



**FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES**

**INGENIERÍA AMBIENTAL**

“EFECTO DE MATERIALES DE CÁTODOS EN EL RENDIMIENTO  
DEL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS DE  
LA CIUDAD DE LIMA-PERÚ UTILIZANDO *GRANULAR  
ACTIVATED CARBON-MICROBIAL FUEL CELLS*”

Tesis para optar el Título Profesional:

Ingeniero Ambiental

Bach. LAURA MARGARITA CHUMBIMUNE ILIZARBE

LIMA – PERÚ

2018

### **Dedicatoria**

Me gustaría dedicar la presente Tesis a toda mi familia, a mi padre por su comprensión apoyo constante, en especial para mi madre “Mary” por su ayuda incondicional e indispensable y su motivación constante, he aprendido de ellos todo lo que soy como persona, mis valores y mis principios.

Para mi hermana Alejandra, espero que este trabajo te brinde razones y ánimos por continuar con tu decisión de realizar investigación.

Para mi asesora Betty por su tiempo, conocimientos y colaboración sin todo momento.

Para Cristhian por sus ánimos sarcásticos para darme el último empujón para terminar la presente tesis.

A todos ellos,

Muchas gracias de corazón.

## **Agradecimientos**

En primer lugar, me gustaría agradecer sinceramente a mi asesora Betty Peña por su esfuerzo, tiempo, sus conocimientos, orientaciones y paciencia han sido importantes para la culminación de la investigación.

También me gustaría agradecer a mi familia por su motivación y comprensión; asimismo a Rocio por su paciencia y colaboración para el desarrollo de la investigación.

De igual manera me gustaría agradecer a todos aquellos quienes me ayudaron de una u otra forma con la tesis.

Para ellos,

Muchas gracias por todo.

**ÍNDICE GENERAL**

<b>RESUMEN.....</b>	<b>6</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>8</b>
<b>CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>9</b>
<b>CAPÍTULO II. MARCO TEÓRICO .....</b>	<b>11</b>
2.1. Aguas residuales domesticas en el Perú .....	11
2.1.1. Definición de aguas residuales domésticas .....	11
2.1.2. Tratamiento de aguas residuales domésticas en el Perú.....	11
2.2. Sistemas Bioelectroquímicos ( <i>bioelectrochemical System</i> ).....	19
2.2.1. <i>Microbial Fuel Cells</i> (MFC).....	20
2.2.2. Componentes y materiales .....	22
2.2.3. Diseño del reactor.....	25
2.2.4. Rendimiento de <i>Microbial Fuel Cells</i> (MFC) .....	27
2.2.5. Aplicaciones de <i>Microbial Fuel Cells</i> (MFC) .....	19
<b>CAPÍTULO III. METODOLOGÍA Y MATERIALES.....</b>	<b>33</b>
3.1. Toma de muestras de agua residual doméstica.....	33
3.2. Diseño y Construcción del reactor.....	34
3.3. Operación y Mantenimiento .....	34
3.4. Cátodos.....	34
3.5. Mediciones y Análisis Químicos.....	35
3.6. Cálculos .....	35
<b>CAPÍTULO IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....</b>	<b>37</b>
4.1. Eficiencia en la remoción de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) .....	37
4.2. Desempeño eléctrico <i>GAC-MFC</i> .....	38
4.3. Eficiencia en remoción de DQO y CE .....	40
<b>CAPÍTULO V. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES .....</b>	<b>42</b>
<b>CAPÍTULO VI. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>44</b>
<b>CAPÍTULO VII. ANEXOS.....</b>	<b>53</b>

## Índice de Figuras

---

Figura 2-1	Componentes del MFC.....	23
Figura 3-1	Ubicación del Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas Residuales y Residuos Peligrosos (CITAR).....	33
Figura 4-1	Eficiencia de remoción de DQO y LMP .....	38
Figura 4-2	Densidad de Potencia de los reactores en los dos periodos .....	39
Figura 4-3	%DQO y CE de ambos reactores en los dos periodos .....	40

## Índice de Tablas

---

Tabla 2-1	Principales localidades sin tratamiento de aguas residuales.....	12
Tabla 2-2	Distribución de PTAR según zonas del país.....	13
Tabla 2-3	Capacidad de tratamiento de las PTAR instaladas según los caudales de diseño reportados .....	14
Tabla 2-4	PTAR en no funcionamiento y con construcción paralizada.....	16
Tabla 2-5	Capacidad hidráulica de las PTAR .....	18
Tabla 2-6	Componentes y materiales empleados en MFC .....	24
Tabla 2-7	Reacciones de los electrodos y sus potenciales redox en MFC.....	28
Tabla 3-1	Caracterización de las muestras de agua residual doméstica.....	34
Tabla 4-1	Eficiencia de remoción %.....	37

## Índice de Ecuaciones

---

Ecuación 3.6-1	Eficiencia de remoción de la DQO.....	35
Ecuación 3.6-2	Intensidad de corriente .....	35
Ecuación 3.6-3	Densidad de Potencia.....	35
Ecuación 3.6-4	Eficiencia columbica .....	36

## Índice de Anexos

---

Anexo 7.1	Resultados de Análisis del Laboratorio Acreditado .....	53
Anexo 7.2.	Registro Fotográfico.....	57

## RESUMEN

La situación del tratamiento de las aguas residuales domésticas es crítica a nivel nacional, solo un 65.4% de volumen recibe tratamiento, paralelamente 22 empresas prestadoras de servicios de saneamiento (EPS) no reportan a la entidad competente sobre la gestión de las aguas residuales (Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento [SUNASS], 2016). Asimismo, se evidencia una clara inequidad en la cobertura de los servicios de saneamiento entre el sector urbano y rural, con cifras del 88.3% y 24.6%, respectivamente (Encuesta Nacional de Programas Estratégicos [ENAPRES], 2016).

En cuanto a las plantas de tratamiento de las aguas residuales domésticas (PTAR) existe una sobre carga orgánica en promedio del 50%, así como deficiencias operativas y de mantenimiento, la tecnología resulta insuficiente; bajo estas condiciones la eficiencia del tratamiento es afectada agravando el escenario (Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento [SUNASS], 2016) .

Ante la problemática presentada, se ha planteado el tratamiento de las aguas residuales domésticas con *Granular Activated Carbon-Microbial Fuel Cells* (GAC-MFCs), analizando el efecto de los materiales de cátodo en el rendimiento del proceso.

Para tal fin, se muestrearon aguas residuales domésticas del Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas Residuales y Residuos Peligrosos (CITRAR) en dos periodos. Ambas muestras fueron sometidas a tratamientos en el sistema (GAC-MFC) con diferentes materiales de cátodo, papel de carbón y tela de carbón. Posteriormente, se calculó la eficiencia de remoción de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y parámetros de desempeño eléctrico de acuerdo a los resultados obtenidos del laboratorio acreditado y a las mediciones del voltaje, respectivamente.

La eficiencia de remoción de DQO fue mayor en ambos periodos para el reactor con tela de carbón, a un nivel de confianza del 95% el análisis estadístico muestra que los valores promedios de remoción son iguales. Adicionalmente, los valores de DQO cumplen con los Límites Máximos Permisibles (LMP) establecidos para los efluentes de PTAR domésticas de acuerdo al Decreto Supremo N°003-2010-MINAM. Por otro lado, se observó mayores valores de densidad de potencia (DP) en el periodo 2 para el reactor 1.

La presente investigación concluye que no existe una diferencia significativa en la eficiencia de remoción en los tratamientos para ambos reactores; en lo relacionado al desempeño eléctrico existe una influencia significativa del material de cátodo, siendo el papel de carbón, el que permite mayor generación de electricidad; por ello, se sugiere realizar más investigación a fin de aumentar la eficiencia de remoción y generación de electricidad con volúmenes de tratamiento mayores.

**Palabras Claves:** Plantas de tratamiento de las aguas residuales domésticas, Demanda Química de Oxígeno, *Granular Activated Carbon-Microbial Fuel Cells*.

## ABSTRACT

The situation of treatment of domestic wastewater is critical at the national level, only 65.4% of the volume is treated, in parallel with 22 companies that provide sanitation services (EPS) do not report to the competent entity on wastewater management (Superintendence National Sanitation Services [SUNASS], 2016). Likewise, there is a clear inequity in the coverage of sanitation services between the urban and rural sectors, with figures of 88.3% and 24.6%, respectively (National Survey of Strategic Programs [ENAPRES], 2016).

As for the domestic wastewater treatment plants (WWTP) there is an organic overload of 50%, as well as operational and maintenance deficiencies, the technology is insufficient; under these conditions the treatment efficiency is affected by aggravating the scenario (National Superintendence of Sanitation Services [SUNASS], 2016).

Given the problematic presented, the treatment of domestic wastewater with Granular Activated Carbon-Microbial Fuel Cells (GAC-MFCs) has been considered, analyzing the effect of the cathode materials on the process performance.

For this purpose, domestic wastewater was sampled from the Center for Research in Wastewater Treatment and Hazardous Waste (CITAR) in two periods. Both samples were subjected to treatments in the system (GAC-MFC) with different materials of cathode, carbon paper and carbon cloth. Subsequently, the removal efficiency of the Chemical Oxygen Demand (COD) and electrical performance parameters were calculated according to the results obtained from the accredited laboratory and to the voltage measurements, respectively.

The efficiency of COD removal was higher in both periods for the reactor with carbon cloth, at a 95% confidence level the statistical analysis shows that the average values of removal are equal. In addition, COD values comply with the Maximum Permissible Limits (LMP) established for domestic WWTP effluents according to The Supreme Decree Number 003-2010-MINAM. On the other hand, higher power density (DP) values were observed in period 2 for reactor 1.

