



**Maestría en Ciencias en Recursos Naturales y
El Colegio de la Frontera Sur**

**Tratamiento de aguas residuales de baja carga
mediante un sistema acoplado de reactor UASB y
Celda Microbiana de Combustible**

Tesis

Presenta:

Cindy Yajaira Martínez Santacruz
cymartinez@ecosur.com

Director

Dr. Ricardo Bello Mendoza

Asesores

Dr. Rubén Fernando Gutiérrez Hernández
M.C. David Herrera López

2013

DEDICADO A:

DIOS

A mis padres, **Lupita y Uriel** por el apoyo que me brindaron.

A la flaquita **Lorenita**, por creer en mí y enseñarme a luchar día a día a pesar de las
adversidades de la vida.

AGRADECIMIENTOS:

Agradezco el apoyo brindado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por haberme otorgado la beca No. 254332 durante el período 2011-2012 para la realización de mis estudios de Maestría en Recursos Naturales y Desarrollo Rural.

Al Dr. Edi Álvaro Malo Rivera por su dirección y apoyo durante la maestría.

Al Dr. José Ernesto Sánchez Vázquez, Dra. María de los Ángeles Calixto Romo y M. en C. Gamaliel Mejía González por sus correcciones en esta tesis.

A la L.I. Beatriz Romero Valadez por el ayuda facilitada en la realización de los tramites de la titulación de maestria.

A la Lic. Ana María Galindo y Lic. Margarita Inés Hernández López por la ayuda brindada en la búsqueda de información relacionado a mi tema de investigación.

A mis amigos, Antonio, Ulises y Martin por la apoyo brindado durante el trabajo experimental.

A mis amigos, David y Verónica por su apoyo incondicional en mi formación académica y humana durante la maestría.

A mi amiga, Ivonne por brindarme su apoyo, comprensión y ser mi amiga incondicional en los buenos y malos momentos y a mi amiga Minerva por su amistad brindada durante su estancia en ECOSUR.

A mis amigos, Ricardo y Luz por brindarme su apoyo durante mi estancia en la maestría.

INDICE

RESUMEN	Pág. 1
1. INTRODUCCIÓN	Pág. 2
2. MATERIALES Y MÉTODOS	Pág. 5
2.1 Agua Residual	Pág. 5
2.2 Sistema experimental MFC	Pág. 5
2.2.1 Condiciones de operación de la MFC	Pág. 7
2.2.2 Condiciones de inoculación del ánodo	Pág. 7
2.2.3 Puesta en marcha de la MFC	Pág. 7
2.2.4 Aclimatación de la MFC	Pág. 7
2.2.5 Caracterización de la MFC	Pág. 7
2.2.6 Operación de la MFC	Pág. 9
2.3 Sistema Experimental UASB	Pág. 10
2.3.1 Condiciones de operación de los reactores UASB	Pág. 10
2.4 Condiciones de Operación del sistema acoplado UASB-MFC	Pág. 11
2. 5 Cálculos y mediciones	Pág. 12

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	Pág. 13
3.1 Inoculación de la MFC	Pág. 13
3.2 La puesta en marcha y aclimatación de la MFC	Pág. 13
3.3 Caracterización de la MFC	Pág. 18
3.3.1 Curva de Polarización y Densidad de Poder	Pág. 18
3.3.2 Efecto de la resistencia sobre la remoción de DQO	Pág. 21
3.4. Desempeño del reactor MFC	Pág. 25
3.5 Desempeño del reactor UASB	Pág. 29
3.6 Desempeño del sistema UASB-MFC	Pág. 30
4. CONCLUSIONES	Pág. 38
5. BIBLIOGRAFÍA	Pág. 39

RESUMEN

Las aguas residuales domésticas generan graves problemas de contaminación. La tecnología de reactores anaerobios de lecho de lodo y flujo ascendente (UASB, por sus siglas en inglés) ha sido utilizada para enfrentar este problema. Sin embargo, los sistemas UASB han presentado eficiencias de remoción de materia orgánica modestas ($\leq 80\%$). Diversas investigaciones han señalado la conveniencia de aplicar tecnologías combinadas para el tratamiento de las aguas residuales domésticas y municipales. Las celdas microbianas de combustible (MFC, por sus siglas en inglés) se presentan como una alternativa viable para formar parte de un sistema combinado. El objetivo de este trabajo fue evaluar el desempeño de un sistema compuesto por un reactor UASB y una MFC tipo "H" a escala laboratorio para el tratamiento eficiente de aguas residuales de baja carga orgánica. Se establecieron tiempos de retención hidráulica (TRH) de 12, 9, 6 y 3 h. Se realizaron mediciones de demanda química de oxígeno (DQO), carbono orgánico total (TOC), sólidos suspendidos totales (SST). Se realizaron cálculos de corriente, potencia, densidad de corriente, densidad de potencia y eficiencia coulombica. El sistema acoplado UASB-MFC removi6 88 % de DQO, 75 % de TOC y 79 % de SST a un TRH de 6 h para ambos reactores. La mayor densidad de potencia encontrada en la MFC fue de 176 mW/m^2 empleando una resistencia de 1000Ω . La eficiencia coulombica obtenida fue de 8 % con un TRH de 12 h. Estos resultados demuestran la eficacia y la posible aplicaci6n del sistema acoplado UASB-MFC en el tratamiento de las aguas residuales de baja carga con la generaci6n simult6nea de electricidad.

Palabras Claves: digestión anaerobia, remoción de materia orgánica, sistema acoplado, densidad de potencia, eficiencia coulombica

1. INTRODUCCIÓN

El tratamiento de agua residual doméstica en reactores de lecho de lodos y flujo ascendente (UASB por sus siglas en inglés) presenta ventajas como: generación mínima de lodos excedentes y producción de metano (Chernicharo 2006; Foresti *et al.*, 2006; Cervantes *et al.*, 2011). Con el uso de estos sistemas Se han reportado eficiencias de remoción de demanda química de oxígeno (DQO) y de sólidos suspendidos totales (SST) superiores al 60 % y 50 % respectivamente (Medina *et al.*, 2001; Elmitwalli *et al.*, 2003; Halalsheh *et al.*, 2005; Das y Chaudhari, 2009). Sin embargo los sistemas UASB a escala completa exhiben algunas limitaciones en el proceso: como la modesta eficiencia de remoción de materia orgánica y de sólidos suspendidos. Las desventajas que presentan los sistemas UASB son debido a las características del agua residual doméstica tales como: baja carga orgánica, composición compleja, y cargas hidráulicas y orgánicas variables. Cuando se operan reactores UASB a altas velocidades de flujo, los sólidos suspendidos presentes en el influente no suelen ser apropiadamente retenidos y no se lleva a cabo la digestión de los mismos, afectando la eficiencia del sistema (Chernicharo 2006; Foresti *et al.*, 2006; Pham *et al.*, 2006).

Por lo anterior, diversas investigaciones han señalado el beneficio de aplicar procesos combinados para el tratamiento de las aguas residuales domésticas con el objetivo de obtener los beneficios de los procesos de digestión anaerobia, mejorar la calidad de los efluentes tratados y cumplir con las regulaciones ambientales (Torres, 2001;

Chernicharo, 2006; Foresti *et al.*, 2006; Van Haandel *et al.*, 2006; Pham *et al.*, 2006). Se han aplicado sistemas acoplados de digestión anaerobia (reactores UASB con SBR (sequencing batch reactor)), o bien sistemas acoplados de digestión anaerobia con digestión aerobia (reactores UASB con sistema DHS (Down-Flow Hanging Sponge, en inglés) y reactores con lodos activados) para el tratamiento de aguas residuales domésticas o municipales con eficiencia de remoción de DQO por arriba de 75 % (Sperling *et al.*, 2001; Mahmoud *et al.*, 2004; Tandukar *et al.*, 2007; Tawfik *et al.*, 2008; Moawad *et al.*, 2009; Lew *et al.*, 2011).

Las celdas microbianas de combustible (MFC) son una alternativa para formar parte de un sistema combinado debido a que presentan la ventaja de ser aplicables en el tratamiento de aguas residuales con concentraciones bajas de sustrato, donde la digestión anaerobia presenta limitantes (Logan y Regan, 2006b; Pham *et al.*, 2006). En estos dispositivos los microorganismos encargados de degradar la materia orgánica presente en las aguas residuales, transfieren electrones a un ánodo y éstos pasan hacia un cátodo a través de un circuito externo, creando un flujo de electrones y trayendo consigo el beneficio de la generación de electricidad en lugar de consumir energía (Kim *et al.*, 2004; Liu *et al.*, 2004; Logan y Regan, 2006b; Logan *et al.*, 2006; Feng *et al.*, 2008; Rabaey y Verstraete, 2005; Huang y Logan, 2008). Las MFC han sido aplicadas a escala laboratorio como tecnología en el tratamiento de aguas residuales de procesamiento de alimentos, papel, cerveza; debido a las cargas orgánicas altas y constantes que presentan estos residuos, que permiten la obtención de altas eficiencias coulombicas (Liu *et al.*, 2004; Logan 2004; Min y Logan 2004; Logan et al. 2005; Min et al. 2005; Feng *et al.*, 2008; Ahn y Logan 2009; Lefebvre *et al.*, 2011).

Se han realizados trabajos de acoplamientos y de integración de sistemas MFC con reactores UASB, SBR, lodos activados, MBR (Bioreactor de membrana), BAF (Filtro aireado biológico) y fotobioreactor para el tratamientos de aguas residuales domésticas, sintéticas y de procesamiento de melazas. Estos sistemas acoplados han sido implementados para la eliminación de materia orgánica, sólidos suspendidos, sulfatos, sulfuros y generación de electricidad. En estos sistemas acoplados, se han obtenido niveles de remoción de más del 50 % de DQO, sulfatos y sulfuros, generando densidades máximas en las MFC de 888.9 mW/m² y 1410 mW/m² (normalizadas por el área del ánodo o cátodo) y desde 2.3 hasta 20.3 W/m³ (normalizado por el volumen de la cámara anódica) (Rabaey *et al.*, 2006; Zhang *et al.*, 2009; Cha *et al.*, 2010; Liu *et al.*, 2011b; Wang *et al.*, 2011; Jiang *et al.*, 2012; Wang *et al.*, 2012; Zhang *et al.*, 2012).

Se ha ensayado la aplicación de MFC para el tratamiento de aguas residuales de baja carga pero utilizando aguas residuales sintéticas (con glucosa, acetato, butirato o lactato como donador de electrones) (Liu *et al.*, 2005) o agua residual doméstica modificada para lograr una carga orgánica constante, un mejor arranque y aclimatación de los sistemas MFC y con ello, mayores rendimientos de potencia (Liu *et al.*, 2011a). Por lo tanto, es interesante el uso de estos dispositivos para tratar los efluentes de reactores UASB y mejorar su calidad. Este trabajo de investigación tuvo como objetivo comparar el desempeño de un sistema acoplado de reactor UASB y MFC con el de un reactor UASB en el tratamiento de agua residual de baja carga sin modificación alguna.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Agua Residual

El agua residual cruda fue recolectada a la entrada de la planta de tratamiento de aguas residuales de El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), unidad Tapachula. Estas aguas residuales se generan en sanitarios, duchas, cocinas, laboratorios. Las características del agua residual de baja carga orgánica se resumen en el Cuadro 1.

Cuadro 1 Características del agua residual de baja carga orgánica utilizada en los reactores UASB, MFC y el sistema UASB-MFC.

Medio	DQO _t	TOC	SST
Agua Residual de baja carga orgánica	220 mgL ⁻¹ a 370 mgL ⁻¹ (a)	28 mgL ⁻¹ a 50 mgL ⁻¹ (b)	40 mgL ⁻¹ a 70 mgL ⁻¹ (c)

Notas: a, b, c = Concentraciones promedios.

