dominici, R. (2023). Bioelectrochemical technologies for simultaneous removal of petroleum hydrocarbons and nitrate from saturated soils.

[5] Kant, K., Singh, R. C., & Maji, S. (2025). Opportunities to improve the lubrication, fuel efficiency, and emission reduction using nanotechnologies: a review. Journal of Thermal Analysis and Calorimetry, 150(5), 3173-3199.

[6] Wu, Q., Liu, J., Li, Q., Mo, W., Wan, R., & Peng, S. (2022). Efecto de la distancia entre electrodos en la remediación de aguas y sedimentos eutróficos mediante lechos flotantes acoplados a celdas de combustible microbianas de sedimentos. International Journal of Environmental Research and Public Health, 19(16), 10423.

[7] Xu, C., Sun, S., Li, Y., Gao, Y., Zhang, W., Tian, L., Li, T., Du, Q., Cai, J., & Zhou, L. (2023). Transferencia de electrones extracelulares orientada a la reducción de emisiones de metano y biorremediación con celdas de combustible microbianas de sedimentos: Una revisión. Science of the Total Environment, 874, 162508.

[8] Zheng, L., Cai, X., Tang, J., Qin, H., & Li, J. (2024). Tecnologías bioelectroquímicas para la remediación de suelos y sedimentos: Avances recientes y perspectivas futuras. Journal of Environmental Management, 370, 122602.

[9] Lawan, J., Wichai, S., Chuaypen, C., Nuiyen, A., & Phenrat, T. (2022). Constructed sediment microbial fuel cell for treatment of fat, oil, grease (FOG) trap effluent: role of anode and cathode chamber amendment, electrode selection, and scalability. Chemosphere, 286, 131619.

[10] Qiu, Y., Liu, G., Liao, M., Ma, J., Li, J., & Feng, Y. (2026). Enhanced pollutants removal and contributions analysis of near-natural floating bed coupling with microbial fuel cell. Journal of Environmental Sciences, 166, 308–317.

[11] Li, C., Li, T., Li, F., Xu, Y., Li, Y., Liu, R., ... & Deng, H. (2025). Online Response Performance and Optimization of Sediment Microbial Fuel Cell-Based Sensors to pH. Electroanalysis, 37(7), e70010.

[12] Dai, Z., Yu, R., Wu, Y., Zhu, G., Lu, X., & Zha, X. (2022). Modelling of self-sustainable microbial fuel cell type oil sensors based on restricted oxygen transfer and two-population competition. Science of the Total Environment, 806, 151333.

[13] Zodiatis, G., Lardner, R., Liubartseva, S., Sylaios, G., Palazov, A., Kubryakov, A., ... & Lisovskyi, R. (2022). Numerical models for oil spillages in the Black Sea and the adjacent sea of Azov.

[14] Benites, S. M., Nazario-Naveda, R., & Rojas-Flores, S. J. (2026). Preliminary results on the generation of alternative electrical energy using strawberry waste in microbial fuel cells. In P. Pong (Ed.), Advances in Sustainable Energy Systems, Storage, and Conservation (pp. 493–500). Springer.

[15] Kafaei, R., Yazdanbakhsh, A. R., Sadani, M., & Nadali, A. (2023). Bioelectricity and Biohydrogen Production Using High Solid Content of Oily-Kitchen Wastes in Air Cathode Microbial Fuel Cells. Iran. J. Chem. Chem. Eng. Research Article Vol, 42(9).

[16] You, Z., Li, J., Wang, Y., Wu, D., Li, F., & Song, H. (2023). Avances en mecanismos e ingeniería de biopelículas electroactivas. Biotechnology Advances, 66, 108170.

[17] Bhatt, P., Jeon, C.-H., & Kim, W. (2022). Biorremediación de tetraciclina con la nueva cepa *Serratia marcescens* WW1 aislada de una planta de tratamiento de aguas residuales. Chemosphere, 298, 134344.

[18] Guo, H., Xie, S., Huang, C., Tang, S., Geng, X., & Jia, X. (2023). An electricity-generating bacterium separated from oil sludge microbial fuel cells and its environmental adaptability. Environmental Science and Pollution Research, 30(2), 3697-3706.

[19] Liu, J. W., Wei, K. H., Xu, S. W., Cui, J., Ma, J., Xiao, X. L., Xi, B. D., & He, X. S. (2021). Remediación mejorada con surfactantes de suelos y aguas subterráneas contaminados con petróleo: Una revisión. Science of the Total Environment, 756, 144142.

[20] Cabanillas-Chirinos, L., De La Cruz Noriega, M., Terrones Rodríguez, N., Rojas-Flores, S., & Otiniano Garcia, M. (2026). Potential of the marine microbial community in the performance of microbial fuel cells. En P. Pong (Ed.), Advances in Sustainable Energy Systems, Storage, and Conservation (pp. 453–464). Springer.

[21] Klyushina, G. S., Gogova, A. S., Kolonskii, A. E., Stroeva, A. R., Elizarova, I. M., Klyukina, A. A., & Gavrilov, S. N. (2025). Low CO2 footprint remediation of oil-contaminated soil in a sediment microbial fuel cell. Microbiology, 94(2), 181–198.