The present investigation concludes that there is no significant difference in the removal efficiency in the treatments for both reactors; in relation to the electrical performance there is a significant influence of the cathode material, being the paper of coal, which allows greater generation of electricity; therefore, further research is suggested in order to increase the efficiency of removal and generation of electricity with larger volumes of treatment

**Key words:** Domestic wastewater treatment plants, Granular Activated Carbon-Microbial Fuel Cells, Chemical Oxygen Demand



## CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN

En el Perú, el organismo regulador de los servicios de saneamiento es la Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento (SUNASS); en el 2015 reportó que solo el 65.4% de las aguas residuales recibió tratamiento producidas por 28 empresas prestadoras de servicios de saneamiento (EPS), de un total de 50; mientras que las 22 restantes no registraron algún tipo de tratamiento.

Actualmente, el tratamiento de las aguas residuales no cubre la demanda poblacional, con una desigualdad en la cobertura del servicio brindado; es así que las 253 localidades bajo el ámbito de las EPS, 89 no cuentan con algún sistema de tratamiento para las aguas residuales, siendo vertidas directamente a los ríos, mares, pampas o drenes (SUNASS, 2015).

En ese contexto, se hace evidente la existencia de un déficit en la infraestructura de saneamiento, así como en la tecnología de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales – PTAR, debido al diseño, operación y mantenimiento insuficiente e inadecuado (SUNASS, 2015). Este problema persiste debido a la falta de esfuerzos en magnitudes considerables y significativas en el fortalecimiento o en la estructuración de un modelo sostenible.

Ante este escenario resulta interesante que actualmente se encuentre en crecimiento la percepción de que el agua residual podría considerarse una “fuente” y no un problema (Verstraete and Vlaeminck, 2011, Sutton et al., 2011, McCarty et al., 2011). Dentro de este concepto, una de las tecnologías prometedoras para el tratamiento de las aguas residuales son los sistemas Bioelectroquímicos (BES), los cuales presentan un enfoque innovador y relativamente nuevo; aunque la forma en cómo operan data hace más de 100 años de antigüedad (Potter, 1911).

El principio de funcionamiento básico de los BES, se basa en la obtención de electricidad, mediante la conversión de la energía química de sustratos, como las aguas residuales (Logan et al., 2008), mediante una reacción redox, la cual es catalizada por las bacterias que bombean los electrones a través de un circuito eléctrico externo generando electricidad (Rabaey et al., 2007).

Los sistemas BES pueden ser Microbial Fuel Cell (MFC) donde la electricidad es capturada directamente (Logan, 2005), mientras que en Microbial Electrolysis Cell (MEC) la electricidad debe ser complementada con una fuente externa para la elaboración de productos como el hidrógeno o metano (Rozendal et al., 2006).

Los sistemas BES funcionan bajo principios electroquímicos y se basan en el comportamiento de las comunidades microbianas. Por lo tanto, predicciones en el funcionamiento y la cantidad de producción de energía se basan principalmente en la comprensión de las comunidades bacterianas y las transferencias de energía dentro de estos sistemas.

Los principales desafíos a superar son los de carácter científico; actualmente se está incrementando considerable la cantidad de trabajos de investigación, donde se muestran mejoras en la eficiencia y rendimiento.

De igual forma, la presente investigación tiene por finalidad la determinación del efecto de los materiales de cátodo en el rendimiento de tratamiento de aguas residuales domésticas de la ciudad de Lima-Perú con *Granular Activated Carbon-Microbial Fuel Cells* (GAC-MFCs). Asimismo, se describirá la metodología a emplear para la realización de los análisis, con el fin de que sirvan de muestra para las instituciones que deseen aplicar la tecnología propuesta.

Finalmente, los resultados obtenidos servirán de data, para identificar la eficiencia del sistema de tratamiento, para luego una vez identificadas puedan plantearse oportunidades de mejora a fin de aumentar la eficiencia; en base a ello, se plantean los siguientes objetivos:

#### **Objetivo principal:**

- Determinar el efecto de los materiales de cátodo en el rendimiento tratamiento de aguas residuales domésticas de la ciudad de Lima-Perú con *Granular Activated Carbon-Microbial Fuel Cells* (GAC-MFCs).

#### **Objetivos específicos:**

- Cuantificar el porcentaje de la remoción de la demanda química del oxígeno de las aguas residuales domésticas con diferentes materiales de cátodo en GAC-MFCs.
- Cuantificar la generación de la corriente eléctrica con diferentes materiales de cátodo en GAC-MFCs.

## CAPÍTULO II. MARCO TEÓRICO

### 2.1. AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS EN EL PERÚ

#### 2.1.1. DEFINICIÓN DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS

Las aguas residuales se pueden definir como aquellas cuyas características originales han sido modificadas; por lo tanto su calidad requiere un tratamiento previo antes de ser reusadas o vertidas a un cuerpo natural de agua o al sistema de alcantarillado (Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental [OEFA], 2014). Asimismo, según el Decreto Supremo N° 001-2010-AG, estas aguas poseen características modificadas por actividades antropogénicas, en consecuencia previo a su vertimiento a un cuerpo natural de agua o reusadas estas requieren de un tratamiento previo.

Cabe resaltar que en el Perú, las aguas residuales se clasifican en industriales, domésticas y municipales (OEFA, 2014).

En cuanto a las aguas residuales domésticas son consideradas las aguas residuales de origen residencial, comercial e institucional que contienen residuos fisiológicos y otros provenientes de la actividad humana, como las actividades de preparación de alimentos y aseo personal (OEFA, 2014).

#### 2.1.2. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS EN EL PERÚ

##### Cobertura del Tratamiento de Aguas Residuales

Hasta el 2013, bajo el ámbito de las EPS, alrededor de 17,5 millones de habitantes contaban con servicio de agua potable y 16 millones con servicio de alcantarillado. La producción de agua potable al día por las EPS fue en promedio de 3.78 millones de m<sup>3</sup>; es decir una producción per cápita de 216 L/habitante/día.

Las aguas residuales vertidas en el alcantarillado corresponden al 20% de la pérdida del agua potable producida y otras pérdidas técnicas; produciendo un caudal diario 30 000l/s o 2.59 millones de m<sup>3</sup>, equivalente a 162 L/habitante/día; estas cantidades de aguas residuales requieren de procesos de tratamiento para su posterior disposición en el ambiente o su reuso.

Un aspecto importante a tener en cuenta es que los servicios de agua potable y servicio de alcantarillado son brindados de manera diferenciada, se calcula que no se captan alrededor de 238 000 metros cúbicos por día de agua residual en el sistema de alcantarillado.

Actualmente, de las 253 localidades solo 89 no cuentan con algún tratamiento de las aguas residuales, bajo la gestión de las EPS; por lo cual estas aguas residuales crudas se vierten directamente a los ríos,

mares, pampa o drenes. Dentro de estas, existen cuatro grandes localidades que no cuentan con PTAR (Tabla 2-3).

**Tabla 2-1: Principales localidades sin tratamiento de aguas residuales**

N°	Localidad, EPS	Caudal Vertido al Alcantarillado L/s
1	Huancayo, SEDAM Huancayo SAC	384
2	Huánuco, SEDA Huánuco SA	251
3	Sullana, EPS Grau SA	200
4	Cajamarca, SEDACAJ SA	192

Fuente: SUNNAS, 2015.

En el 2013, se vertieron 298 000 m<sup>3</sup>/día de aguas residuales no tratadas al ambiente provenientes de estas 89 localidades, cifra que representa el 12% de todo el agua residual vertida al alcantarillado de la EPS. De las 164 localidades restantes, todas o partes de las aguas residuales vertidas al alcantarillado son conducidas hacia una planta de tratamiento.

#### Distribución de PTAR en las EPS

Bajo el ámbito de EPS se identificaron 204 PTAR construidas y en construcción; 172 de las cuales se encuentran construidas y operadas por la EPS o en proceso de transferencia. De las cuales 144 PTAR se encuentran operadas por las EPS, 19 PTAR están en proceso de transferencia a las EPS y 9 PTAR se encuentran fuera de operación, debido a conflictos sociales y problemas en la línea del emisor.

Dentro del número anterior, se incluye a la PTAR de Taboada en Lima y San Jerónimo en Cusco, operadas por terceros contratados por SEDAPAL S.A. y SEDACUSCO S.A.; respectivamente.

Las 32 PTAR restantes se encuentran en construcción, de las cuales 19 están en proceso y 13 en construcción paralizada. Cabe resaltar, que 11 reemplazarán a las PTAR existentes y las demás ampliarán la cobertura de tratamiento de aguas residuales.

En la Tabla 2-4, se muestra el número de PTAR de acuerdo a la zona del país donde se ubican; de lo cual resulta la zona costa norte es donde se congrega más del 50% de todas las PTAR.

**Tabla 2-2: Distribución de PTAR según zonas del país**

Zona	EPS	N° de PTAR
Costa Norte	ATUSA/ EPS GRAU S.A./ EPSEL S.A./ SEDALIB S.A./SEDACHIMBOTE S.A.	87
Costa Central	SEDAPAL/ EMAPA BARRANCA S.A.	23
Costa Sur 1	EMAPA CAÑETE S.A./ SEMAPACH S.A./ EMAPICA S.A./ EMAPISCO S.A./ EMAPAVIGS S.A.C.	15
Costa Sur 2	EPS MOQUEGUA S.A./ EPS ILO S.A./ SEDAPAR S.A.	14
Selva Norte	SEDALORETO S.A./ EPS MARAÑÓN S.R.L./ EPS SAN MARTÍN S.A./ EMAPACOP S.A.	6
Selva Central	SEDA HUÁNUCO S.A./ EPS SELVA CENTRAL S.A.	6
Sierra Central	EPS MANTARO S.A.	2
Sierra Sur	EPSASA/ SEDACUSCO S.A./ EMPSSAPAL S.A./ EMAQ S.R.L.	4
Altiplano	EPS NOR PUNO S.A./ EMSAPUNO S.A./ SEDA JULIACA S.A./ EMAPA Y S.R.L./ EPS AGUAS DEL ALTIPLANO S.R.L.	6

Fuente: SUNASS, 2015.