2.2 Sistema experimental MFC

Se usó dos MFC de dos cámaras tipo “H” (Logan, 2008) (Fig. 1). La MFC estuvo constituida por dos frascos de vidrio, cada uno con un volumen de trabajo de 250 mL, con electrodos de carbón. Los frascos se unieron mediante un puente de vidrio con una membrana de intercambio catiónico (CEM, por sus siglas en inglés) (CMI-7000S, Membranes International) (Min *et al.*, 2005). La CEM fue sometida a un pretatamiento, de acuerdo a las recomendaciones del fabricante (Membranes International). En la cámara anódica, se utilizó como ánodo escobillón de fibras de carbón (2.5 mm de diámetro y 2.5 mm de longitud, The Mill-Rose Company), mientras que en la cámara catódica se utilizó como cátodo tela de carbón de 2.6 x 5 cm (Jung y Regan, 2007) con

una película de carbón activado y platino como catalizador de acuerdo a Logan *et al.* (2006). El tratamiento del cátodo consistió en la aplicación de una capa de catalizador, utilizando 0.5 mg Pt por cada cm^2 de la tela de carbón (10 % de Pt/C) en un lado, dando como área catalizada con Pt de 13 cm^2 . La cámara catódica se llenó con 250 mL de buffer de fosfato (50 mM, pH 7.0), manteniéndola en condiciones aerobias mediante el burbujeo de aire. La distancia entre los electrodos fue aproximadamente de 15 cm. El ánodo se unió a un resistor con alambre de cobre, mientras que el cátodo se unió al mismo resistor con alambre de titanio. Se utilizó una resistencia externa (R_{ext}) de 1000Ω . El voltaje producido se midió con un multímetro (Steren, MUL-600) conectado a una computadora personal por medio de una interface para el almacenamiento de los datos.

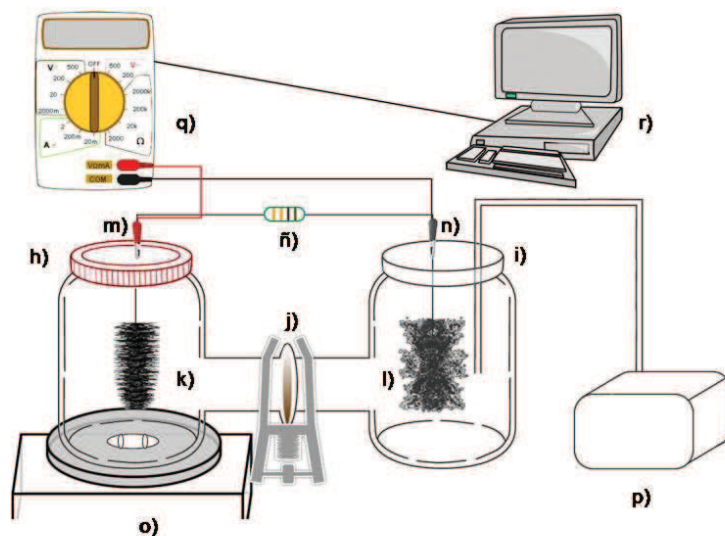


Figura. 1 Esquema de la MFC experimental h) Cámara anódica, i) Cámara Catódica, j) Membrana de intercambio catiónico, k) Escobillón de Fibra de Carbón, l) Tela de Carbón, m) Alambre de Cobre, n) Alambre de Titanio, ñ) Resistencia, o) Agitador Magnético, p) bomba de Aire, q) Multímetro, r) Computadora.

2.2.1 Condiciones de operación de la MFC

Las MFCs fueron operadas en modo de alimentación por lotes y a temperatura ambiente (Tmax. 33 °C, Tmin. 25 °C). El ánodo se mantuvo en condiciones de agitación de 200 rpm. En el cátodo se añadió periódicamente buffer de fosfato para mantener el volumen de 250 mL.

2.2.2 Condiciones de inoculación del ánodo

Se utilizó un primer prototipo (tipo H) para la colonización de los ánodos (escobillón de fibras de carbón). La MFC consistió en dos frascos de plástico de 200 mL de volumen cada uno, unidos por un puente, el cual consistió en un tubo de vidrio de 5 mm de diámetro manteniendo una distancia entre ánodo y cátodo de 15 cm (Fig. 2). El puente se llenó con agar (3 %) y Cloruro de potasio (KCl 100 Mm) de acuerdo con Guerrero-Rangel *et al.* (2010). La cámara anódica de la MFC fue inoculada con 125 mL de lodos anaerobios con 49 % de sólidos volátiles, provenientes de la planta de tratamiento de aguas residuales de ECOSUR. La MFC fue alimentada con un volumen de 75 mL de agua residual cruda cada 24 h y se mantuvo en condiciones anaerobias. Como catolito permanganato de Potasio (20 mM). Una vez obtenido el consorcio microbiano adherido al electrodo (ánodo), se prosiguió a utilizarlo en la MFC experimental.

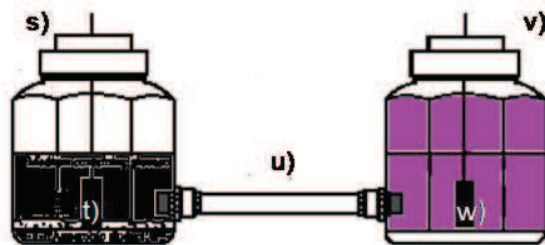


Figura. 2 Prototipo de MFC experimental s) Cámara anódica, t) Escobillón de Fibra de Carbón, u) Puente Salino, v) Cámara Catódica, w) Tela de Carbón.

2.2.3 Puesta en marcha de la MFC

La puesta en marcha de las MFCs consistió en un ensayo de 4 ciclos con diferentes tipos de sustrato. En cada ciclo se llevó a cabo la alimentación de la celda con (1) agua residual, (2) medio GM (Logan *et al.*, 2006), (3) agua residual más acetato y (4) agua residual más medio GM. La generación de voltaje de la MFC se registró en un tiempo de 24 horas.

2.2.4 Aclimatación de la MFC

En la etapa de aclimatación de la MFC, la cámara anódica de los reactores MFC fue alimentada con 250 mL de agua residual más medio GM. Esta agua se constituyó de agua residual de baja carga adicionada con acetato de sodio como fuente de carbono (1gL^{-1}) y una solución amortiguadora que contenía $\text{NaH}_2\text{PO}_4\cdot\text{H}_2\text{O}$ (2.452 gL^{-1}), Na_2HPO_4 (4.576 gL^{-1}), NH_4Cl (0.31 gL^{-1}) y KCl (0.13 gL^{-1}). El agua residual modificada tuvo una concentraciones de 450 mgDQOL^{-1} a 600 mgDQOL^{-1} ; una conductividad entre 7.40 mScm^{-1} a 7.75 mScm^{-1} , y pH que osciló desde 7.07 hasta 7.25. Este ensayo consistió en 3 ciclos, cada uno con una duración media de 2 días (48 h), es decir que la cámara anódica de la MFC fue alimentada nuevamente cuando la tensión disminuía a $<10\text{ mV}$. Al observar un comportamiento similar de voltaje estable en cada uno de los ciclos (6 días de aclimatación), se prosigió a efectuar la caracterización de la celda.

2.2.5 Caracterización de la MFC

Después de la prueba de aclimatación, se reemplazó el agua residual modificada por agua residual cruda. Las muestras de agua residual se obtuvieron a la entrada de la planta de tratamiento y a consecuencia, su composición varió durante el transcurso del estudio, presentando concentraciones de 297 mgDQOL^{-1} a 472 mgDQOL^{-1} y pH que

osciló desde 7.4 hasta 8.4. En este trabajo experimental se realizó la curva de polarización de acuerdo a lo estipulado por Logan (2008). Se obtuvo la curva de polarización mediante la variación de R_{ext} de 150, 560, 1000, 3300, 5500, 10000 y 15000 Ω . Con cada resistencia probada, se realizaron 3 ciclos, cada uno con una duración de 21 h.

Durante la puesta en marcha, la aclimatación y la caracterización de la MFC, se utilizó un lote de 31 botellas (1 litro, en cada botella) de agua residual almacenado en el congelador. En cada etapa, las botellas se fueron descongelando, y mientras duraba el proceso de marcha, aclimatación y caracterización se mantuvieron en refrigeración, esto para minimizar los cambios de DQO de la alimentación de las aguas residuales en el tiempo.

2.2.6 Operación de la MFC

Los reactores MFC fueron operados con TRH de 12 y 6 h con agua residual cruda. Las aguas residuales alimentadas a los reactores MFC tuvieron un pH que osciló entre 7.3 y 8.4 y una DQO de 150 mgL^{-1} a 700 mgL^{-1} . Así mismo, las MFCs fueron operadas con 9, 6 y 3 h con agua residual previamente tratada por el reactor UASB. Las aguas residuales alimentadas a los reactores MFC tuvieron un pH que osciló entre 7.2 y 7.7 y DQO de 25 mgL^{-1} a 150 mgL^{-1} . Con cada TRH establecido, se realizaron 20 ciclos cada uno.

2.3 Sistema Experimental UASB

El reactor UASB utilizado consistió en una columna cilíndrica de acrílico con un volumen de trabajo de 1 L. Al reactor se le instaló un puerto de alimentación en la parte inferior, un puerto de salida en la parte superior, un colector de gas en la parte superior y un puerto de muestreo a tres diferentes alturas de la columna (Fig. 3)

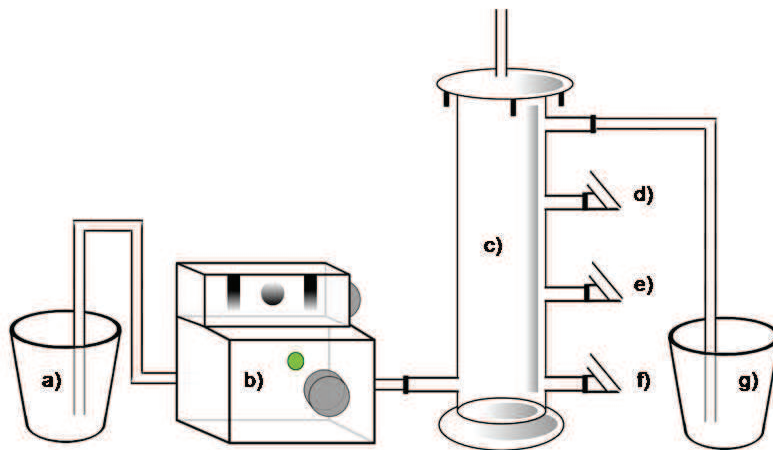


Figura. 3 Esquema de los Reactores UASB experimentales a) Influyente, b) Bomba Peristáltica, c) Reactor UASB, d, e, f) Puertos de Muestreo, g) Efluente.

2.3.1 Condiciones de operación de los reactores UASB

Ambos reactores UASB fueron inoculados con 500 mL de lodos anaerobios con 47% de sólidos volátiles, provenientes de la planta de tratamiento de aguas residuales de ECOSUR. Los reactores UASB fueron operados bajo régimen continuo y a temperatura ambiente (T_{max} . 33 °C, T_{min} . 25 °C). Se utilizó un primer reactor con TRH de 12 h 0y un segundo reactor con TRH de 6 h y 3 h para determinar el TRH adecuado para el sistema acoplado UASB-MFC. Las aguas residuales alimentadas a los reactores tuvieron un pH que osciló entre 7.0 y 9.0 y DQO de 200 mgL⁻¹ a 500 mgL⁻¹.

2.4 Condiciones de Operación del sistema acoplado UASB-MFC

El sistema acoplado UASB-MFC que se usó, se compone de una unidad de reactor UASB y una unidad de MFC. El efluente del reactor UASB fue posteriormente tratado a través de la cámara anódica de la MFC. El acoplamiento del sistema UASB-MFC se estableció mediante un régimen por lote. Se realizó la caracterización físico-química del agua en la entrada y salida de los reactores (UASB-MFC) (Fig. 4).

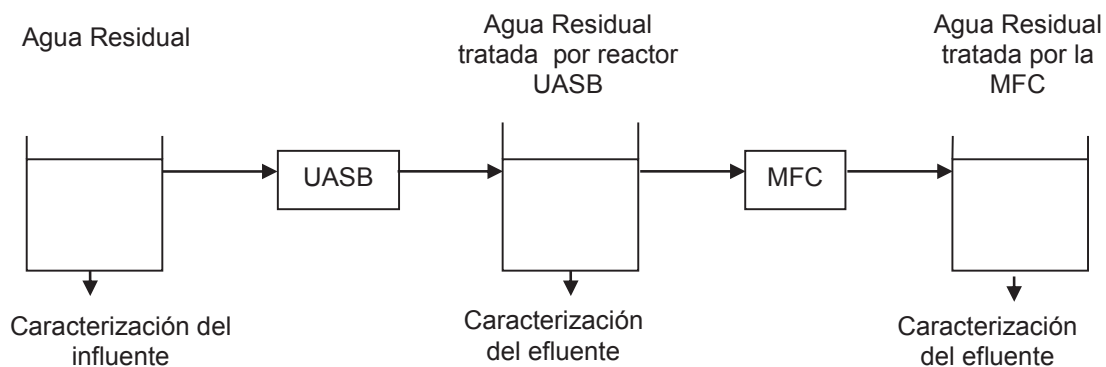


Figura. 4 Modelo utilizado para el acoplamiento del reactor UASB y MFC para el tratamiento de aguas residuales de baja carga.