[22] Marassi, R. J., Galeano López, M. B., Queiroz, L. G., Silva, D. C. V. R., Silva, F. T., Brazil de Paiva, T. C., & Silva, G. C. (2022). Power production and contaminant removal from high-strength dairy wastewater in a biofilter microbial fuel cell. Biochemical Engineering Journal, 178, 108283.

[23] Sima, W., et al. (2020). Prompt nitrogen removal by controlling the oxygen concentration. Water Science & Technology, 81(6), 1211–1221.

[24] Xu, X., Zhao, Q., Wu, M., Ding, J., & Zhang, W. (2017). Biodegradation of organic matter and anodic microbial communities analysis in sediment microbial fuel cells with/without Fe(III) oxide addition. Bioresource Technology, 225, 402–408.

[25] Zhao, T., Hu, H., Chow, A. T., Chen, P., Wang, Y., Xu, X., Gong, Z., & Huang, S. (2023). Evaluation of organic matter and nitrogen removals, electricity generation and bacterial community responses in sediment microbial fuel cell coupled with *Vallisneria natans*. Journal of Environmental Chemical Engineering, 11(3), 110058.

[26] Ambaye, T. G., Formicola, F., Sbaffoni, S., Franzetti, A., & Vaccari, M. (2022). Perspectivas sobre la enmienda con ramnolípidos para mejorar el tratamiento electroquímico microbiano de suelos contaminados con hidrocarburos de petróleo. Chemosphere, 307, 136126.

[27] Eskova, A. I., & Isaeva, I. V. (2026). Diversidad de consorcios bacterianos reductores de sulfato cultivables y especies capaces de degradar hidrocarburos aisladas de ambientes marinos. Ecologías, 7, 00031.

[28]He, Y., Zhou, Q., Mo, F., Li, T., & Liu, J. (2022). Degradación bioelectroquímica de hidrocarburos de petróleo: una revisión crítica y perspectivas futuras. Environmental Pollution, 306, 119344.
[29]Liu, Q., Zhang, N., Ge, J., Zhang, L., Guo, L., Zhang, H., Song, K., Luo, J., Zhao, L., & Yang, S. (2024). Aquatic plants combined with microbial fuel cells promote sulfamethoxazole and sul genes removal from aquaculture pond sediments via bioelectrochemistry. Environmental Pollution, 360, 124680.
[30]Montealegre Rodriguez, D. C., Castellanos Bejarano, N. E., Vera Rizzo, G. P., & Marulanda Guerra, A. R. (2026). Renewable energy generation and other properties of the microalgae *Chlorella vulgaris*. In P. Pong (Ed.), Advances in Sustainable Energy Systems, Storage, and Conservation (pp. 465–472). Springer.
[31]Silva-Palacios, F., Salvador-Salinas, A., Quezada-Alvarez, M. A., Rodriguez-Yupanqui, M., Segundo, R.-F., Renny, N.-N., & Cabanillas-Chirinos, L. (2023). Generación de bioelectricidad mediante celdas de combustible microbianas con bacterias *Serratia fonticola* y levadura *Rhodotorula glutinis*. Energy Reports, 9, 295–301.
[32]Gao, W., Xu, X., Geng, J., Xu, M., Xi, Y., Chen, J., Wu, X., & Dong, W. (2026). Synergistic degradation of chloramphenicol and PVC in microbial fuel cells enhanced by quorum sensing. Water Research, 291, 125176.
[33]Ontita, N. C., Sarkodie, E. K., Anaman, R., Bichi, A. H., Wang, Y., Bouroubi, N. H., Amanze, C., Zeng, W., Yin, Z., Xiao, S., Xu, Y., & Nyangweso, H. N. (2025). Electrochemical and microbiological response of exoelectrogenic biofilm to gadolinium stress in microbial fuel cells. Journal of Hazardous Materials, 491, 137941.
[34]Saadaoui, S., Erable, B., Saidi, N., Etcheverry, L., Neifar, M., Masmoudi, A. S., Driouech, R., Cherif, A., & Chouchane, H. (2023). Saline sediments as a suitable source for halophilic inoculums to degrade azo dyes by microbial electrochemical systems. Applied Sciences, 13(9), 5581.
[35]Zheng, T., Li, J., Ji, Y., Zhang, W., Fang, Y., Xin, F., Dong, W., Wei, P., Ma, J., & Jiang, M. (2017). Electrochemical performances and community structures of two algae cathode photosynthetic microbial fuel cells. Journal of Bioscience and Bioengineering, 124(5), 551–558.
[36]Aezzariai, A., et al. (2018). Removal of antibiotics during composting of sewage sludge and animal manure: A review. Journal of Hazardous Materials, 359, 465–481.
[37]Chaturvedi, P., Giri, B. S., Shukla, P., et al. (2021). Recent advancement in remediation of synthetic organic antibiotics from environmental matrices: Challenges and perspective. Bioresource Technology, 319, 124161.
[38]Daghio, M., Vaiopoulou, E., et al. (2018). (Bio)electrochemical removal of sulfide: Optimizing the anodic potential. Journal of Hazardous Materials, 360, 498–503.
[39]Liu, X., Feng, X., et al. (2021). Bioelectrochemical technology improves sulfamethoxazole removal in constructed wetlands: Insights into microbial community and molecular ecological networks. Water Research, 207, 117814.