Cabe mencionar que se han identificados PTAR en localidades no atendidas por las EPS; por ejemplo, en el altiplano entre Cusco y el lago Titicaca, representando una cantidad significativa de PTAR.

#### Evaluación de la capacidad de tratamiento instalada

El diseño de las PTAR es definido según la disposición final que reciba el efluente. A fin de cumplir con los Límites Máximos Permisibles (LMP) correspondientes, para su posterior vertimiento a un cuerpo natural; los siguientes aspectos son tomados en cuenta:

- La remoción de contaminación orgánica, expresada en los parámetros: DQO y DBO5.
- La remoción de coliforme termotolerantes.

Es preciso resaltar que si los efluentes cumplen con los aspectos mencionados previamente, es más probable que se encuentren por debajo del LMP.

Con el objetivo de remover la contaminación orgánica, el dimensionamiento de las unidades está en función de la carga orgánica (DQO y DBO5) y el caudal del afluente. La carga orgánica es obtenida como producto de la concentración pudiendo ser la DQO y DBO5, así como del caudal.

En cuanto a la remoción de coliformes termotolerantes, esta depende de su concentración en el mismo afluente y de la tecnología aplicable en el tratamiento:

- Si se aplica la desinfección natural, se debe asegurar el suficiente volumen/superficie, como la implementación de una laguna de pulimento.
- Si se aplica la desinfección química, se emplea menos volumen/superficie; sin embargo se requiere una nueva inversión para la implementación de las infraestructuras de dosificación, consecuentemente los costos de operación y mantenimiento a fin de cubrir los insumos de sustancias químicas.

Resulta de vital importancia evaluar los sistemas de tratamiento instalados en base a la capacidad de tratamiento de la carga orgánica y de la carga hidráulica.

En el país, se cuenta con un registro de la capacidad de tratamiento de acuerdo al caudal de diseño de las PTAR, por el contrario la información sobre la carga orgánica es escasa.

La capacidad hidráulica de la PTAR en funcionamiento es de 29 600 L/s, equivalente a 15.8 millones de habitantes, con un aporte per cápita de 163 L/d.

En la Tabla 2-5 se muestra la capacidad hidráulica por EPS, excluyendo a las PTAR paralizadas. SEDAPAL, incluye el caudal medio diario del diseño de la PTAR Taboada de 14 m<sup>3</sup>/s; sin embargo ese caudal incluye la demanda futura y actualmente se encuentra tratando 9.9 m<sup>3</sup>/s, correspondiente al agua residual vertida al alcantarillado de su área de drenaje.

**Tabla 2-3: Capacidad de tratamiento de las PTAR instaladas según los caudales de diseño reportados**

PTAR	Capacidad de tratamiento de las PTAR instaladas según los caudales de diseño reportados ( )
SEDAPAL S.A.	19 000
EPSEL S.A.	1 720
SEDALUB S.A.	1 671
EPS SEDALORETO S.A.	1 450
EPS GRAU S.A.	1 442
EPS SEDACUSCO S.A.	580

<b>SEMAPACH S.A.</b>	580
<b>SEDACHIMBOTE S.A.</b>	542
<b>EPSASA</b>	470
<b>EPS TACNA S.A.</b>	330

Fuente: SUNASS, 2015.

En cuanto a la tecnología aplicada, las lagunas de estabilización son la opción más común para la desinfección química, estas poseen la capacidad de remover coliformes termotolerantes, al asegurar un tiempo de retención mínimo de agua residual en ellas.

En base a la experiencia de operación de las PTAR, así como el uso de modelos para laguna con flujos dispersos, se determinó que si el periodo de retención es menor de 20 días, no se cumpliría con el LMP coliformes termotolerantes, teniendo en cuenta una concentración típica de  $4.1 \times 10^7$  NMP/100 mL en el afluente de la PTAR de lagunas (SUNASS, 2015).

La capacidad instalada en las PTAR de lagunas de estabilización sin desinfección adicional asegurando un periodo de retención de 20 días es de 25 700 L/s, traduciendo la capacidad instalada de tratamiento se reduce en 2,1 millones de habitantes; por lo tanto la capacidad hidráulica que permite cumplir los LMP a nivel nacional es de 13,69 millones de habitantes (con aporte per cápita de 162 L/día).

Esta situación se debe básicamente a que la mayoría de las PTAR existentes fueron construidas antes de la aprobación del LMP de coliformes termotolerantes de 10.000 NMP/100 mL.

La única PTAR que cuenta con lagunas de estabilización sin desinfección y que cumple en forma estable el LMP de coliformes termotolerantes es la PTAR de Chulucanas (EPS GRAU S.A.). Esta PTAR cuenta con 2 baterías de 4 lagunas en serie y un periodo de retención teórico total de 29 días.

En cuanto a la capacidad de tratamiento de la carga orgánica en habitantes-equivalentes, bajo un aporte per cápita de 50 g DBO5/d, en todo el país se permitiría la descarga diaria de aproximadamente 18.4 millones de habitantes-equivalentes, este valor incluye también las descargas industriales, siendo la población atendida considerablemente menor; un punto importante a considerarse es que la capacidad de tratamiento instalada incluye la capacidad para el tratamiento de la demanda futura. Por ejemplo, la capacidad de tratamiento según el diseño de la PTAR Taboada de SEDAPAL es de 12,1 millones de habitantes-equivalentes; sin embargo, actualmente en el área de drenaje solo vivirían alrededor de 5,3 millones de habitantes y su descarga industrial correspondiente.

Dentro del ámbito de las EPS se presentan las descargas industrial es vertidas a los alcantarillados, las cuales aportan cargas adicionales. Lo cual da a entender que la capacidad de tratamiento de la carga orgánica d e 18.4 millones incluye los efluentes industriales. Cabe resaltar que las de scargas industriales poseen una mayor concentración de carga orgánica q ue los desagües domésticos, por lo tanto el vertimiento de esta clase de ef luentes al alcantarillado sin algún control, supone que los afluentes de las PTAR contenga una mayor carga orgánica de la que pueda tratar, a pesar de que no se haya superado el caudal de diseño.

En la Tabla 2-6 se muestran las PTAR que no se encuentran en fun cionamiento y en construcción paralizada.

**Tabla 2-4: PTAR en no funcionamiento y con construcción paralizada**

PTAR QUE NO ESTAN EN FUNCIONAMIENTO			PTAR CON CONTRUCCIÓN PARALIZADA		
Razón de la paralización	PTAR	Carga Orgánica Hab-equiv/d	Razón de la paralización	PTAR	Carga Orgánica Hab-equiv/d
Oposición de la población aledaña	Casma Vieja (Casma)	5 800	Falta de saneamiento legal para el emisor	San Antonio (problemas financieros)	>2 400
	El cucho (Sullana)	120 000			
	Sistema Huacachina (Ica)	Sin información			
Robo del afluente para su uso sin tratamiento	Huanchaquito (Huarmey)	4 800	Arbitraje entre las contrapartes del proyecto	San Luis (Cañete)	4 300
				La Curva (Arequipa)	4 300
				Quillabamba (Cusco)	>10 000
Colapso del emisor del afluente	Pueblo Nuevo (Chincha)	28 000	Deficiencias en la construcción	Quiulacocha (Pasco)	14 000
				Cajamarca	48 000
				San Miguel (Cajamarca)	2 500
				Abancay	Sin información
Falta de punto de vertimiento de reuso	Nuevo Lurín (Nuevo Lurín, Lima)	4 300	Oposición de vecinos contra la PTAR	Santa Rosa (Lambayeque)	9 000
Arbitraje en el	Ferreñafe (Lambayeque)	48 000		Chupaca (Junín)	Sin información



tiempo de la garantía	)		Problemas de financiamiento	ón	
				Aguas del Altiplano (Ayaviri)	8 800
Otros	Lobitos	3 200	Sin información	Picsi Nueva (Lambayeque)	5 300
				Oyotuni (Lambayeque)	Sin información

Fuente: SUNASS, 2015.

Según el estudio realizado por SUNASS, la Tabla 2.7 muestra la comparación de la oferta y demanda de la capacidad de tratamiento de las aguas residuales vertidas al alcantarillado de las EPS que cuenten con al menos una PTAR; de acuerdo el balance a nivel nacional

**Tabla 2-5: Capacidad hidráulica de las PTAR**

Capacidad Hidráulica de las PTAR				
	Según el caudal de diseño reportado por la EPS	Considerando la necesidad de >20 días de retención en PTAR de lagunas sin desinfección	Caudal vertido al alcantarillado	Capacidad de tratamiento de la carga orgánica
	L/s	L/s	L/s	Habitantes
<b>Taboada</b>	14.000	14 000	9920	-
<b>SEDAPAL sin la PTAR Taboada</b>	5070	5050	7220	2 516 000
<b>Resto del país</b>	10.510	6.620	12 850	3 780 000
<b>Total (Aprox.)</b>	29.600	25.700	30 000	18 400 000

Fuente: SUNASS, 2015.

*Problemática de las aguas residuales domesticas*

Los vertimientos de aguas residuales domesticas sin previo tratamiento al ambiente, resultan en la contaminación de cuerpos de aguas naturales; a su vez por infiltración en el subsuelo se transforma en la contaminación de las aguas subterráneas; por lo tanto se convierten en focos infecciosos para la salud de las poblaciones, así como para la flora y fauna del lugar.

Además, la contaminación bacteriológica producto del vertimiento de las aguas residuales domesticas afecta la salud humana, debido

a que estos microorganismos son capaces de generar múltiples enfermedades como el cólera, amebiasis, disentería, gastroenteritis, fiebre tifoidea, hepatitis A, entre otras (Organización Mundial de la Salud [OMS], 2015).