El sistema acoplado fue operado a TRH distintos para determinar el tiempo de retención hidráulica adecuado para el sistema compuesto de reactor UASB-MFC. (Cuadro 2).

Cuadro 2 Tiempos de retención hidráulicos propuesto para el sistema acoplado UASB-MFC

Reactor	TRH (h)		
UASB	6	3	3
MFC	6	9	3
TRH Total	12	12	6

2. 5 Cálculos y mediciones

Los voltajes de la MFC se midieron cada 15 minutos utilizando un multímetro con sistema de adquisición de datos. La corriente (I) se calculó a partir de $I = E_{mfc}/R_{ext}$ y la potencia (P) como $P = E_{mfc}^2/R_{ext}$. La densidad de potencia y la densidad de corriente se calcularon con las siguientes fórmulas: $DP = P/A_{cat}$ y $DI = E_{mfc}/A_{cat} \cdot R_{ext}$, respectivamente, normalizado por la área del cátodo. Donde; E_{mfc} es el voltaje producido por la MFC, R_{ext} es la resistencia empleada, P es la potencia de la MFC y A_{cat} es el área del cátodo utilizado. La eficiencia coulombica (EC) se calculó de acuerdo a la fórmula $C_E = 8It/FV_{an}\Delta DQO$. Donde 8 es una constante usada para DQO, I es la corriente producida por la MFC, t es el tiempo que tarda cada ciclo, F es la constante de Faraday, V_{an} es el volumen de líquido de la camada anódica y ΔDQO es la variación de concentración de la DQO.

Las mediciones de DQO se determinaron de acuerdo al método de Demanda Química de Oxígeno 5220 A. descrito en APHA (1995). Mientras las mediciones de SST se determinaron de acuerdo al método de Sólidos Suspendidos Totales 2540 D. descrito en APHA (1995). El análisis de carbono orgánico total se realizó en un equipo TOC-VCSH Auto Sampler (Total Organic Carbon Analyzer) marca Shimadzu. Los resultados reportados son promedios de las mediciones tomadas por los diferentes tiempos de retención hidráulicos establecidos. Los datos obtenidos de los parámetros físico-químicos se presentan mediante estadística descriptiva.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Inoculación de la MFC

Cuando la MFC fue inoculada con lodos anaeróbicos y agua residual, se observó que hubo una colonización del ánodo después de una semana, es decir que en el ánodo se formó una biopelícula uniforme.

3.2 La puesta en marcha y aclimatación de la MFC

De acuerdo a algunos estudios (Kim *et al.*, 2005; Liu *et al.*, 2011a; Buitrón y Pérez, 2011; Buitrón y Cervantes-Astorga, 2013), es importante verificar de donde proviene la generación de voltaje en el sistema MFC, debido que parte de la generación de una determinada MFC puede estar relacionado con reacciones inorgánicas que ocurren de manera espontánea en la superficie del ánodo.

En la puesta en marcha de la MFC, se observó que para las 4 condiciones hubo generación de voltaje. El potencial eléctrico más alto (340 mV) se obtuvo al utilizar agua residual adicionada con acetato, PBS, NH₄Cl y KCl (Fig. 5). Mientras el potencial eléctrico más bajo (9.2 mV) obtenido, fue cuando se utilizó solamente medio GM. Se comparó el voltaje obtenido con algunos trabajos reportados utilizando agua residual y agua residual modificada. Con lo reportado por Kim *et al.*, 2005, se obtuvo resultados similares al utilizar agua residual como sustrato. En comparación con lo reportado por Buitrón y Pérez 2011 y Liu *et al.*, 2011a, los resultados fueron bajos al utilizar agua residual sin modificar y modificada como sustrato.

Estas investigaciones realizadas en el arranque del sistema MFC, sugieren los posibles responsables de la producción de electricidad en la MFC. En el trabajo de Kim *et al.*, (2005), al utilizar agua adicionada con acetato, obtuvieron buenos resultados de producción de voltaje. Este trabajo sugirió que la generación de energía en estos sistemas MFC se debió principalmente a la transferencia de electrones por bacterias unidas al electrodo y no por bacterias suspendidas o bacterias productoras de mediadores en la biopelícula. Mientras Buitrón y Pérez (2011), sugieren que las bacterias presentes en las aguas residuales contribuyen significativamente a la producción de electricidad, esto al realizar ensayos con sales minerales en agua desmineralizada y con agua residual centrifugada y no centrifugada adicionada con acetato y nutrientes, En el trabajo de Liu *et al.*, (2011a), se señala que la adición de compuestos orgánicos como acetato o glucosa al agua residual, puede resultar en tasas de crecimiento más altas de bacterias o servir como sustrato de reserva para las bacterias. Es decir el aumento de crecimiento de bacterias en el ánodo o en suspensión, sin la generación de corriente.

En la etapa de aclimatación de la MFC se observó (Fig.6) que la generación de energía estable de la MFC mostró un comportamiento similar en los 3 ciclos consecutivos, el voltaje máximo se alcanzó en las primeras 10 h de cada ciclo. Durante el proceso de aclimatación, la MFC requirió de una hora para incrementar su voltaje. El voltaje alcanzó un valor de 0.35 V a partir de la tercera hora, después de haberse conectado la MFC. Después de la cuarta hora se observó que el voltaje fue en ascenso, hasta llegar a un valor máximo de 0.383 V, lo cual se logró en un intervalo de estabilidad de 20 h en este rango de voltaje.

A continuación el voltaje disminuyó gradualmente en las siguientes horas, a medida que la materia orgánica contenida en el sustrato fue consumida, viéndose afectado la generación de voltaje. El desempeño que presentó la MFC, puede estar relacionado por la transferencia de electrones de las bacterias adheridas al ánodo, de acuerdo a lo estipulado por Du *et al.*, (2007) y Buitrón y Pérez (2011). Otra explicación sería, que a mayor resistencia externa utilizada en los sistemas MFC durante la aclimatación, menor es la fase de latencia para el desarrollo de una biopelícula exoelectrogénica (Hong *et al.*, 2011; Zhang *et al.*, 2011; Ahn y Logan, 2013). Ambos argumentos permiten explicar la posible obtención del alto potencial eléctrico a partir del agua residual modificada y ciclos reproducibles de generación de electricidad en la MFC.

La figura 7 muestra los cambios en la densidad de potencia en relación al tiempo, de un ciclo representativo (ciclo 2) que se realizó durante la aclimatación. Se puede observar que la potencia aumenta con el tiempo hasta llegar a estado estacionario, que decae después de 24 h. La densidad de potencia en la etapa de aclimatación fue de alrededor de 12 W/m² (resistencia de 1000 Ω), que está dentro del rango típico de valores publicados en la literatura. Dando como resultado que el periodo de aclimatación fuera más corto, alrededor de 6 días (La suma de los 3 ciclos). De acuerdo a Rodrigo *et al.* (2007), el desarrollo de una biopelícula con capacidad de generar electricidad a partir de aguas residuales, no es un proceso que consume mucho tiempo, tomando en cuenta la duración típica de los procesos biológicos.

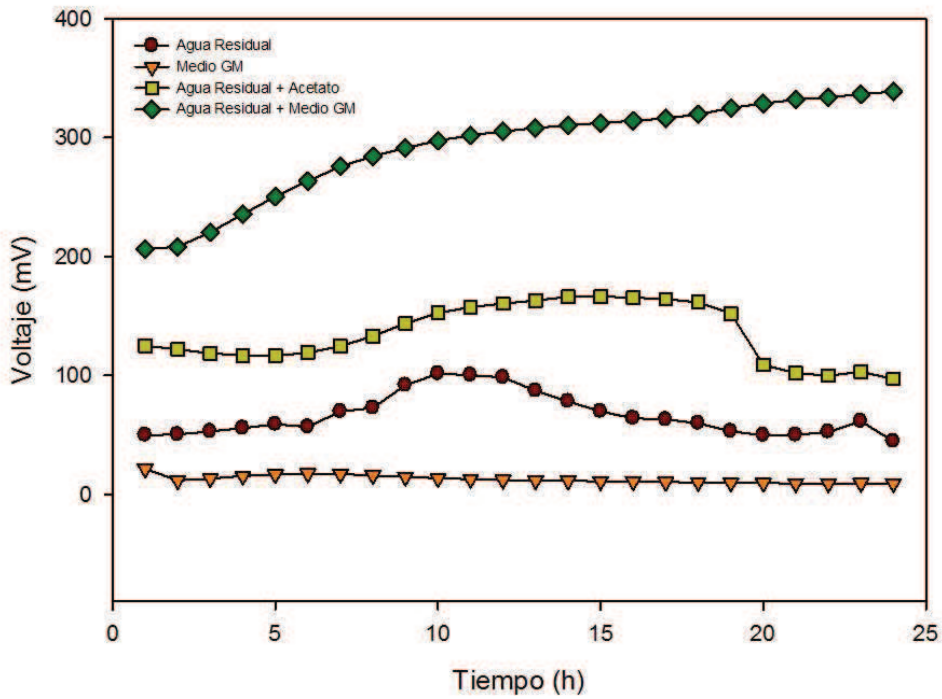


Figura 5 Voltaje en función del tiempo durante la puesta en marcha de la MFC de dos cámaras, con cada sustrato utilizado.

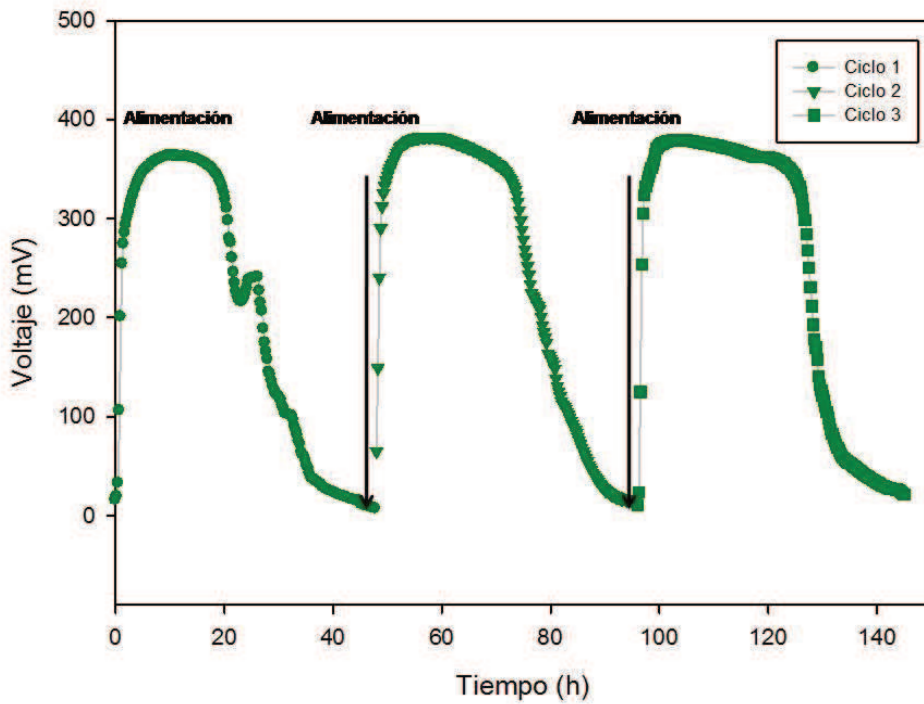


Figura 6 Voltaje en función del tiempo durante la aclimatación de la MFC de dos cámaras; sustrato: AR+ medio GM; DQO: 493 mg/L; Conductividad: 7.40 mS/cm; pH: 7.25; Rext: 1000 Ω; temperatura ambiente.

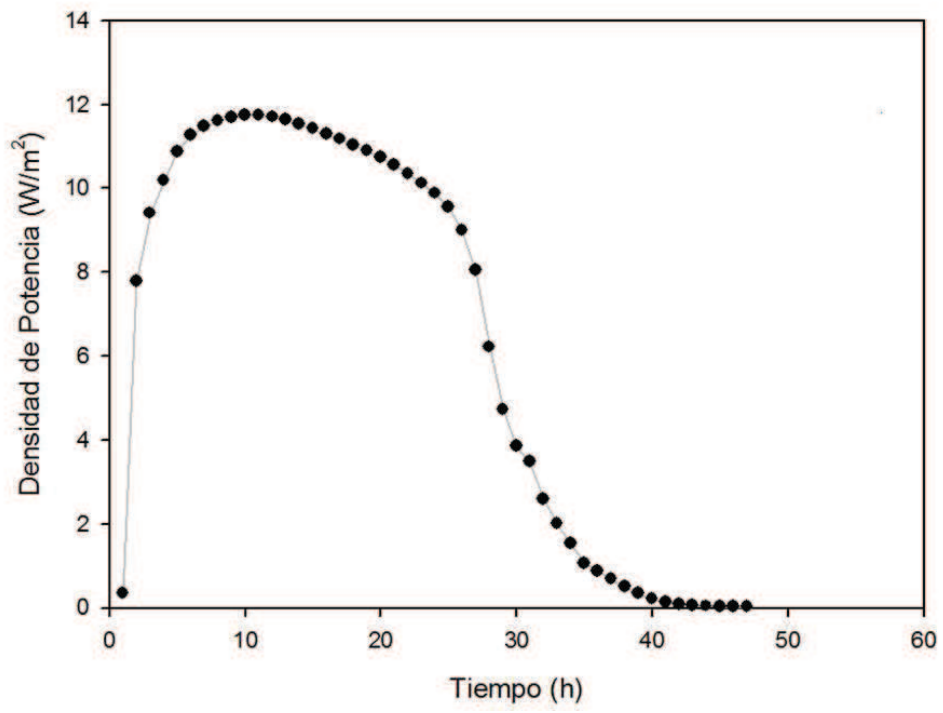


Figura 7 Densidad de poder en función del tiempo durante la aclimatación de la MFC.

3. 3 Caracterización de la MFC

3.3.1 Curva de Polarización y Densidad de Poder

La MFC presentó diferentes densidades de corriente y densidades de poder en función de la R_{ext} aplicada. La Fig. 8a presenta la curva de voltaje por cada resistencia establecida y Fig. 8b presenta la curva de polarización y la curva de densidad de poder, obtenidas en el proceso de caracterización, utilizando agua residual de baja carga orgánica cruda. La mayor densidad de corriente (0.023 mA/cm^2) se obtuvo con la resistencia más pequeña utilizada en el ensayo (150Ω). La densidad de corriente disminuyó a medida que aumentó el valor de la resistencia externa.

Este comportamiento es similar a lo reportado anteriormente y sugiere que bajas resistencias externas favorecen la transferencia de electrones al ánodo por la bacterias exo-electrogénicas, aumentando la generación de corriente eléctrica (densidad de corriente) (Katuri *et al.*, 2011). Lo observado se puede explicar por las diferentes cinéticas en la utilización de sustratos, variaciones en las actividades metabólicas microbianas y/o a tasas de transferencia de electrones bajo las diferentes resistencias externas, que se presentan el MFC (Picioreanu *et al.*, 2008).

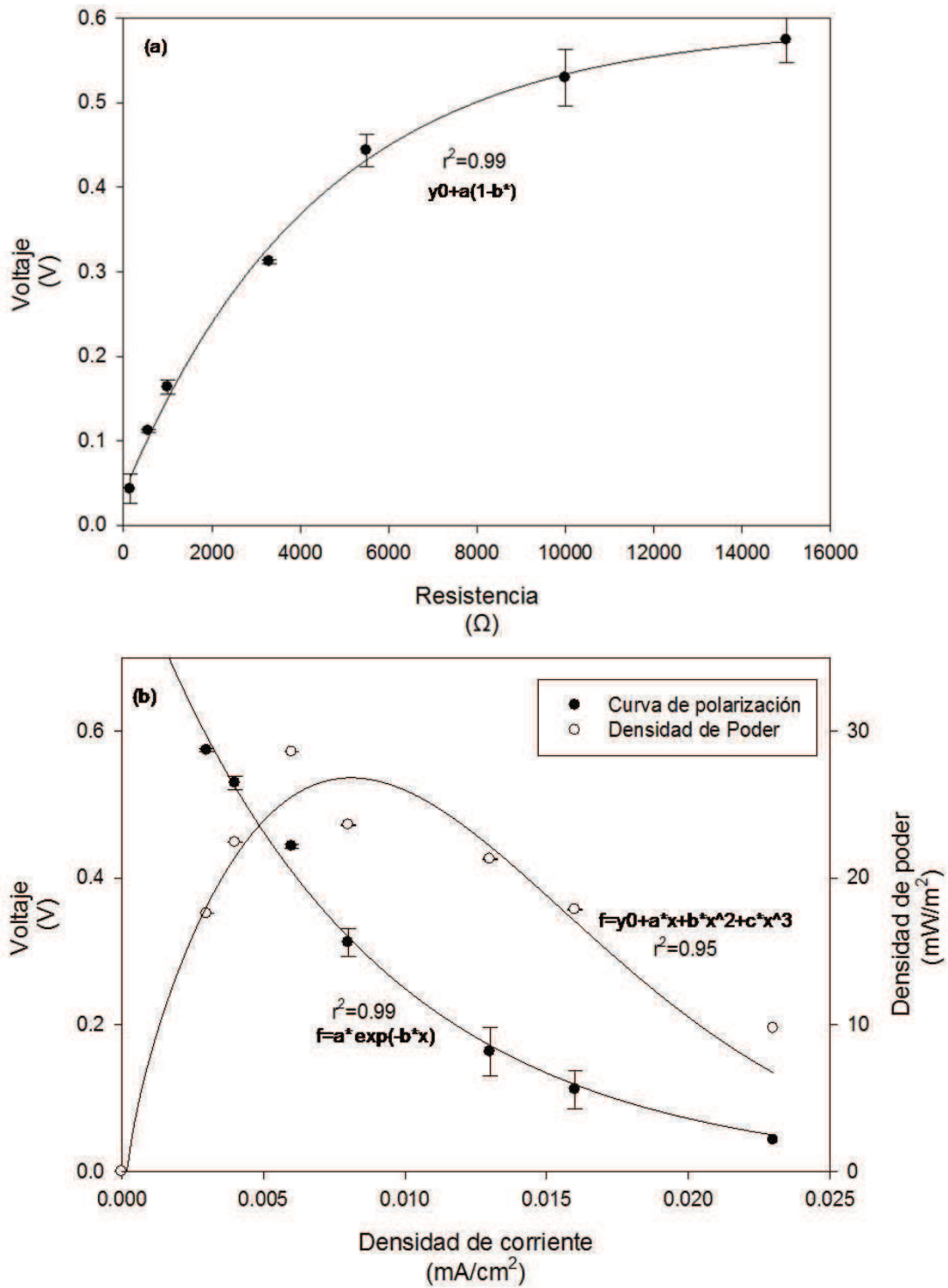


Figura 8 Curva de polarización y curva de poder. a) Voltaje obtenido en función a la resistencia. b) Densidad de corriente y densidad de poder obtenido en la caracterización de la MFC.

Con una resistencia de 5500 Ω , se obtuvo una densidad de potencia máxima de 28.59 mW/m² (DI= 0.006 mA/cm² y Emfc= 0.44 V). Este valor de densidad de potencia es similar con los valores reportados por otros investigadores en el tratamiento de las aguas residuales domésticas (Cuadro 3). La densidad de potencia alcanzada es mayor a la reportada por Rodrigo *et al.*, (2007) al utilizar una MFC de doble cámara y agua residual con concentraciones por arriba de 300 mgDQOL⁻¹. Por otra parte, la potencia máxima alcanzada es similar a la lograda por Liu y Logan (2004) y Liu *et al.*, (2004) con MFCs de una sola cámara alimentadas con agua residual de baja carga (200 a 300 mgDQOL⁻¹).

De acuerdo a la literatura, la generación de poder (densidades de potencia máxima) varía significativamente de acuerdo a la arquitectura de la MFC (diferencias en las configuraciones), materiales, tipos de sustrato, TRH y tasa de carga (si se maneja con régimen continuo) (Logan *et al.*, 2006; Wang et al. 2011). Por otro lado, Rodrigo *et al.*, (2007) mencionan que la obtención de mayores densidades de potencia máximas tiene una relación directa con la concentración de DQO; es decir, entre mayor sea la concentración de DQO mayor será la densidad de potencia. Por lo tanto, la variación de concentración de DQO en las aguas residuales utilizadas en el presente trabajo sugiere que la concentración de DQO limita la velocidad de generación de energía eléctrica, lo cual puede estar relacionado con la formación de mediadores de la materia orgánica presente en las aguas residuales.

Cuadro 3 Densidades de potencia obtenidas en celdas de combustible microbianas y sus especificaciones técnicas.

Celda	Inóculo	Sustrato	Densidad de poder (mW/m ²)	Condiciones	Referencia
Doble cámara con membrana (Nafion 117)	Lodo anaerobio	Agua residual modificada	$P_{An}= 8 \text{ mW/m}^2$	T=30°C $O_t=50 \text{ h}$ R=470 Ω	Kim <i>et al.</i> , 2005.
Doble cámara con membrana (Nafion 117)	Agua residual	Agua residual doméstica	$P_{An}= 9.4 \text{ mW/m}^2$ $P_{Anv}= 0.19 \text{ mW/m}^3$	R=5000 Ω	Lefebvre <i>et al.</i> , 2008.
Doble cámara con membrana (Nafion 117)	Agua residual modificada	Agua residual doméstica	$P_{Anv}= 20.3 \text{ mW/m}^3$	R=25 Ω	Jiang <i>et al.</i> , 2012.
Doble cámara con membrana (Nafion 117).	Agua residual modificada	Agua residual modificada	$P_{An}= 40 \text{ mW/m}^2$	T=30°C $O_t=232 \text{ h}$ R=1000 Ω	Min <i>et al.</i> , 2005.
Doble cámara con puente salino	Agua residual modificada	Agua residual modificada	$P_{An}= 14 \text{ mW/m}^2$	$O_t=8 \text{ h}$ R=1000 Ω	Buitrón y Pérez 2011.
Doble cámara con puente salino	Lodos anaerobios	Agua residual doméstica	$P_{An}= 25 \text{ mW/m}^2$	$O_t=12 \text{ d}$ R=125 Ω	Rodrigo <i>et al.</i> , 2007.
Una sola cámara con membrana (Nafion 117).	Agua residual	Agua residual doméstica	$P_{An}= 28 \text{ mW/m}^2$	$O_t=120\text{h}$ R=1000 Ω	Liu and Logan 2004
Una sola cámara con membrana (Nafion 117).	Agua residual	Agua residual doméstica	$P_{An}= 26 \text{ mW/m}^2$	T=30°C $O_t=33 \text{ h}$ R=465 Ω TRH= 6 h	Liu <i>et al.</i> , 2004.

P_{An} : Densidad de potencia; P_{Anv} : Densidad de potencia en relación al volumen de la cámara anódica T:

Temperatura; O_t =Tiempo de Operación de la Celda; TRH Tiempo de retención hidráulico.

3.3.2 Efecto de la resistencia sobre la remoción de DQO

En el proceso de caracterización de la celda, se realizaron pruebas de remoción de la materia orgánica para evaluar el rendimiento de la MFC en el tratamiento del agua

residual utilizada (Cuadro 4). Esto permitió establecer con qué resistencia se trabajaría en el sistema acoplado UASB-MFC posteriormente.

Cuadro 4 Remociones de DQO, densidad de poder, eficiencias coulombica encontradas por la MFC en la etapa de caracterización.

R. externa	Entrada (mgDQO/L)	Salida (mgDQO/L) (D. estándar)	Remoción (%) (D. estándar)	Densidad de poder (mW/m ²)	Eficiencia Coulombica (%)
150	399	240 (32.28)	39.73 (6.61)	9.75	4.80
560	399	123 (22.56)	69.07 (5.66)	17.85	1.85
1000	399	80 (48.34)	79.84 (12.12)	21.28	1.28
3300	316	67 (26.20)	78.79 (8.28)	23.61	0.95
5500	368	147 (13.47)	60.05 (3.66)	28.54	0.91
10000	368	114 (21.12)	68.9 (5.74)	22.42	0.44
15000	368	82 (40.13)	77.75 (10.9)	17.57	0.34

En la Fig. 9, se muestra los cambios en la DQO obtenidos durante la etapa de caracterización. La concentración de DQO inicial presentó variaciones debido a que se trabajó con agua residual cruda (sin modificación), lo cual implica variaciones frecuentes en el contenido de materia orgánica. Las más altas remociones de materia orgánica (78-80 %) se obtuvieron con resistencias mayores a 1000 Ω (1000, 3300 y 15000 Ω), mientras que la eficiencia de remoción más baja (40 %) fue obtenida al utilizar la resistencia más pequeña (150 Ω). Estos resultados no concuerdan con el modelo presentado por otros investigadores al estudiar MFCs utilizando agua residual sintética (adicionada con acetato, glucosa, etc). De acuerdo a esos trabajos, resistencias externas bajas favorecen el desarrollo de una biopelícula de microorganismos exo-electrogénicos, lo que aumenta la densidad de corriente y densidad de potencia y, por ende, mejora la remoción de materia orgánica y la eficiencia Coulombica (EC) en el sistema MFC (Jang *et al.*, 2004; Logan y Regan

2006a; Alzate-Gaviria *et al.*, 2008; Ren *et al.*, 2011; Katuri *et al.*, 2011; Wang *et al.*, 2011).