En el país todos los ríos de las 159 cuencas hídricas del país alrededor de 129 se encuentran contaminados, en diversos sectores, con coliformes termotolerantes (fecales) y metales pesados (Autoridad Nacional del Agua [ANA], 2016); los principales ríos contaminados son el Chumbao, Chincheros y Santos Tomás (Apurímac), Ragra (Pasco), Lurín, Mala y Cañete (Lima), Santa (Áncash), Chira (Piura), Virú (La Libertad), Nanay e Itaya (Loreto), Huallaga (San Martín) y Tumbes, los cuales presentan altos niveles de coliformes.

## **2.2. Sistemas Bioelectroquímicos (*Bioelectrochemical System, BES*)**

Los sistemas bioelectroquímicos son unidades funcionales que integran procesos microbiológicos y electroquímicos (Logan, 2008). Los microorganismos presentes en estos sistemas funcionan como biocatalizadores para mediar la transferencia de electrones desde un donador o aceptor de electrones hacia el cátodo y ánodo, respectivamente. La mencionada manera de transporte de carga es conocida como transferencia de electrones extracelular; usualmente requerido cuando un aceptor o donador de electrones no puede entrar en la célula (Rabaey, et al., 2007).

Al mismo tiempo, investigaciones han demostrado como múltiples poblaciones microbianas poseen la capacidad de cooperar para lograr la generación de electricidad, debido a la versatilidad en su uso; ante esto claramente los BES representan los nuevos fundamentos para la biotecnología ambiental (Rabaey, et al., 2007), toda vez que gran variedad de bacterias pueden participar en la transferencia extracelular.

La tecnología de los BES puede ser usada para la producción de energía u otras aplicaciones, como la remoción de nitratos (Virdis, et al., 2008; Clauwaert, et al., 2008), y sulfatos de las aguas residuales (Pikaar, et al., 2012), la biodegradación de contaminantes como el fenol (Luo, et al., 2009), piridina (Zhang, et al., 2009) y diésel (Morris, et al., 2009), la remoción del cromo hexavalente de las aguas residuales galvanoplástica (Li, et al., 2008) y la reducción de perclorato en aguas potables y aguas residuales (Butler, et al., 2010).

Los BES se pueden clasificar en tres tipos básicos:

- *Microbial Electrolysis Cell* (MEC): la oxidación microbiana de la materia orgánica que ocurre en el ánodo genera un potencial que aumentada con un voltaje adicional produce hidrógeno gaseoso en el cátodo (Logan, 2008; Rozendal et al, 2006).

- *Microbial desalination Cell* (MDC): pueden parcialmente o totalmente desalinizar el agua del mar y generar energía eléctrica o gas de hidrógeno. La degradación bacteriana de la materia proporciona una alternativa para la técnica de ósmosis inversa, la cual requiere una considerable cantidad de energía (Cao, et al., 2009; Chen, et al., 2011; Jacobson, et al., 2011; Luo, et al., 2011).
- *Microbial Fuel Cell* (MFC): genera electricidad basada en los electrones formados de la oxidación de la materia orgánica en el ánodo (Logan, et al., 2006; Rabaey, 2005).

### 2.2.1. *Microbial Fuel Cells* (MFC)

*Microbial Fuel Cell* (MFC) es un dispositivo bioelectroquímico que convierte la energía química almacenada en la materia orgánica a electricidad, mediante la catálisis de microorganismos (Aelterman et al., 2006; Rozendal et al., 2008a; Zhang et al., 2009).

Los microorganismos activos electroquímicamente responsables de la oxidación del sustrato y la transferencia de electrones son un componente clave de MFC. En la pasada década los MFC han recibido una gran atención como una nueva tecnología para la producción sustentable de energía (Clauwaert et al., 2008; Du et al., 2007; Hamelers et al., 2010; Kim et al., 2007a; Li et al., 2011; Logan, 2010; Pant et al., 2010; Rabaey and Verstraete, 2005; Schroeder, 2011; Zhou et al., 2011).

La temprana generación de electricidad dada a partir de microorganismos fue demostrada por Potter en 1910 (Potter, 1911). Sin embargo, este hallazgo no fue del todo apreciado sino hasta mediados del Siglo XVII, cuando se descubrió que los microorganismos podían transportar electrones obtenidos del metabolismo celular a minerales insolubles (como el manganeso) en un proceso denominado transferencia de electrones extracelulares (Lovley DR, 1988).

Un significativo avance se dio con el descubrimiento que la corriente y la generación de energía podrían ser mejoradas mediante la adición de un aceptor de electrones. Desde la década de 1990, se han venido desarrollando distintos diseños de reactores de MFC, los cuales emplean las aguas residuales como sustrato, acelerando rápidamente el progreso de la tecnología (Aelterman et al., 2006a; Liu et al., 2004; Logan, 2005; Logan et al., 2006; Rabaey and Verstraete, 2005; Schroeder, 2011).

En la década pasada, numerosas investigaciones han sido desarrolladas sobre el tratamiento biológico de las aguas residuales con MFC. La primera generación de MFC fue impulsada por mediadores de electrones; en este tipo de MFC los microorganismos no son capaces de transferir electrones directamente al ánodo, por lo tanto necesitan aceptores de electrones externos.

Los mediadores de electrones pueden reducirse fácilmente aceptando los electrones de las bacterias y posteriormente liberando electrones al ánodo, para volverse a oxidar al estado nuevamente (Park y

Zeikus, 2000). Sin embargo, los mediadores son tóxicos e inestables, mas no limita su aplicación en los MFC (Du et al., 2007).

El descubrimiento que algunos microorganismos posean la capacidad de transferir electrones directamente al ánodo sin la ayuda del mediador ha llevado al desarrollado de la segunda generación de MFC, la cual se denomina MFCs sin mediador (Chaudhuri y Lovley, 2003, Kim et al., 1999, Kim et al., 2002); es posible mencionar entre las bacterias electroquímicamente activas a las siguientes: *Shewanella putrefaciens*, *Geobacteraceae sulfurreducens*, *Geobacteraceae metallireducens* y *Rhodospirillum rubrum* (Bond y Lovley, 2003, Crittenden et al., 2006, Holmes et al., 2004, Kim et al., 2002). Esta condición permite aumentar la producción de energía y abrir la puerta a estudios innovadores de MFC (Chaudhuri y Lovley, 2003; Schroder et al., 2003).

Al efectuar la comparación de las tecnologías tradicionales de bioenergía, la tecnología MFC presenta las siguientes ventajas: (1) amplia disponibilidad de emplear distintos sustratos, se refiere a la factibilidad de usar varios tipos de materia orgánica tales como aguas residuales, como los lodos y la biomasa, los cuales pueden ser utilizados como sustrato en MFC para la producción de electricidad; (2) proceso de producción limpio, el funcionamiento del MFC no implica la producción de contaminantes; (3) menor producción de lodos, debido a la producción de electricidad; (4) las condiciones de operación son manejables, sistemas como MFC pueden ser aplicados en condiciones manejables como aguas residuales a temperatura ambiente y baja resistencia; (5) no hay necesidad de aireación; el MFC del cátodo de aire podría utilizar el oxígeno directamente del aire, por lo tanto reduce el costo de la aireación; (6) bajo coste del catalizador; con el desarrollo de bioánodos y biocátodos, los microorganismos podrían separarse como catalizador eficiente en lugar de metales costosos; (7) campo de aplicación diversificado.

Los primeros diseños de MFC fueron dirigidos al tratamiento de las aguas residuales, pero con algunas variaciones los MFC podrían convertirse fácilmente a otra clase de tecnologías con aplicaciones especiales, entre estas se destaca la eliminación de contaminantes, la producción del hidrógeno entre otras (Logan et al., 2006, Rabaey y Verstraete, 2005).

La tecnología de los MFC ha comenzado hace sólo una década, por lo tanto presenta algunas limitaciones, como el rendimiento del sistema pendiente a ser optimizado, la generación de energía sigue siendo baja en comparación con las pilas de combustible tradicionales, la construcción y los materiales poseen todavía costos elevados.

A pesar de ello, la generación de energía MFC ha venido aumentando en varios órdenes de magnitud en los últimos años; para tal situación es posible mencionar los avances en la investigación de biocátodos, los cuales han ampliado el ámbito de aplicación de los MFC.

### Principio de Funcionamiento

Los sistemas MFC son catalizados por microorganismos, cuyo principio de funcionamiento, obviamente, es diferente de las celdas de combustible químicas (*chemical fuel cell*). Este principio puede ser explicado con el típico diseño de dos cámaras de MFC, que consiste en una cámara aeróbica y otra anaeróbica, separadas físicamente por una membrana de (PEM, *proton exchange membrane*).

Las bacterias se adhieren al electrodo del ánodo, las cuales se encargan de oxidar los substratos orgánicos, a su vez liberan electrones y protones. Estos últimos se mueven de la cámara anódica a la cámara catódica a través de la membrana, mientras que los electrones pasan de la bacteria (electrodo del ánodo) al cátodo mediante un circuito; es ahí donde se combinan los protones y el oxígeno y se forma agua. De esta manera, la electricidad puede ser producida (Liu et al., 2004). Otros compuestos químicos también pueden servir como aceptor de electrones como los nitratos, sulfatos y el manganeso.