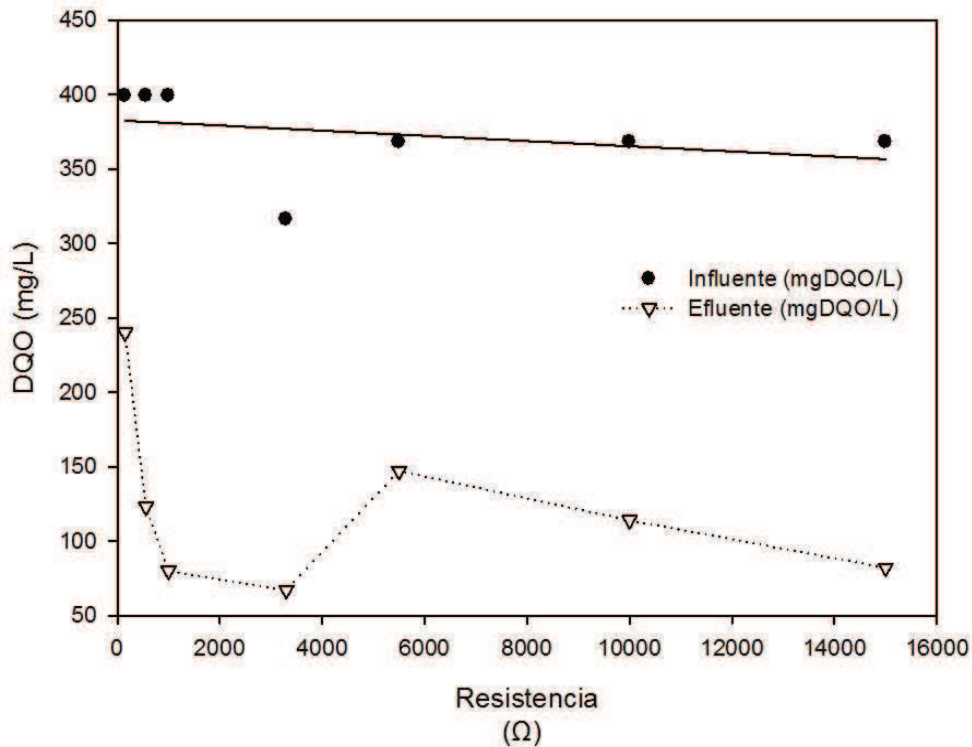


Figura 9 Concentración de DQO del influente y efluente en función de las resistencias establecidas, durante la caracterización de la MFC.

Contrario a eso, en este estudio se observó que entre más alta fue la resistencia externa utilizada mayor fue la densidad de potencia generada, obteniéndose una mejor eficiencia de remoción de DQO en la MFC cuadro 4. Esto sugiere que en el tratamiento de agua residual cruda, la remoción de DQO, densidad de corriente, densidad de poder y EC se ven influenciadas por otros factores y no solo por la concentración inicial de DQO, como ocurre con aguas residuales sintéticas. Las eficiencias coulombicas obtenidas en el sistema MFC se muestran en el cuadro 4. Se obtuvo EC máxima de 4.50 ± 1.82 % con una resistencia externa de 150 Ω . La EC disminuyó a medida que aumentó la resistencia. Sin embargo, aun utilizando la resistencia de 150 Ω , la EC total

de la MFC fue baja, lo que indica que la mayoría de la materia orgánica no se utilizó para la generación de corriente.

El comportamiento descrito de la MFC en el párrafo anterior, concuerda con lo reportado por Katuri *et al.*, (2011) y puede ser explicado por la competencia entre las bacterias electrogénicas, fermentativas y metanogénicas quienes catalizan las reacciones redox mediante sus enzimas para donar electrones. En relación a ello, algunos autores indican que el cambio de la DQO no es solo causado por bacterias generadoras de energía, sino también por la actividad biológica por bacterias fermentativas y metanogénicas presentes en la biopelícula, que se favorece por el aumento de la resistencia externa (Lefebvre *et al.*, 2008; Piciooreanu *et al.*, 2007, 2008). Cuando la eliminación de la materia orgánica se lleva a cabo por la vía metanogénica, el proceso de remoción de DQO es más lento (Logan *et al.*, 2006).

Esto sugiere que la remoción de materia orgánica, es más compleja en la MFC alimentadas con agua residual cruda que con agua residual sintética. Lo anterior indica que la degradación de la materia orgánica no está relacionada directamente con la generación de electricidad ni con el rendimiento Coulómbico. Esto concuerda con lo reportado por Liu *et al.*, (2004), quienes a pesar de obtener una potencia máxima de 26 mW/m² y remover el 80% de la DQO inicial del agua, encontraron que la eficiencia coulómbica del sistema MFC fue inferior al 12 %, indicando que gran parte de la materia orgánica no contribuyó a la generación de electricidad. Por su parte, Rodrigo *et al.*, (2007) mencionan que un mínimo porcentaje de la DQO es eliminado por el proceso de generación de electricidad.

3.4. Desempeño del reactor MFC

Las remociones de DQO, TOC y SST que se presentaron en la MFC fueron aceptables (Fig. 10a). Este sistema mostró eficiencias de remoción de DQO de 60 % a un TRH de 12 h y 35 % a un TRH de 6 h. Respecto a la remoción de TOC y SST, también se observó una menor remoción al reducirse el TRH.

La eficiencia de remoción de DQO y SST en el sistema MFC a un TRH de 12 h, es similar a lo reportado por el trabajo de Lefebvre *et al.*, (2008). En esta investigación obtuvieron remociones del 65 % de DQO y casi el 30 % de SST, al utilizar una MFC de doble cámara con un biocátodo para la remoción de materia orgánica y desnitrificación. El TRH fue de 96 h y el agua residual doméstica utilizada como sustrato presentaba una concentración de 394 ± 143 mgDQOL⁻¹ y una concentración de 349 ± 62 mgL⁻¹ SST. Las eficiencias de remoción de DQO, TOC y SST son bajas, si se compara con lo reportado por Buitrón y Pérez (2011). Estos autores lograron eficiencia del 80 % en la eliminación de materia orgánica (DQOs y TOC) en 8 h de TRH bajo condiciones de alimentación de una concentración promedio de 2268 mgDQOL⁻¹ y carbono orgánico disuelto inicial de 812 mgL⁻¹. Mientras la degradación del carbono orgánico presente en el agua alimentada fue del 71 %. En este trabajo utilizaron agua residual doméstica que contenía DQO entre 192 y 430 DQOsL⁻¹, adicionada con glucosa para mantener una concentración promedio de 225000 mgL⁻¹. Sin embargo, la alta eficiencia de remoción de DQO obtenida en este trabajo, se debió a que la mayor parte de la DQO inicial era soluble y de fácil degradación.

Con respecto a la eficiencia de remoción de DQO obtenida en el presente trabajo es baja comparada con lo reportado por Liu *et al.*, (2004), Puig *et al.*, (2011) y Buitrón y

Cervantes-Astorga (2013). En estos trabajos obtuvieron eficiencias de remoción de DQO de 80 % en el tratamiento de agua residuales domésticas. En el trabajo de Liu *et al.*, (2004), utilizaron agua residual con concentración de 50 a 220 mgDQOL⁻¹ y TRH de 3 a 33 h. En el trabajo efectuado por Puig *et al.*, (2011), utilizaron agua residual con concentraciones de 158-845 mgDQOL⁻¹, con TRH de 0.67 a 2.06 L⁻¹dia. En los trabajos de de Liu *et al.*, (2004) y Puig *et al.*, (2011), utilizaron un prototipo de MFC de una sola cámara. Mientras en el trabajo de Buitrón y Cervantes-Astorga (2013), utilizaron una proporción de 20 % agua residual doméstica y 80 % solución sintética. La MFC fue operada por 21 ciclos con un TRH de 2.3 días. En los trabajos de Lefebvre *et al.*, (2008), Buitrón y Pérez (2011) y Buitrón y Cervantes-Astorga (2013), utilizaron sistema MFC de dos cámaras. En los trabajos mencionados anteriormente, utilizaron agua residual doméstica adicionada con CH₃COONa como fuente de carbono, PBS, vitaminas y soluciones de minerales, para trabajar con una concentración constante de DQO.

La comparación de los resultados obtenidos en el presente trabajo y los reportes de Ahn y Logan (2013) y Hays *et al.*, (2011) muestran la influencia tanto del tipo de material del ánodo como del modo de operación de las celdas. La remoción de DQO presentada en el presente trabajo fue baja con respecto a la que muestran Ahn y Logan (2013) cuando operaron por lotes (3.7 días), utilizando una MFC de una sola cámara obteniendo una remoción de DQO de 90 %, pero cuando se operó la misma celda en modo continuo (TRH = 8 H), los autores reportaron una remoción de 57 %, lo cual fue menor que la obtenida en este trabajo, en ambos modos de operación, utilizaron agua residual doméstica que contenía entre 155±36 y 275± 71 mgDQOL⁻¹. Por otra parte, la

remoción de DQO obtenida por Hays *et al.*, (2011) fue mayor (80 ± 3 %) que la obtenida en el presente trabajo (60 %) utilizando como ánodo un escobillón de fibras de carbón y agua residual doméstica que contenía $390 \pm \text{mgDQOL}^{-1}$, la MFC de una sola cámara fue operada en lote alimentado por 100 días, suministrado sustrato cada vez que el voltaje disminuía hasta <30 mV. Pero cuando los mismos autores utilizaron como ánodo malla de carbón reportaron una remoción muy similar a la obtenida en el presente trabajo (58 ± 7 %).

Las eficiencias de remoción del sistema MFC obtenidas en la presente investigación son bajas en comparación a otros trabajos reportados para sistemas integrados en el tratamiento de aguas residuales sintéticas. Se comparó con el trabajo de He *et al.*, (2005), estos autores utilizaron una UMFC (Celda microbiana de flujo ascendente) de dos cámaras, para el tratamiento de agua residual sintética. El sistema integrado logró eficiencia de remoción de DQO_s superiores 90 %, con carga de 0.3 a 3.4 g DQO_s/L/día y TRH constante de 1 día. Se contrastó con lo reportado por Wang *et al.*, (2012). En este estudio, se utilizó una MFC integrada a un MBR (Bioreactor de membrana), para el tratamiento continuo de aguas residuales sintéticas (400 mgDQO/L). En este estudio se reportó eficiencia de remoción de DQO en el sistema del 89.6 ± 3.7 % durante un periodo de 40 días. En este sistema, el MBR (unidad aeróbica) favoreció la poca generación de lodos, el desarrollo de una abundante biopelícula y la utilización del oxígeno como aceptor de electrones. Un sistema similar fue desarrollado (Wang *et al.*, 2011), por la integración de un sistema MFC con MBR para el tratamiento de agua residuales sintéticas y recuperación de energía, utilizando agua residual de concentración de 100 a 500 mgDQO/L, con TRH de 14.5 a 150 min y un tiempo de operación de 30 a 150

días. Este sistema integrado demostró una eficiencia de remoción de DQO del 92.4%. Otro sistema integrado de una MFC a un SBR (sequencing batch reactor) fue aplicado en el tratamiento de aguas residuales y ahorro de energía (Liu *et al.*, 2011b). El sistema MFC-SBR fue alimentado con agua residual sintética de concentración inicial de 450 a 490 mgDQO/L. Este sistema se hizo funcionar de forma secuencial en un ciclo de 6 h con tiempo de operación de 45 días, demostrando eficiencia de remoción de DQO del 90 %. En los trabajos de Wang *et al.*, (2011), Wang *et al.*, (2012) y Liu *et al.*, (2011b), la cámara anódica fue integrada en los reactores MBR y SBR, estos sistemas fueron utilizados como cámara catódica para conformar la MFC. Debido a la combinación de estos tratamientos aeróbicos, los sistemas integrados demostraron un buen rendimiento en la remoción de la materia orgánica.

Lo anteriormente expuesto denota buena eficiencia de remoción mostrada por el sistema MFC a un TRH de 12 h. Una posible explicación de la baja remoción de DQO a un TRH de 6 h que exhibió la MFC, podría ser la composición compleja y variación de materia orgánica presente en el agua. Otra posible razón, es la presencia de DQO no soluble que debe ser hidrolizada antes de que los microorganismos en la cámara puedan utilizarla como sustrato, el cual a un TRH de 6 h es un tiempo muy corto para que esto ocurra. Además, es importante recalcar que las eficiencias de remoción que presentó el sistema MFC fueron cercanas con respecto a las eficiencias de remoción que presentó el reactor UASB, a pesar de la diferente configuración (mayor capacidad de volumen para el UASB) y diferentes condiciones de operación (UASB alimentado en forma continua y la MFC en lote). Esto permitió observar que la remoción de materia orgánica fue buena en la MFC.

3.5 Desempeño del reactor UASB

En el desempeño del reactor UASB se observó una aceptable remoción de DQO_t para los TRH de 12 y 6 h, alrededor de 76 y 64 %, respectivamente (Fig. 10a). Sin embargo, cuando se redujo el TRH de 6 a 3 h, la remoción de DQO fue menor, alrededor del 50 %. Los parámetros SST y TOC mostraron el mismo patrón. Se comparó los resultados de este trabajo con lo conseguido por Álvarez *et al.* (2006), en la puesta en marcha de un reactor UASB. Este fue operado con temperaturas de 13.5 °C a 15 °C, con TRH cercanos al de 12 h, y concentraciones de 240 a 340 mgDQOL⁻¹. Con TRH de 10-11 h, las eficiencias de remoción de DQO_t fueron de 54-58 % y de remoción de SST de 75-85 %. La eficiencia de remoción de materia orgánica fue mayor en este estudio debido a que el reactor operó a una temperatura mayor a 20 °C. Das y Chaudhari (2009), encontraron eficiencias de remoción de DQO_t del 72, 70 y 67 % con TRH de 8, 6 y 4 h respectivamente y un 47 % de remoción de SST a un TRH de 4 h, utilizando agua residual con una concentración inicial de 180 a 210 mg DQOL⁻¹. Se observaron similares eficiencias de remociones de DQO en ambos trabajos, mientras en remoción de SST se obtuvo mayor eficiencia a un TRH de 3 h. Así mismo, se comparó con el trabajo realizado por Moawad *et al.* (2009), donde acoplaron un reactor UASB a un reactor SBR (reactor por lote secuencial) con TRH de 4 y 3 h, una concentración de DQO de 240 a 762 mgL⁻¹ y SST de 100 a 310 mgL⁻¹. En este estudio, obtuvieron remociones de DQO de 57 % y SST de 64 % (4 h), remociones de 52.4 % para DQO y 53.4 % para SST (3 h). Se obtuvieron eficiencias similares a ellos, con respecto al TRH de 3 h.

Los resultados obtenidos se compararon con los trabajos anteriormente mencionados, debido a las características que presentó el agua residual y al manejo del TRH que se implementó en la alimentación del reactor UASB en este estudio. Esto permite mencionar que el reactor UASB presentó eficiencias de remociones aceptables de DQO, a pesar de los posibles factores que pudieron limitar el proceso, tales como: baja concentración del influente, amplias variaciones en la DQO de entrada y composición compleja y variable del agua residual, dando como resultado una disminución en el desempeño. Sin embargo, en general, el reactor UASB demostró un buen rendimiento en su desempeño. Esto se puede atribuir al manejo de tiempos de retenciones hidráulicas relativamente largos (12 y 6 h), que permitió que los sólidos suspendidos puedan ser retenidos por el lecho de lodos por periodos de tiempos más largos y que ocurra la etapa de hidrólisis, donde se lleva a cabo la digestión de la materia orgánica y de los sólidos suspendidos presentes en el agua residual.

3.6 Desempeño del sistema UASB-MFC

La eficiencia promedio de eliminación de DQO, TOC y SST del sistema acoplado se ilustra en la figura 10. El sistema UASB-MFC mostró niveles de remoción más altos que los logrados por los reactores UASB y MFC operados de manera individual. A un TRH de 6 h, el reactor MFC mostró eficiencias de remoción de DQO, TOC y SST fue menor (<45 %) en comparación al reactor UASB (>50 %). A ese mismo TRH, el sistema UASB-MFC exhibió eficiencias de remoción por encima del 60 %, en los parámetros medidos. La eficiencia aumentó en cada uno de los reactores y en el sistema acoplado cuando se hizo funcionar bajo un TRH de 12 h. Las eficiencias de remoción que exhibieron fueron las siguientes: MFC por arriba del 40 %, UASB por

arriba del 60 % y sistema UASB-MFC por arriba del 75 %. Los resultados indican que cada unidad del sistema UASB-MFC contribuyó a la eliminación de DQO pero la capacidad de remoción de cada reactor fue distinta y específica.

Las eficiencias de remoción del sistema acoplado UASB-MFC son similares a las reportadas en otros trabajos para sistemas acoplados en el tratamiento de aguas domésticas sintéticas y melazas. Se comparó con lo reportado por Jiang *et al.*, (2012), quienes obtuvieron eficiencia del 85 % en DQO, esto al acoplar una MFC (configuración secuencial ánodo-cátodo) a un fotobioreactor para el tratamiento continuo de aguas residuales domésticas, trabajando bajo condiciones de operación de TRH de 126.5 h y una concentración de DQO de $321 \pm 6 \text{ mgL}^{-1}$. La eficiencia de remoción de DQO aquí encontrada es similar a lo obtenido previamente por un sistema acoplado UASB-MFC para la eliminación de sulfuros y generación de energía (Zhang *et al.*, 2012). En el mencionado trabajo, se logró el $81.8 \pm 2.8 \%$ de eficiencia de remoción de DQO. El sistema acoplado por ambos reactores, fue alimentado con una concentración de $2000 \text{ mg DQOL}^{-1}$ de agua residual modificada con glucosa y operado a un TRH de 40 h por 30 días. En relación a materia orgánica y TRH, este trabajo utilizó una concentración de DQO mayor y TRH más largo, en comparación al sistema UASB-MFC utilizado. Se comparo con en el estudio realizado por Zhang *et al.*, (2009). En este estudio obtuvieron eficiencia de remoción de DQO del 53.2 %, desarrollando un sistema acoplado por UASB-MFC-BAF para el tratamiento de aguas residuales de melazas y generación de energía. El sistema acoplado por UASB-MFC-BAF fue alimentado con una concentración de DQO inicial de $127,500 \text{ mg/L}$.

Esto permite señalar que el sistema implementado obtuvo eficiencia de remoción de DQO aceptable en comparación con lo reportado por estos investigadores, debido probablemente al buen arranque y funcionamiento de UASB y la MFC durante el tiempo de los ensayos, que permitió la remoción de materia orgánica y sólidos suspendidos, esto tomando en cuenta que el TRH fue más corto y que el sustrato disponible fue más limitado y variable. Las diferencias y las similitudes obtenidas en las eficiencias de remociones de materia orgánica, se basan en la naturaleza de unidad experimental y de los distintos factores establecidos en cada ensayo. Cabe mencionar que en los trabajos de Jiang *et al.*, (2012) se utilizó una MFC tubular de dos cámaras, mientras en los trabajos de Zhang *et al.*, (2009) y Zhang *et al.*, (2012) fue utilizada MFC de una sola cámara. Como se puede observar, solo se han realizado mínimas investigaciones de sistemas acoplados a una MFC utilizando agua residual doméstica, sintética o de alta carga orgánica como sustrato.

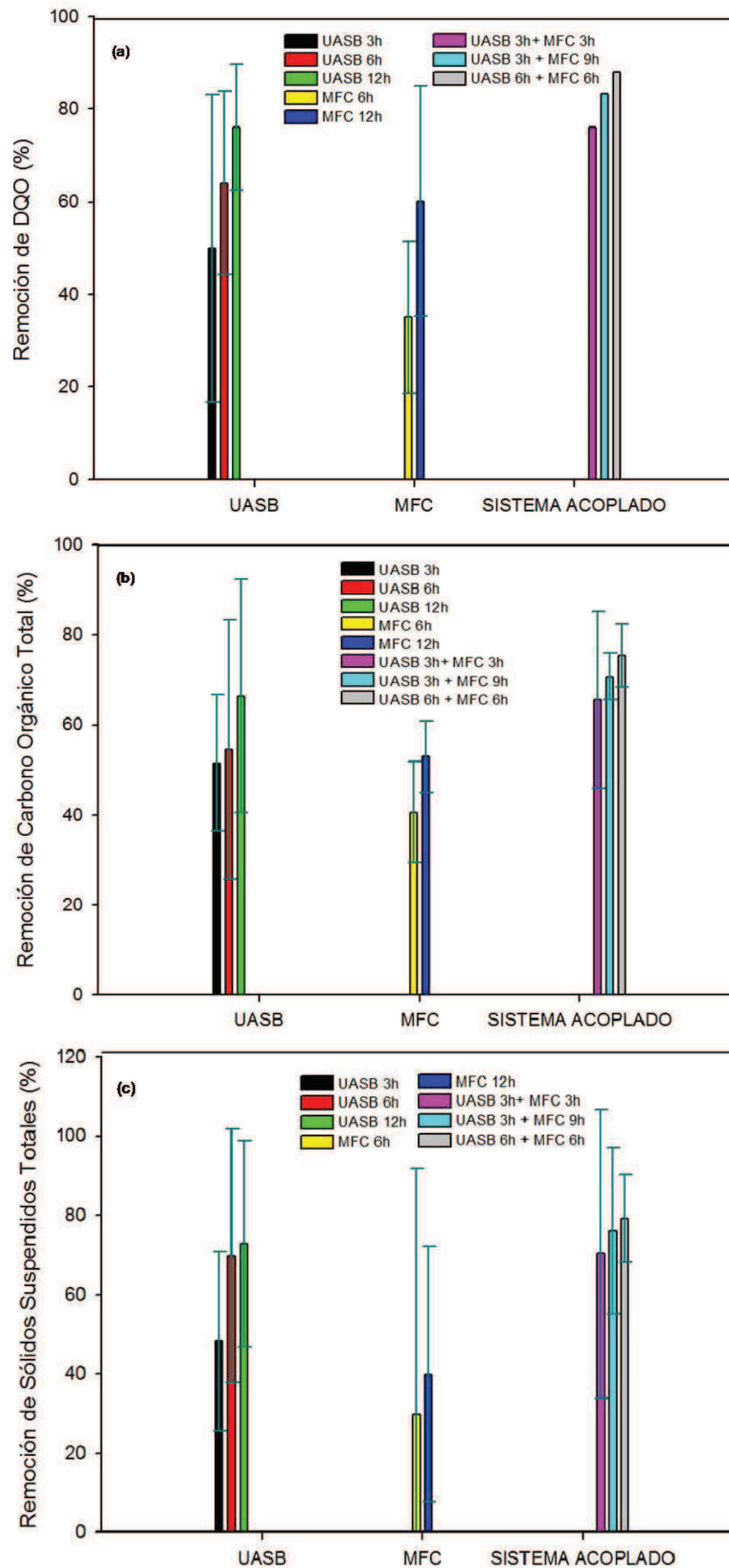


Fig. 10 Eficiencias de remoción de los reactores UASB, MFC y sistema acoplado, a) DQO_t, b) TOC, c) SST.

3.6 Desempeño electroquímico y Eficiencia Coulómbica

Se obtuvieron diferentes voltajes en el tratamiento de las aguas residuales de baja carga en la MFC (Fig. 11). Se seleccionaron 10 ciclos, los cuales mostraron un patrón de salida de voltaje similar. Se observó un comportamiento semi-estable en la generación de voltaje en algunos TRH determinados, a pesar de que los ensayos no fueron gaseados con N₂ para mantener las condiciones anaeróbicas durante el reemplazo del líquido. El voltaje y la densidad de potencia generada en cada uno de los TRH establecidos se muestran en el cuadro V. Se obtuvo en el sistema MFC una generación de densidad de potencia máxima de 173 mW/m² y una densidad de potencia mínima de 0.04 mW/m². Los valores encontrados de voltaje y densidad de potencia obtenidas por la MFC son similares a los reportados por otros estudios (Liu y Logan 2004; Liu *et al.*, 2004; Kim *et al.*, 2005; Lefebvre *et al.*, 2008; Hays *et al.*, 2011; Ahn y Logan 2013; Buitrón y Cervantes-Astorga 2013).