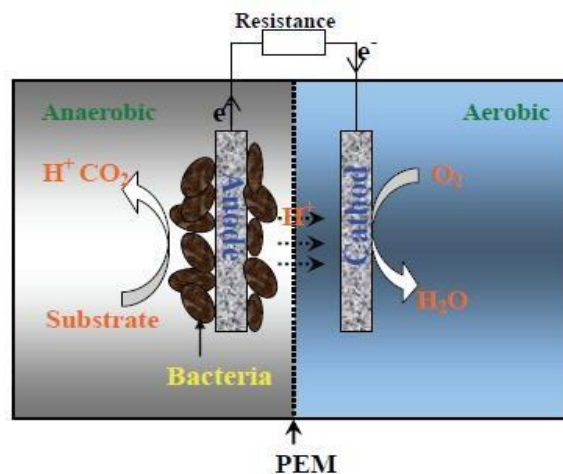
La diferencia en el potencial redox entre el ánodo anaeróbico (bajo potencial redox) y el cátodo aerobio (alto potencial redox) resulta ser la fuerza conductora para el transporte de electrones. Bajo condiciones estándares, el máximo potencial del dispositivo es 1.2 V, en las bases del potencial entre el donador de electrones, como NADH; y el aceptor de electrones, como el oxígeno (Logan and Regan, 2006).

Un amplio rango de componentes orgánicos para el sustrato se incluye la materia orgánica de las aguas residuales puede ser empleada en los MFC (Pant et al., 2010). Por otro lado para el cátodo, el oxígeno es considerado como el más disponible aceptor de electrones, debido a que posee un alto potencial de oxidación, disponibilidad y es bajo en costos.

#### **2.2.2. Componentes y materiales**

El diseño típico de MFC consiste de tres componentes esenciales que son: ánodo, cátodo y separador (Ver Figura 2-1). En algunos diseños de MFC como el *single chamber membrane-less*, el separador (membrana) no es implementada, para disminuir los costos en la construcción del sistema (Aldrovandi et al., 2009; Liu and Logan, 2004). Con el fin de generar una mayor cantidad de electricidad a costos más rentables y de manera eficiente se han realizado investigaciones en relación a materiales más adecuados para MFC.

**Figura 2-1: Componentes del MFC**



Fuente: Zhang 2012

La selección de Los electrodos del ánodo y cátodo pueden ser definidos bajos los siguientes criterios: (1) los materiales deben poseer una buena conductividad; (2) ser biocompatibles; (3) tener baja resistencia; (4) ser químicamente estables; (5) poseer una adecuada resistencia mecánica.

Existen algunos requerimientos especializados para el ánodo y cátodo debido a las diferentes reacciones que toman lugar en sus respectivos compartimentos; por ejemplo en el caso del ánodo se espera que posea una amplia superficie, debido que esto permite mayor adhesión de las bacterias en el electrodo (Oh and Logan, 2006).

Asimismo, con el fin de incrementar la tasa de reducción de oxígeno en el cátodo, generalmente se aplica un electrodo modificado con algún catalizador (Zhou et al., 2011).

El resumen de los componentes y materiales usados en MFC se mencionan en la Tabla 2-1. de los cuales, el carbón es el material empleado con mayor frecuencia, toda vez que puede estar disponible en papel de carbón, tela de carbono, malla de carbono, placas, varilla, gránulos o cepillo de grafito; y el carbono vítreo reticulado (RVC) (Logan et al., 2006; Zhou et al., 2011). Este material es preferentemente utilizado debido a su gran área de superficie, alta conductividad y resistencia mecánica. También, se han empleado electrodos metálicos, incluyendo el acero inoxidable, oro y titanio (Dumas et al., 2008; Richter et al., 2008; ter Heijne et al., 2008).

Adicionalmente, se han utilizado electrodos tridimensionales como las partículas de grafito y el carbón activado granular para aumentar la unión de bacterias a fin de mejorar el desempeño de los MFC (Jiang and Li, 2009; You et al., 2006). En la mayoría de los casos los materiales empleados para el ánodo son aplicados, también, como cátodos.

**Tabla 2-6: Componentes y materiales empleados en MFC**

Ánodo	Membrana	Cátodo	Catalizador del cátodo
Barra/ placas/ fibra/ cepillo de grafito	Membrana de intercambio de protones <i>Nafion</i>	Barra/ placas/ fibra/ cepillo de grafito	CoTMPP Co/Fe/N/CNT
Papel de carbón	Ultrax	Papel de carbón	$\beta$ -MnO <sub>2</sub>
Tela de carbono con CNTs	Membrana de ultrafiltración	Tela de carbón	Fe <sup>3+</sup>
Filtro de carbón	Polietileno	Filtro de carbón	FePc
Carbón vítreo reticulado	Porcelana	Carbón vítreo reticulado	FePcVC MnPc
Acero inoxidable	Fibras de vidrio	Acero inoxidable	

Fuente: Zhang 2

Fuente: Zhang 2012

En relación a los materiales comunes del cátodo, se destaca el papel, cepillo y paño de carbón, así como el grafito (Zhou et al., 2011). La aplicación de catalizadores se ha realizado con el fin de aumentar la generación de energía, el platino (Pt) es el más usado, debido que permite reducir la energía de activación de la reacción catódica y aumentar la reacción en el cátodo (Yang et al., 2012); como desventaja se presenta que los costos requeridos para su aplicación al sistema, son elevados. Ante esta situación, se están haciendo esfuerzos para reducir la concentración de platino; de la misma forma en la búsqueda de catalizadores alternativos más baratos, entre los cuales se incluye CoTMPP, Co/Fe/N/CNT, PbO<sub>2</sub>,  $\beta$ -MnO<sub>2</sub>, FePc, FePcVC, MnPc, Rutile, Co-OMS-2, MnOx (Cheng et al., 2006; Deng et al., 2010; Lu et al., 2011; Morris et al., 2007; Zhang et al., 2009a; Zhao et al., 2005; Zhou et al., 2011).

La mayoría de diseños de MFC requieren la separación de la cámara de ánodo y cátodo mediante la membrana. En los primeros inicios se empleó “*salt bridge*”; aunque debido a su alta resistencia interna son utilizadas con menos frecuencias en los estudios (Min et al., 2005). Actualmente, las membranas de intercambio catiónico (CEM), usualmente conocidas como membranas de intercambio de protones, son ampliamente utilizadas (Kim et al. Al., 2007). Asimismo, se han desarrollado diversos separadores económicamente más rentables, como las membranas de intercambio aniónico (AME), membranas bipolares, membranas de microfiltración, membranas de ultrafiltración, tejidos porosos, fibras de vidrio, J-Colth (Kim et al., 2007; Li et al., 2011).

### 2.2.3. Diseño del reactor

La arquitectura del sistema es importante para el rendimiento del MFCs, la mejora en el diseño del reactor puede contribuir para superar algunas de las limitaciones en el funcionamiento del MFC. Con más de diez años en investigación, se han configurado múltiples diseños de MFCs que van desde una capacidad de 1.5μL a varios litros; de acuerdo al número de cámaras del reactor, los MFCs pueden ser clasificados, según las denominaciones en inglés en: *single chamber*, *two chamber* y *multi-chamber* (una, dos y múltiples cámaras).

#### Single Chamber MFC Systems

Esta configuración es más simple y compacta, lo cual se traduce en reducción de costos de construcción y operación. El sistema típico de esta clase posee solo una cámara de ánodo sin aeración en la cámara del cátodo. Usualmente, los electrodos del ánodo y cátodo son colocados en ambos lados del tubo; adicionalmente se coloca una placa plana contra el ánodo y el cátodo se expone al aire directamente, mientras que el otro lado contiene agua (Liu et al., 2005).

La membrana se empleaba inicialmente en este sistema para evitar que el agua pase a través del cátodo, así como, disminuir la difusión del oxígeno en el ánodo (Liu et al., 2005). Con el objetivo de reducir los costos de construcción, Liu y Logan (2004) desarrollaron un reactor sin membrana, la generación de energía de este sistema fue mayor a comparación de otros sistemas parecidos. Sin embargo, la eficiencia colúmbica (CE) fue solo de 9 a 12% sin membrana y de 40 a 55% son capaces de difusión de oxígenos del cátodo a la cámara anódica.

Cabe resaltar, que se han realizado variaciones al diseño de una sola cámara con el objetivo de hacerlo escalable y mejorar la generación de energía. Park y Zeikus (2003), construyeron un MFC compuesto de una cámara anódica rectangular con un cátodo poroso expuesto al aire directamente. Rabaey et al. (2005) diseñó un MFC tubular, de una sola cámara, empelando una matriz de grafito granular como ánodo y una solución de ferrocianuro de cátodo, el cual operando en modo continuo produce una alta potencia. Min y Angelidaki (2008) crearon un MFC sumergible (SMFC) con la inmersión de un electrodo de ánodo a la cámara del cátodo en un reactor anaerobio, la ventaja de tal diseño es que no se necesita alguna cámara especial para el ánodo anaeróbico, toda vez que la cámara catódica y el ánodo pueden estar inmersos en reactores anaeróbicos existentes o en ambientes anaeróbicos naturales (Min y Angelidaki, 2008).

El MFC de una cámara ha reducido en gran medida los costos de construcción y a su vez, ha permitido la aplicación de tecnologías basadas en MFC, dando pase a nuevas oportunidades para el diseño de reactores para futuros estudios.



### Two Chamber MFC Systems

Se encuentra entre los más utilizados para pruebas de laboratorios, sobre todo con mayor frecuencia en los primeros estudios; este sistema permite que las cámaras de ánodo y cátodo se encuentren separadas mediante una membrana. Este diseño permite que los protones puedan ser transferidos al cátodo, de tal forma que se evita la difusión del electrolito catódico al ánodo.

Esta categoría se clasifica de acuerdo a las formas del sistema (Du et al., 2007); se mencionan: *salt bridge*, MFC cilíndrico, MFC rectangular y plano y *up flow* MFC.