Cuadro v Voltaje, densidad de potencia y eficiencia coulómbica en los TRH establecidos

TRH	Sustrato	Voltaje (mV)	Densidad de poder (mW/m ²)	Eficiencia Coulómbica (%)
3 h	Agua residual previamente tratada por reactor UASB	V _{min} = 15 – V _{max} = 283	11	4
6 h	Agua residual previamente tratada por reactor UASB	V _{min} = 3 – V _{max} = 11	0.04	0.2
6 h	Agua residual cruda	V _{min} = 25 – V _{max} = 122	5.02	0.7
9 h	Agua residual previamente tratada por reactor UASB	V _{min} = 13 – V _{max} = 237	8	3
12 h	Agua residual cruda	V _{min} = 76 – V _{max} = 999	173	8

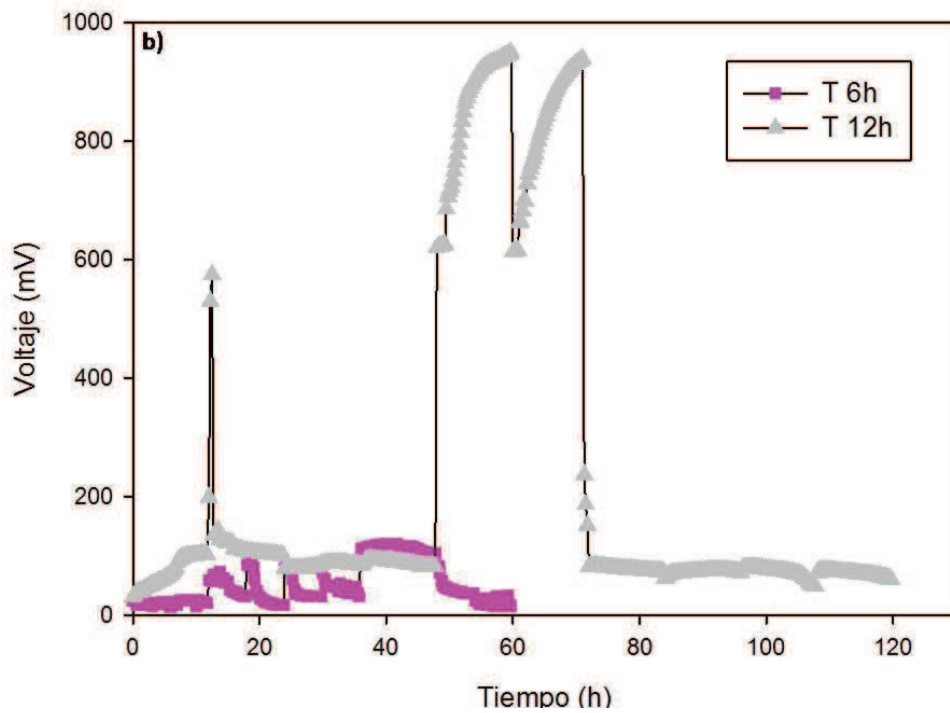
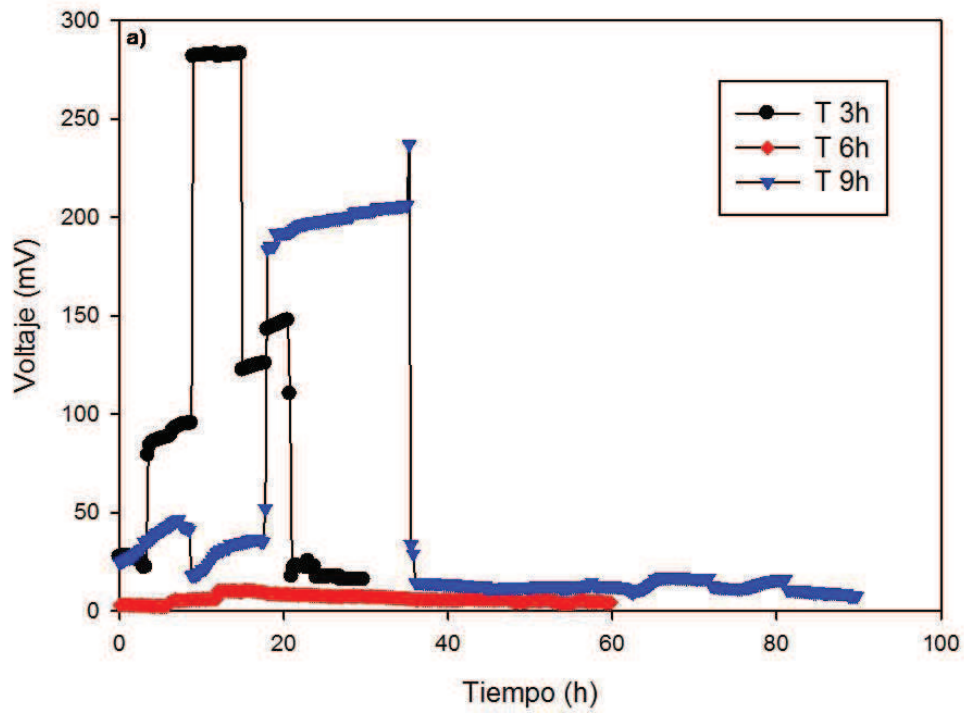


Fig. 11 Voltaje en función del tiempo de los tratamientos (a) Agua previamente tratada por el UASB (TRH 3 (●—T3h), TRH 6 (◆—T6h), TRH 9 (▼—T9h)), b) Agua cruda (TRH 6 (■—T6h), TRH 12 (▲—T12h)).

Se obtuvieron densidades de potencias similares a lo reportado por la literatura. He *et al.*, (2005), obtuvieron 170 mW/m² utilizando como sustrato sacarosa y lodos anaerobios como inóculo en una celda de flujo ascendente. Liu y Logan (2004) reportaron 28 mW/m² con presencia de PEM y 146 mW/m² en ausencia de PEM en una celda de una sola cámara, utilizando agua residual doméstica modificada. De igual manera a lo reportado por Kim *et al.*, (2005), que obtuvieron 8 mW/m² como densidad de potencia en una MFC de doble cámara, utilizando agua residual modificada como sustrato y lodos anaerobios como inóculo. Hays *et al.* (2011) observaron una densidad de poder de 220 a 240 mW/m² en una celda en forma de cubo con cámara anódica cilíndrica, utilizando agua residual doméstica como inóculo y sustrato. Ahn y Logan (2013) obtuvieron 120 mW/m², utilizando como sustrato e inóculo agua residual doméstica en una celda de una sola cámara. Esto pesar de las diferentes configuraciones y condiciones de operaciones que se trabajaron cada uno de las investigaciones.

En el sistema MFC, se logró EC máxima de alrededor del 8 % de a un TRH de 12 horas. En los siguientes TRHs, la EC varió desde 0.2 hasta 4 % (cuadro V). Las eficiencias coulombicas calculadas para MFCs que registra la literatura varían de acuerdo a sus configuraciones y al tipo de sustrato empleado (Alzate-Gaviria *et al.*, 2008). Las eficiencias coulombicas obtenidas en el presente trabajo fueron similares a las logradas en otros estudios. Se obtuvieron eficiencias coulombicas de 0.2 a 8 %, que se encontró dentro del rango de lo reportado por Liu *et al.*, (2004), Liu y Logan, (2004) y He *et al.*, (2005). En el trabajo de Liu *et al.*, (2004), obtuvieron eficiencias coulombicas del sistema MFC de 3 a 12 % en una MFC cilíndrica de una sola cámara, utilizando

agua residual doméstica con una concentración de DQO de 210 a 220 mgL⁻¹ como sustrato. Liu y Logan, (2004), obtuvieron de 9 a 12 % de eficiencias coulombicas en una MFC cilíndrica de una sola cámara, usando agua residual doméstica con DQO de 200 a 300 mgL⁻¹ sustrato y lodos anaerobios como inóculo. He *et al.*, (2005), reporta rangos de eficiencias coulombicas de 0.7 a 8.1 % en una MFC de flujo ascendente, utilizando lodos anaerobios como inóculo y sacarosa como sustrato, a una concentración de DQO de 1 a 2 gL⁻¹dia⁻¹. Con respecto a trabajos que utilizaron aguas residuales modificadas, se obtuvo bajas eficiencias coulombicas. En el trabajo de Liu y Logan, (2004) reportaron eficiencias coulombicas de 40 al 55 % utilizando agua residual modificada con glucosa. Lui *et al.*, (2005) obtuvieron eficiencias coulombicas de 10 a 31 % con agua residual modificada con acetato (1280 mgDQO/L) y eficiencias coulombicas de 8 a 15 % con agua residual modificada con butirato (1818 mgDQO/L), en una MFC de una sola cámara.

Las posibles razones para obtener eficiencias coulombicas bajas en el sistema MFC, puede ser las siguientes: por la composición de las aguas residuales crudas, que contiene sustratos fermentables y aceptores de electrones alternos tales como nitratos y sulfato que son responsables de pérdida importante de electrones (Liu y Logan 2004; He *et al.*, 2005; Logan y Regan 2006b), la competencia por donadores de electrones entre las bacterias electro-activas, organismos fermentativos y metanogénicos involucrados en el proceso de remoción de la materia orgánica (He *et al.*, 2005; Lefebvre *et al.*, 2008; Katuri *et al.*, 2011). Otra razón, podría ser que existieron bajas densidad de bacterias exo-electrogénicas y baja producción de mediadores (Liu *et al.*, 2004). Sin embargo, las bajas eficiencias coulombicas observadas en los sistemas MFC

son propias en el tratamiento de aguas residuales domésticas, debido a la complejidad y composición de dichas aguas.

4. CONCLUSIONES

- En general, se obtuvieron buenas eficiencias de remoción de DQO, TOC y SST en el sistema acoplado UASB-MFC en comparación a los reactores operados por sí solos.
- Se obtuvieron eficiencias de remoción de 88% de DQO, 75% de TOC y 79% de SST en el sistema acoplado UASB-MFC cuando se operó a un TRH de 6 h a cada reactor.
- Se logró una densidad de potencia de 173 mW/m^2 y alrededor del 8% de eficiencia coulombica en el sistema MFC.
- A pesar de las moderadas eficiencias coulombicas que presentó la MFC de dos cámaras, se puede observar que la MFC puede ser utilizada para un sistema acoplado en el tratamiento de las aguas residuales.

5. BIBLIOGRAFÍA

APHA (1995). Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th ed. American Public Health Association, Washington, D.C.

Ahn, Y., Logan, B.E., (2009) "Domestic wastewater treatment using microbial fuel cells and electrical energy production". *Bioresource Technology* Número 101. pp 469–475.

Ahn, Y., Logan, B.E., (2013) "Domestic wastewater treatment using multi-electrode continuous flow MFCs with a separator electrode assembly design". *Appl Microbiol Biotechnol*. Número 97. pp 409–416.

Álvarez, J.A., Ruiz, I., Gómez, M., Presas, J., Soto, M., (2006) "Start-up alternatives and performance of an UASB pilot plant treating diluted municipal wastewater at low temperature". *Bioresource Technology*. Número 97. pp 1640–1649.

Alzate-Gaviria, L., Fuentes-Albarrán, C., Álvarez-Gallegos, A., Sebastián, P.J., (2008) "Generación de Electricidad a partir de una Celda de Combustible Microbiana Tipo PEM". *Interciencia*. Volumen 33. Número 7. pp 503-509.

Buitrón, G., Pérez, J., (2011) "Producción de Electricidad en Celdas de Combustible Microbianas utilizando Agua Residual: efecto de la distancia entre Electroodos". *Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*. Volumen 14. Número 1. pp 5-11.

- Buitrón, G., Cervantes-Astorga C., (2013) "Performance Evaluation of a Low-Cost Microbial Fuel Cell Using Municipal Wastewater". *Water Air Soil Pollut.* Número 224. pp 1470 (1-8).
- Cervantes, A., Cruz M., Aguilar, R., Castilla, P., Meraz, M., (2011) "Caracterización fisicoquímica y microbiológica del agua tratada en un reactor UASB escala piloto". *Revista Mexicana de Ingeniería Química.* Volumen 10, Número 1. pp 67-77.
- Cha, J., Choi S., Yu H., Kim, H., Kim, C., (2010) "Directly applicable microbial fuel cells in aeration tank for wastewater treatment". *Bioelectrochemistry.* Número 78. pp 72-79.
- Chernicharo, C., (2006) "Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater" *Environ. Sci. Biotechnol.* Número 5. pp 73–92.
- Das, S., Chaudhari, S., (2009) "Improvement in biomass characteristics and degradation efficiency in modified UASB reactor treating municipal sewage: a comparative study with UASB reactor". *Asia-Pac. J. Chem. Eng.* Número 4. pp 596–60.
- Du, Z., Li, H., Gu, T., (2007) "A state of the art review on microbial fuel cells: A promising technology for wastewater treatment and bioenergy". *Biotechnology Advances.* Número 25. pp 464-482.
- Elmitwalli, T., Al-Sarawey, A., El-Sherbiny, M., Zeeman, G., Lettinga, G., (2003) "Anaerobic Biodegradability and Treatment of Egyptian Domestic Sewage". *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous*

Substances and Environmental Engineering. Volumen A38. Número 10. pp 2043–2055.