- a. *Salt bridge*: es un material barato, hecho de un tubo de vidrio en forma de U, empleado con agar y sal, que posee una función similar a la membrana de intercambio de protones. Aunque este tipo es menos costoso que una membrana de intercambio de protones; la desventaja es que en este tipo de MFC se produce poca energía debido a la resistencia del diseño.
- b. MFC rectangulares: desarrollados con el fin de reducir la distancia entre los electrodos. Rabaey et al. (2003), desarrolló un MFC donde las cámaras se encontraban separadas por una membrana. Posteriormente, una variación del diseño fue la adición de cuatro celdas conectadas en un bloque, dando lugar así a cuatro cátodos y ánodos; este sistema MFC conocido como *flat plate*, fue diseñado para operar como un reactor de flujo. Entre las ventajas de esta configuración, se destacan acortar la distancia de los electrodos, aumentar la superficie de los electrodos, al mismo tiempo el área de membrana; lo que consecuentemente puede aumentar los costos de construcción.
- c. MFC en miniatura: proporcionan plataformas para el desarrollo de investigaciones de microorganismos, como la fuente de energía portátil para elementos electrónicos (Qian et al., 2011). Un ejemplar de esta clase de diseño es el desarrollado por Ringeisen et al. (2006) con una capacidad de 650 $\mu$ L, dentro del cual se contienen 24 pocillos para aislar a microbios electroquímicamente activos, que producen hasta 2.3 veces más energía que los organismos tradicionales, como la *Shewanella oneidensis* MR-1 (Hou et al., 2009). Dentro de las limitaciones que enfrenta son las densidades de baja potencia y costos altos de fabricación (Qian et al., 2011).

### Multi chamber/stacked MFC Systems

Para aumentar el voltaje o la corriente del sistema, los MFC pueden conectarse en serie o paralelo. La conexión de varios MFC en paralelo añade corriente, mientras que un voltaje es aplicado a cada celda. En cambio, si los MFC se conectan en serie, el voltaje es añadido. Por lo tanto, la corriente o voltaje deseado se pueden obtener mediante las conexiones en paralelo y en serie del número apropiado de MFC (Aelterman et al., 2006b).

Aelterman et al. (2006b) desarrolló un sistema de MFC compuesto de seis unidades individuales, los cuales poseían como ánodo grafito granular. Se obtuvo un voltaje de 2.02V a 228W/m<sup>3</sup>, mientras que una corriente de 255mA es producida a 248W/m<sup>3</sup> bajo conexiones en paralelo. Ambos circuitos tanto el abierto como el corto eran aproximadamente un factor de 6 más alto que el de los MFC individuales. Sin embargo, la inversión del voltaje se produjo en algunas celdas a alta densidad de potencia durante la serie, lo cual resultó en una disminución rápida de la potencia y voltaje de salida.

#### 2.2.4. Rendimiento de Microbial Fuel Cells (MFC)

##### Rendimiento ideal de MFC

El rendimiento ideal del sistema MFC depende de las reacciones electroquímicas que ocurren entre la materia orgánica del sustrato, a un bajo potencial como glucosa y el aceptor final de electrones con alto potencial como el oxígeno (Rabaey y Verstrate, 2005). Sin embargo, el voltaje ideal de la celda es incierto debido a que los electrones son transferidos al ánodo del componente orgánico del sustrato a través de una compleja cadena respiratoria que varía de acuerdo al tipo de microorganismo, incluso si el mismo microorganismo varía cuando crecen bajo diferentes condiciones.

Actualmente, la cadena respiratoria es poco entendida, la reacción anódica clave que determina el voltaje ocurre entre el potencial redox reducido del mediador (si se emplea uno) o en el citocromo final en el sistema para electrophile/anodophile si tiene un pili conductivo, y el ánodo. Para estas especies de bacterias que son incapaces de liberar electrones al ánodo directamente, un mediador redox es necesario para transferir los electrones al ánodo (Stirling et al., 1983; Bennetto, 1983); para esas condiciones la reacción anódica final se da cuando el ánodo gana los electrones del mediador reducido.

Existen MFC que no contemplan el uso de mediadores, se emplean *anodophiles* como *G. sulfurreducens* y *R. ferrireducens*, estos forman un biofilm en la superficie del ánodo y consideran el ánodo como el electrón aceptor final de su respiración anaeróbica.

Anteriormente se ha mencionado que la cadena respiratoria no es comprendida plenamente, el potencial anódico puede ser evaluado por el ratio del citocromo final de la cadena en los estados reducidos y oxidados. En la Tabla 2-2 se presentan los potenciales redox de las reacciones de los electrodos de varios tipos de MFC.

**Tabla 2-7: Reacciones de los electrodos y sus potenciales redox en MFC**

Oxidación/ Reducción	$E^\circ$ (mV)
H <sup>+</sup> /H <sub>2</sub>	-420
NAD <sup>+</sup> /NADH	-320
S <sup>0</sup> /HS <sup>-</sup>	-270
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> /H <sub>2</sub> S	-220
Piruvato <sup>2-</sup> /Lactato <sup>2-</sup>	-185
FAD/FADH <sub>2</sub>	-180
Fe(III)EDTA/ Fe(II) EDTA	+96
O <sub>2</sub> /H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	+275
Fe(III) NTA/ FE(II) NTA	+385
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	+421
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> /NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	+440
O <sub>2</sub> /H <sub>2</sub> O	+820

Fuente: Rabaey y Verstrate, 2005

Los potenciales ideales de MFC pueden ser calculados con las ecuaciones Nernst para estas reacciones y el rango de varios cientos mV a más de 1000 mV.

#### Rendimiento actual de MFC

El potencial actual de una celda siempre es menor que el potencial equilibrado a causa de las pérdidas irreversibles. La siguiente ecuación (Appleby y Foulkes, 1989) refleja las distintas pérdidas irreversibles en un MFC.

$$V_{celda} = E_{cátodo} - |\eta_{act,e} - \eta_{conc,c}| - E_{ánodo} - |\eta_{act,a} + \eta_{conc,a}| - iR_i$$

Dónde:  $\eta_{act,a}$  y  $\eta_{act,e}$  son las pérdidas de activación polarización en el cátodo y ánodo, respectivamente.  $\eta_{conc,c}$  Y  $\eta_{conc,a}$  son concentraciones polarizadas en las cámaras del cátodo y ánodo, respectivamente.  $\eta_{ohm}$  Ocurre porque de la resistencia al flujo de iones en el electrolito y la resistencia al flujo de electrones a través del electrodo. Ambos el electrolito y el electrodo obedecen a la Ley de Ohm, esto se expresa como  $iR_i$ ; en donde  $i$  es la corriente que fluye en el MFC y  $R_i$  es el total de la resistencia interna del MFC.

La polarización de activación es atribuida a la energía que debe ser superada por las especies que reaccionan. Cabe resaltar, que un paso limitante es cuando la velocidad de una reacción electroquímica en la superficie de electrodo se encuentra controlado por la cinética de la reacción lenta. Los procesos que implican la adsorción de especies reactivas, la transferencia de electrones a través de la membrana celular

de doble capa, la desorción de los productos y la naturaleza física de la superficie del electrodo contribuyen a la polarización de activación. Los microorganismos que no liberan fácilmente electrones a la polarización de activación del ánodo es una barrera energética que puede ser superada mediante la adición de mediadores.

En el sistema MFC sin mediador, la polarización de activación se reduce debido al pili conductor. Además, la reacción catódica también enfrenta la polarización de activación; por ejemplo: se emplea con más frecuencia el platino sobre un cátodo de grafito básicamente porque el primero posee tiene una barrera de energía más baja para la reacción de oxígeno catódico, la cual produce agua. Normalmente, la polarización de activación es dominante a una densidad de corriente baja. Las barreras electrónicas en el ánodo y el cátodo deben ser superadas antes de que la corriente y los iones puedan fluir (Appleby y Foulkes, 1989).

La resistencia al flujo de los iones en los electrolitos y el flujo de electrones entre los electrodos ocasionan pérdidas óhmicas. La pérdida óhmica en los electrolitos es dominante y puede ser reducida acortando la distancia entre los dos electrodos y a través del aumento de la conductividad iónica de los electrolitos.

Un adecuado MFC debe minimizar la polarización de concentración mediante la mejora en la transferencia de masas; es posible reducir la gradiente de concentración agitando o burbujeando. Sin embargo, el proceso de agitación necesita de bombas, cuyo requerimiento energético suele ser mayor que la energía obtenida por el MFC. Bajo lo mencionado previamente, se debe considerar el equilibrio entre los consumos y salidas de energía.

La curva de polarización puede indicar hasta qué punto las diversas pérdidas contribuyen a la disminución de la potencial total; a fin de implementar posibles medidas para minimizar las pérdidas y obtener un rendimiento ideal; se puede mencionar entre las medidas: la selección de microbios, mejoras en estructuras de electrodos, mejores electrocatalizadores, empleo de electrolitos más conductivo y acortar espacio entre electrodos (Gil et al., 2003).

## **2.2.5. Aplicaciones de Microbial Fuel Cells (MFC)**

### Generación de Electricidad

MFC son capaces de convertir la energía química almacenada en la biomasa a energía eléctrica a través de la adición de microorganismos; debido a que la oxidación de las moléculas es convertida directamente a electricidad en lugar de calor. El ciclo de Carnot con una limitada eficiencia térmica es evitado y teóricamente una conversión eficiente más grande puede ser alcanzada (>70%). Chaudhury y Lovely (2003) reportaron que *R. ferrireducens* puede generar electricidad con un rendimiento de electrón tal alto como 80%. La alta recuperación de electrones como electricidad mayor de 89% fue registrada (Rabaey et al., 2003). Se cuenta con evidencia de una eficiencia Columbica de 97%

durante la oxidación de formiato con la catálisis de platino negro (Rosenbaum et al., 2006).

A pesar de las recientes investigaciones, la generación de poder de los MFC sigue siendo baja (Tender et al., 2002; DeLong y Chandler, 2002) corresponde a la tasa de abstracción de electrones es baja. Con el objetivo de solucionar esta condición una de las maneras más factible de lograr esto es almacenar la electricidad en dispositivos recargables, para después distribuir la electricidad en los usuarios finales (Ieropoulos et al., 2003a).