Feng, Y., Wang, X., Logan, B.E., Lee, H., (2008) “Brewery wastewater treatment using air-cathode microbial fuel cells”. *Appl Microbiol Biotechnol.* Número 78. pp 873–880.

Foresti, E., Zaiat, M., Vallero, M., (2006) “Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: Consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges”. *Enviro. Sci. and Biotechnol.* Número 5. pp 3–19.

Guerrero-Rangel, N., Rodríguez-de la Garza, J.A., García-García, Y., Ríos-González, L.J., Sosa-Santillán, G.J., de la Garza-Rodríguez, I.M., Martínez- Amador, S.Y., Rodríguez-Garza M.M., Rodríguez-Martínez, J., (2010) “Comparative Study of Three Cathodic Electron Acceptors on the Performance of Mediator less Microbial Fuel Cell”. *Int. J. Elec. Power Eng.* Volumen 4. Número 1. pp 27-31.

Halalsheh, M., Sawajneh, Z., Zu'bi, M., Zeeman, G., Lier, J., Fayyad, M., Lettinga, G., (2005) “Treatment of strong domestic sewage in a 96 m³ UASB reactor operated at ambient temperatures: two-stage versus single-stage reactor”. *Bioresource Technology.* Número 96. pp 577–585.

Hays, S., Zhang, F., Logan, B.E., (2011) “Performance of two different types of anodes in membrane electrode assembly microbial fuel cells for power generation from domestic wastewater”. *Journal of Power Sources.* Volumen 196. Número 20. pp 8293–8300.

- He, Z., Shelley, D., Minteer, S., Angenent L., (2005) "Electricity generation from artificial wastewater using an upflow microbial fuel cell". *Environ. Sci. Technol.* Número 39. pp 5262-5267.
- Hong, Y., Call, DF., Werner, CM., Logan, BE., (2011) "Adaptation to high current using low external resistances eliminates power overshoot in microbial fuel cells". *Biosensores Bioelectron.* Volumen 28. Número 1. pp 71–76.
- Huang, L., Logan, BE., (2008) "Electricity generation and treatment of paper recycling wastewater using a microbial fuel cell". *Appl. Microbiol. Biotechnol.* Número 80. pp 349–355.
- Jang, J., Pham, T., Chang, I., Khan, K., Moon, H., Cho, K., Kim, B., (2004) "Construction and operation of a novel mediator- and membrane-less microbial fuel cell". *Proc. Biochem.* Número 39. pp 1007-1012.
- Jiang, H., Luo, S., Shi, X., Dai, M., Guo R., (2012) "A novel microbial fuel cell and photobioreactor system for continuous domestic wastewater treatment and bioelectricity generation". *Biotechnol. Lett.* Número 34. pp 1269–1274.
- Jung, S., Regan, JM., (2007) "Comparison of anode bacterial communities and performance in microbial fuel cells with different electron donors". *Appl. Microbiol. Biotechnol.* Número 77. pp 393–402.
- Katuri, KP., Scott, K., Head IM., Picioreanu, C., Curtis, TP., (2011) "Microbial fuel cells meet with external resistance". *Bioresource Technology.* Número 102. pp 2758–2766.

- Kim, B., Park, H., Kim, H., Kim, G., Chang, I., Lee, J., Phung, N., (2004) "Enrichment of microbial community generating electricity using a fuel-cell-type electrochemical cell". *Appl. Microbiol. Biotechnol.* Número 63. pp 672–681.
- Kim, J., Min B.; Logan, BE., (2005) "Evaluation of procedures to acclimate a microbial fuel cell for electricity production". *Appl. Microbiol. Biotechnol.* Número 68. pp 23-30.
- Lefebvre, O., Al-Mamun, A., Ng, HY., (2008) "A microbial fuel cell equipped with a biocathode for organic removal and denitrification". *Water. Sci. Technol.* Volumen 58. Número 4. pp 881–885.
- Lefebvre, O., Uzabiaga, A., Chang, I., Kim B., Yong Ng H., (2011) "Microbial fuel cells for energy self-sufficient domestic wastewater treatment a review and discussion from energetic consideration". *Appl. Microbiol. Biotechnol.* Número 89. pp 259–270.
- Lew, B., Lustig, I., Beliavski, M., Tarre, S., Green, M., (2011) "An integrated UASB-sludge digester system for raw domestic wastewater treatment in temperate climates". *Bioresource Technology.* Número 102. pp 4921–4924.
- Liu, H., Logan, BE., (2004) "Electricity generation using an air-cathode single chamber microbial fuel cell in the presence and absence of a proton exchange membrane". *Environ. Sci. Technol.* Volumen 38. Número 14. pp 4040– 4046.

- Liu, H., Ramnarayanan, R., Logan, BE., (2004) "Production of electricity during wastewater treatment using a single chamber microbial fuel cell". *Environ. Sci. Technol.* Número 38. pp 2281-2285.
- Liu, H., Cheng, SA., Logan, BE., (2005) "Production of electricity from acetate or butyrate using a single-chamber microbial fuel cell". *Environ. Sci. Technol.* Volumen 39. Número 2. pp 658–662.
- Liu, G., Yates, MD., Cheng, S., Call, DF., Sun, D., Logan, BE., (2011a) "Examination of microbial fuel cell start-up times with domestic wastewater and additional amendments". *Bioresource Technology.* Número 102. pp 7301–7306.
- Liu, XW., Wang, YP., Huang, YX., Sun, XF., Sheng, GP., Zeng, RJ., Li, F., Dong, F., Wang, SG., Tong, ZH., Yu HQ., (2011b) "Integration of a Microbial Fuel Cell With Activated Sludge Process for Energy-Saving Wastewater Treatment: Taking a Sequencing Batch Reactor as an Example". *Biotechnology and Bioengineering.* Volumen 108. Número 6. pp 1260-1267.
- Logan, BE., (2004) "Extracting hydrogen and electricity from renewable resources". *Environ. Sci. Technol.* Número 38. pp 160A-167A.
- Logan BE., Regan J., (2006a) "Electricity-producing bacterial communities in microbial fuel cells". *Trends Microbiol.* Número 14. pp 512-518.
- Logan, BE., Regan, J., (2006b) "Microbial fuel cells and challenges and applications". *Environ. Sci. Technol.* Número 17. pp 5172- 5180.

- Logan, BE., Hamelers, B., Rozendal, R., Schroder, U., Keller, J., Freguia, S., Aelterman, P., Verstraete, W. y Rabaey, K., (2006) "Microbial Fuel Cells: Methodology and Technology". *Environ. Sci. Technol.* Volumen 40. Número 17. pp 5181-5192.
- Logan, BE., (2008) "Microbial fuel cells". John Wiley&Sons, Inc., Hoboken. New Jersey, EUA. 200 pp
- Mahmoud, N., Zeeman, G., Gijzen, H., Lettinga, G., (2004) "Anaerobic sewage treatment in a one-stage UASB reactor and a combined UASB-Digester system". *Water Research*. Número 38. pp 2348–2358.
- Medina, R., Aramayo, R., Gareca, A., Quiroga, J., (2001) "Puesta en marcha, operación y evaluación de la planta piloto de tratamiento de aguas residuales domésticas" "UASB–CATEDRAL". Universidad Autónoma Juan Misael Saracho. PROMADE/FONAMA–EIA. 1^{era} Conferencia sobre Reactores Anaerobios para Depuración de Aguas Residuales Domésticas. Tarija- Bolivia. Agosto del 2001.
- Min, B., Logan, BE., (2004) "Continuous electricity generation from domestic wastewater and organic substrates in a flat plate microbial fuel cell". *Env. Sci. Technol.* Número 38. pp 5809-5814.
- Min, B., Kim, J., Oh, S., Regan J., Logan, BE., (2005) "Electricity generation from swine wastewater using Microbial Fuel Cells". *Water Research*. Número 39. pp 4961-4968.

- Moawad, A., Mahmouda, UF., El-Khateebb, MA., El-Mollaa, E., (2009) "Coupling of sequencing batch reactor and UASB reactor for domestic wastewater treatment". *Desalination*. Número 242. Pp 325–335.
- Pham, T., Rabaey, K., Aeltermann, P., Clauwaert, P., Schamphelaire, L., Boon, N., Verstraete, W., (2006) "Microbial fuel cells in relation to conventional anaerobic digestion technology". *Eng. Life Sci.* Número 6. pp 285-292.
- Picioreanu, C., Head, IM., Katuri, KP., Van Loosdrecht, MCM., Scott, K., (2007) "A computational model for biofilm-based microbial fuel cells". *Water Res.* Volumen 41. Número 3. pp 2921–2940.
- Picioreanu, C., Katuri, KP., Head, IM., Van Loosdrecht, MCM., Scott, K., (2008) "Mathematical model for microbial fuel cells with anodic biofilms and anaerobic digestion". *Water Sci. Technol.* Número 57. pp 965–971.
- Puig, S., Serra, M., Coma, M., Balaguer, MD., Colprim, J. (2011). "Simultaneous domestic wastewater treatment and renewable energy production using microbial fuel cells (MFCs)". *Water Sci. Technol.* Número 64.4. pp 904-909.
- Rabaey, K, Verstraete W., (2005) "Microbial fuel cells: novel biotechnology for energy generation". *Trends Biotechnol.* Volumen 23. Número 6. pp 291–298.
- Rabaey, K., VandeSompel, K., Maignien, L., Boon, N., Aeltermann, P., Clauwaert, P., DeSchamphelaire, L., Pham, T., Vermeulen, J., Verhaege, M., Lens, P. and Verstraete, W., (2006) "Microbial Fuel Cells for Sulfide Removal". *Environ. Sci. Technol.* Volumen 40. Número 17. pp 5218-5224.

- Ren, ZY., Ramasamy, RP., Cloud-Owen, SR., Yan, H., Mench, MM., Regan, JM., (2011) "Time-course correlation of biofilm properties and electrochemical performance in single-chamber microbial fuel cells". *Bioresource Technology*. Número 102. pp 416–421.
- Rodrigo, MA., Cañizares, P., Lobato, J. Paz, R., Sáez, C., Linares, JJ., (2007) "Production of electricity from the treatment of urban waste water using a microbial fuel cell". *Journal of Power Sources*. Número 169. pp 198–204.
- Sperling, M., Freire, V., Chernicharo C., (2001) "Performance evaluation of a UASB – activated sludge system treating municipal wastewater". *Water Sci. Technol.* Volumen 43. Número 11. pp 323–328.
- Tandukar, M., Ohashi, A., Harada H., (2007) "Performance comparison of a pilot-scale UASB and DHS system and activated sludge process for the treatment of municipal wastewater". *Water Research*. Número 41. pp 2697–2705.
- Tawfik, A., El-Gohary, F., Ohashi, A., Harada H., (2008) "Optimization of the performance of an integrated anaerobic–aerobic system for domestic wastewater treatment". *Water Sci. Technol.* Volumen 58. Número 1. pp 185-194.
- Torres, P., (2001) "Tendencias en el tratamiento de aguas residuales domésticas". *Ciencia y Tecnología*. Volumen 3. Número 1. pp 35-42.
- Van Haandel, A., Kato, M., Cavalcanti, P., Florencio, L., (2006) "Anaerobic reactor design concepts for the treatment of domestic wastewater". *Environ Sci Biotechnol*. Número 5. pp 21–38.

- Wang, YK., Sheng, GP., Li, WW., Huang, YX. Yu, YY., Zeng, RJ., Yu, HQ., (2011) "Development of a Novel Bioelectrochemical Membrane Reactor for Wastewater Treatment". *Environ. Sci. Biotechnol.* Número 45. pp 9256–9261.
- Wang, YP., Liu, XW., Li, WW., Li, F., Wang, YK., Sheng, GP., Zeng, RJ., Yu, HQ., (2012) "A microbial fuel cell–membrane bioreactor integrated system for cost-effective wastewater treatment". *Applied Energy.* Número 98. pp 230–235.
- Zhang, B., Zhao, H., Zhou, S., Shi, C., Wang, C., Ni, J., (2009) "A novel UASB–MFC–BAF integrated system for high strength molasses wastewater treatment and bioelectricity generation". *Bioresource Technology.* Número 100. pp 5687–5693.
- Zhang, B., Zhang, J., Yang, Q., Feng, C., Zhu, Y., Ye, Z., Ni, J., (2012) "Investigation and optimization of the novel UASB–MFC integrated system for sulfate removal and bioelectricity generation using the response surface methodology (RSM)". *Bioresource Technology.* Número 124. pp 1–7.
- Zhang L., Zhu X., Li J, Liao Q., Ye D., (2011) "Biofilm formation and electricity generation of a microbial fuel cell started up under different external resistances". *Journal of Power Sources.* Volumen 196. Número 15. pp 6029–6035.