MFC pueden servir como distribuidores de sistema de energía distribuidor para los usuarios locales, especialmente en regiones subdesarrolladas. Cabe resaltar, que para algunos investigadores este sistema es visto como un proveedor de energía perfecto para Gasirobots mediante el auto-abastecimiento de biomasa recogida por los mismos (Wilkinson, 2000). Además, el robot ECoBot-II solamente es impulsado mediante MFC para realizar actividades de movimiento, detección, informática y comunicación (Ieropoulos et al., 2003b; Ieropoulos et al., 2004; Melhuish et al., 2006).

La tecnología de MFC es particularmente favorable para aplicaciones sostenibles de energía a largo plazo; sin embargo solo después cuando los potenciales problemas de salud y seguridad de los microorganismos en el sistema sean solucionados, podrán aplicarse para tal propósito.

### Biohidrógeno

MFC pueden ser modificadas para producir hidrógeno en lugar de electricidad, bajo condiciones normales de operación, los protones son liberados mediante la reacción anódica, estos migran al cátodo para ser combinar con el oxígeno y formar agua.

La generación de hidrógeno a partir de los protones y electrones producido por el metabolismo de microorganismos en MFC es termodinámicamente desfavorable. Liu et al. (2005b) aplicado un potencial externo para aumentar el potencial del cátodo en el circuito del MFC, de esta manera superar la barrera termodinámica; así los protones y electrones producidos por la reacción anódica son combinados en el cátodo para formar hidrógeno.

La potencia externa requerida para un MFC, teóricamente, sería de 110 mV, mucho menos que los 1210 mV requeridos para la electrólisis directa del agua a pH neutral, porque cierta parte de la energía proviene de la biomasa en oxidación en la cámara anódica. MFC pueden potencialmente producir alrededor de 8 a 9 mol H<sub>2</sub> por cada mol de glucosa en una fermentación convencional (Liu et al., 2005b).

En la producción del biohidrógeno usando MFC, el oxígeno no es necesario en la cámara del cátodo; así las eficiencias de MFC mejora porque la fuga de oxígeno a la cámara anódica ya no sería un problema.

Otra ventaja es que el hidrógeno puede ser acumulado y almacenado para su posterior uso para superar las características inherentes de la energía baja de los MFC. Por lo tanto, MFC son una fuente renovable de hidrógeno que puede contribuir a la demanda global de hidrógeno en la economía del mismo.

### Tratamiento de aguas residuales

Los MFC son considerados para el tratamiento de aguas desde 1991 (Habermann y Pommer, 1991). Las aguas residuales municipales contienen una serie de componentes orgánicos que pueden ser combustibles para los sistemas MFC. La cantidad de energía producida por el sistema en el tratamiento de aguas residuales puede, potencialmente, reducir a la mitad la electricidad necesaria en el proceso convencional de tratamiento que consume una gran cantidad de energía eléctrica para la aeración de los lodos activos.

El rendimiento del sistema varía entre 50 a 90% menos sólidos que serna dispuestos (Holzman, 2005). Además, las moléculas orgánicas como el acetato, propionato, butilo pueden romperse y convertirse en CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>O. Un híbrido que incorpore la parte electrofílica y anodofílica es adecuado para el tratamiento de aguas residuales debido a que, mientras, más orgánico, más biodegradable en base a la variedad de componentes.

MFC emplea ciertos microorganismos que poseen habilidades especiales para remover sulfuros que es requerido en el proceso de tratamiento de aguas residuales (Rabaey et al., 2006). MFC pueden mejorar el crecimiento de microorganismos electroquímicamente activos durante el tratamiento de aguas residuales, así poseen estabilidad operativa.

Los tipos de MFC de flujo ascendente, de una sola cámara y sin membrana son favorables para el tratamiento de aguas residuales debido a que es posible aumentar proporcionalmente (Jang et al., 2004; Moon et al., 2005; Je et al., 2005).

Aguas residuales: sanitarias, de procesamiento de alimentos y porcinas son grandiosas fuentes de biomasa para el funcionamiento de MFC, puesto que son rico en materia orgánica (Suzuki et al., 1978; Liu et al., 2004; Oh y Logan, 2005; Min et al., 2005b; Zuo et al., 2006). Esta tecnología puede remover hasta el 80% de la demanda química de oxígeno (Liu et al., 2004; Min et al., 2005b) con una eficiencia Columbic tan alto como el 80% reportada (Kim et al., 2005).

En relación al análisis económico para la implementación de los sistemas BES en las plantas de tratamiento de aguas residuales, según Escapa et al. (2012), los costos de instalación dentro del análisis incluyen básicamente las obras civiles y el equipo electromecánico; asimismo se contempla como vida útil del reactor 5 años, siendo el monto estimado de 169.1 euros por m<sup>3</sup> al día tratado.

Por otro lado, en los costos operativos se contemplan las siguientes suposiciones, debido a la tecnología de los BES: (i) los costos de mantenimiento aumentarían en un 10% de una tecnología convencional de tratamiento de aguas residuales domésticas, (ii) la producción de lodos disminuiría en un 50% para una tasa de carga orgánica de 3100g/COD.m3.día.

### Biosensor

Además, de las aplicaciones mencionadas previamente, otro uso potencial para los MFC es como sensor para el análisis de la polución y, a la vez, *in situ* realizar procesos de monitoreo y control (Chang et al., 2004, 2005). Un método preciso para evaluar la demanda biológica de oxígeno de las corrientes es mediante el cálculo de la eficiencia coulombica.

Una gran variedad de trabajos han demostrado la buena relación lineal entre el rendimiento colombiano y la fuerza de las aguas residuales en un pequeño rango de demanda biológica de oxígeno. Recientemente, se han realizado esfuerzos para mejorar la dinámica de respuesta de MFC como sensores (Moon et al., 2004).

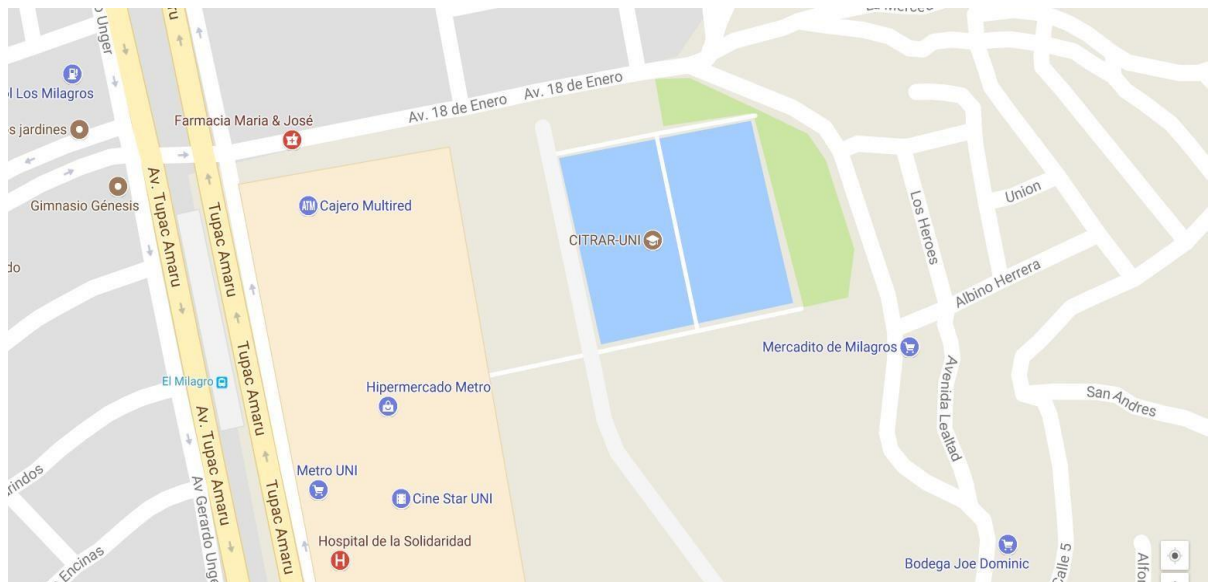
Un tipo de MFC que sirva como sensor de la demanda biológica de oxígeno será construido con microorganismos enriquecidos con MFC pueden mantenerse en operación por más de 5 años sin recibir algún mantenimiento (Kim et al., 2003).

**CAPÍTULO III. METODOLOGÍA Y MATERIALES**

**3.1. TOMA DE MUESTRAS DE AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA**

El agua residual doméstica fue recolectada dos veces: Periodo 1 y Periodo 2, siendo las fechas el 29 de marzo y 28 de abril del presente año, respectivamente en el en el colector de aguas después del desarenador y previo al tratamiento. Se emplearon recipientes de plásticos con una capacidad de 1000 ml para la toma de muestras, a una profundidad no mayor de 30 cm en el Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas Residuales y Residuos Peligrosos (CITAR) de la Universidad Nacional de Ingeniería, ubicado en el cruce de la Avenida 18 de Enero con Túpac Amaru (Figura 3-1), Tabla 3-1 muestra las características de las aguas residuales domésticas para los dos periodos.

Las muestras de agua residual fueron almacenadas en un refrigerador a 4°C antes de uso.



**Figura 3-1: Ubicación del Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas Residuales y Residuos Peligrosos (CITAR)**

Fuente: Google Maps, 2017.



**Tabla 3-1: Caracterización de las muestras de agua residual doméstica**

Muestra de agua residual domestica-CITAR		
Parámetros	Periodo 1	Periodo 2
<b>Demanda química de oxígeno mg O<sub>2</sub>/L</b>	378.1	341.56
<b>pH</b>	6.87	6.6
<b>Temperatura °C</b>	22.95	24

Fuente: Elaboración Propia

### 3.2. DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DEL REACTOR

#### Granular activated carbon single chamber microbial fuel cell (GAC-SCMFC)

La construcción del reactor siguió la metodología aplicada por Jiang, B. Li (2009). Los reactores fueron recipientes cilíndricos de plástico, contando con un diámetro de 9 cm y una altura de 16 cm, dando un volumen de trabajo de 324 cm<sup>3</sup>. Se realizaron en ambos reactores una abertura de 1.5cm de diámetro en la parte inferior lateral del reactor, por donde se insertó la barra de grafito (longitud 11 cm). Una resistencia externa de 100Ω fue implementada.

Se tomó como material para el ánodo 200 gramos de carbón activado granular (GAC) para cada reactor, siendo depositado en el fondo del recipiente. El cátodo se colocará en la parte superior del reactor a una distancia de 14 cm para cada reactor.

### 3.3. OPERACIÓN

Los MFC fueron operados en dos periodos, el primero de 48 horas y el segundo de 72 horas con un tiempo de retención hidráulica de 24 horas a temperatura constante de 30°C y alimentados por lotes cada uno con 850 ml de agua residual domésticas.

Ambos MFC fueron inoculados, de acuerdo al método de Daqian y Baikun (2009), con una muestra con una concentración de DQO entre 100 a 1500 mg/L.

### 3. 4. CÁTODOS

Se emplearon diferentes materiales de cátodo para los MFC: (i) Reactor 1: tela de carbón con 5mg/ cm<sup>2</sup> platino, según Zhang, Zheng, Grimaud, Hurst y He (2013); (ii) Reactor 2: papel de carbón con 0.5 mg/cm<sup>2</sup> platino (10%) (Kundu et al., 2013). Ambos contaron con un área de 63.1 cm<sup>3</sup>.

### 3. 5. MEDICIONES Y ANÁLISIS QUÍMICOS

Para realizar la caracterización de los efluentes generados en los MFCs de cada ciclo, se recolectó 500 ml de cada reactor en contenedores trasegando el efluente hacia ellos, inmediatamente se colocaron las tapas respectivas y estos fueron enviados en un cooler a 4°C a un laboratorio certificado por el Instituto Nacional de Calidad (INACAL).

El voltaje mediante la resistencia externa se midió por el multímetro cada 6 horas por cada reactor mediante un multímetro digital Modelo TSD830 Marca UYUSTOOLS.

### 3. 6. CÁLCULOS

Para realizar los cálculos se emplearon las fórmulas descritas.

#### Eficiencia de remoción de la demanda química de oxígeno (DQO)

La eficiencia del tratamiento será evaluada en términos de remoción DQO (demanda química de oxígeno), basada en las concentraciones al inicio y final de cada ciclo. Se empleó la ecuación 3.6-1 (Parra, 2006).

$$E = (S_0 - S) / S_0 * 100$$

Dónde:  $S_0$  y  $S$  es la carga del contaminante de entrada y de salida.

#### Intensidad de corriente

La intensidad de corriente en Amperes (A) se calculó mediante la ecuación 3.6-2 (Logan et al., 2006).

$$I = V / R_{ex} \text{ (Ampere)}$$

Dónde:  $V$  es el voltaje medido y  $R_{ex}$  es la resistencia externa equivalente a  $100\Omega$ .

#### Densidad de Potencia

Se calculó mediante la ecuación 3.6-3 (Logan et al., 2006).

$$P = IV / Vol \text{ (Watt/m}^3\text{)}$$

Dónde:  $I$  es la intensidad de corriente,  $V$  es el voltaje en volts y  $Vol$  es el volumen de compartimiento del ánodo.

#### Eficiencia columbica

La eficiencia columbica (CE) es un importante parámetro para evaluar el rendimiento de MFCs. La electricidad/ eficiencia de la producción energética deberá ser alta, de este modo se justifica la aplicación a gran escala de este sistema en las plantas de tratamiento de aguas residuales. La CE es definida

como la proporción de la actual carga generada sobre la carga teórica generada si el sustrato es completamente convertido a electricidad.

El cálculo de CE se basa en la ecuación 3.6-4 (Logan et al., 2006b)

$$\varepsilon = \frac{\int_0^t I dt}{\Delta DQO (4/32)vF}$$

Dónde:  $I = V/R_{ex}$  es la corriente,  $\Delta DQO$  es el cambio de DQO en la solución del ánodo,  $v$  es el volumen de la cámara de ánodo, 4 son las moles de electrones transferidos cuando una mol de oxígeno es oxidado, 32 g/mol es el peso molecular del oxígeno y  $F$  es la constante de Faraday.

## CAPÍTULO IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.1. REMOCIÓN DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO)

El comportamiento de la DQO se evaluó en dos periodos, los resultados se muestran en la Tabla 4-1 Eficiencia de remoción (%). Para el primer período se observó una reducción de 88.3% y 92.5% en los reactores 1 y 2, respectivamente. En cuanto al segundo período, se obtuvo una reducción en el reactor 1 y el reactor 2 del 81.7% y 83.2%, respectivamente.

**Tabla 4-1: Eficiencia de remoción (%)**

Cátodo	Periodo 1	Periodo 2	Promedio
Reactor 1- Tela de carbón	88.3	81.7	85
Reactor 2- Papel de carbón	92.5	83.2	87.85

Fuente: Elaboración propia

Para ambos periodos se emplearon muestras de agua residual doméstica obtenidas de CITRAR, las cuales fueron caracterizadas en un laboratorio certificado (Tabla 3-1).

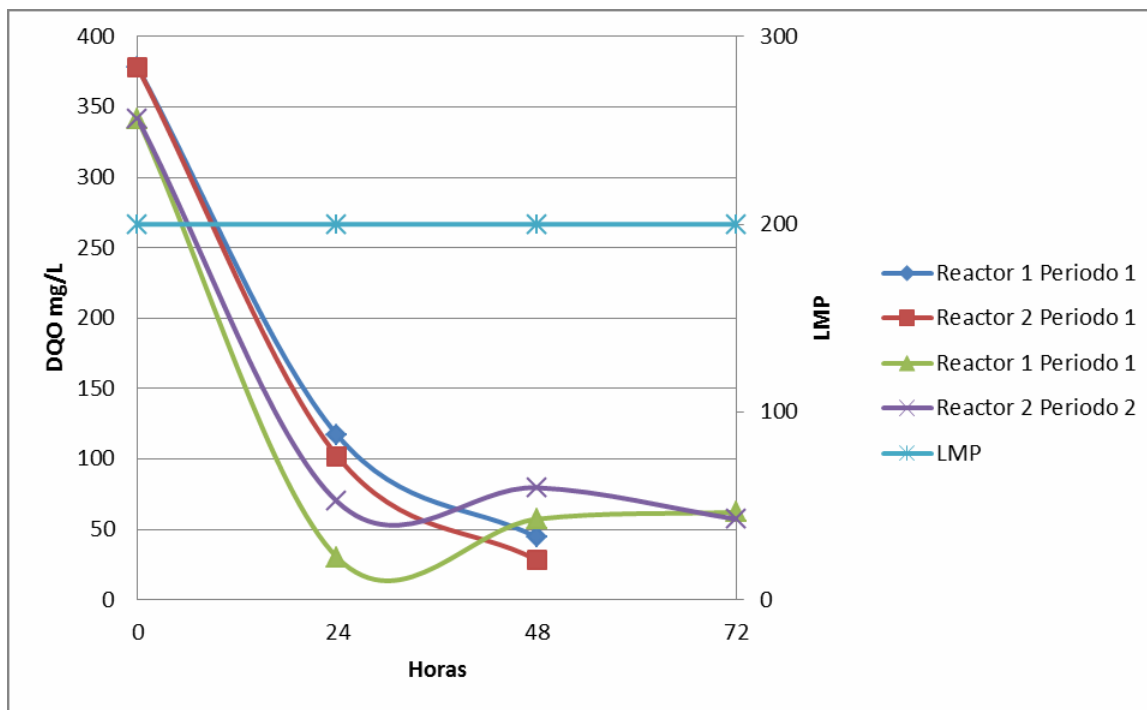
Se registró en promedio una mayor reducción de DQO en el periodo 1 para el reactor 2 con una diferencia de 4.2% en relación al reactor 1; en cambio en el periodo 2 la diferencia en la remoción entre ambos reactores resulta mínima, alrededor de 1.5%, debido a un mayor tiempo de funcionamiento de los reactores iniciado el tratamiento.

El material del ánodo que fue empleado en ambos periodos fue el GAC, este ofrece una mayor superficie para la adhesión de los microorganismos generando el biofilm, lo cual contribuye principalmente a una mayor remoción de la DQO (He et al., 2006b). Además, las partículas de GAC son empleadas por su alta capacidad de absorción y usadas como filtro para la remoción de partículas y contaminantes en el agua y en procesos de tratamiento (Valderrama et al., 2008).

Las diferencias de resultados en el periodo 1 y 2, se deben principalmente al tiempo de operación de los reactores; teniendo en cuenta que en ambos periodos los tiempos de retención fueron los mismos (24 horas), las evaluaciones en el segundo periodo fueron realizadas con mayor frecuencia por lo tanto las lecturas fueron más homogéneas; por el contrario, los valores de eficiencia de remoción registrados fueron menores para este periodo, debido a que posiblemente la composición microbiana adherida al ánodo (GAC) llegó a un estado de crecimiento estacional y posiblemente decrecimiento.

Adicionalmente, con el análisis estadístico se demostró que los valores promedios de remoción de DQO entre ambos periodos fueron iguales con un nivel de confianza del 95%; por lo tanto los materiales del cátodo en los reactores no influyó significativamente en la variable.

Los valores de DQO (Figura 4-1) obtenidos cumplen con los Límites Máximos Permisibles (LMP) establecidos para los efluentes de PTAR domesticas en el Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM, con un valor de 200mgO<sub>2</sub>/L; demostrando potencial como tecnología de tratamiento.



**Figura 4-1: Eficiencia de remoción de DQO y LMP**

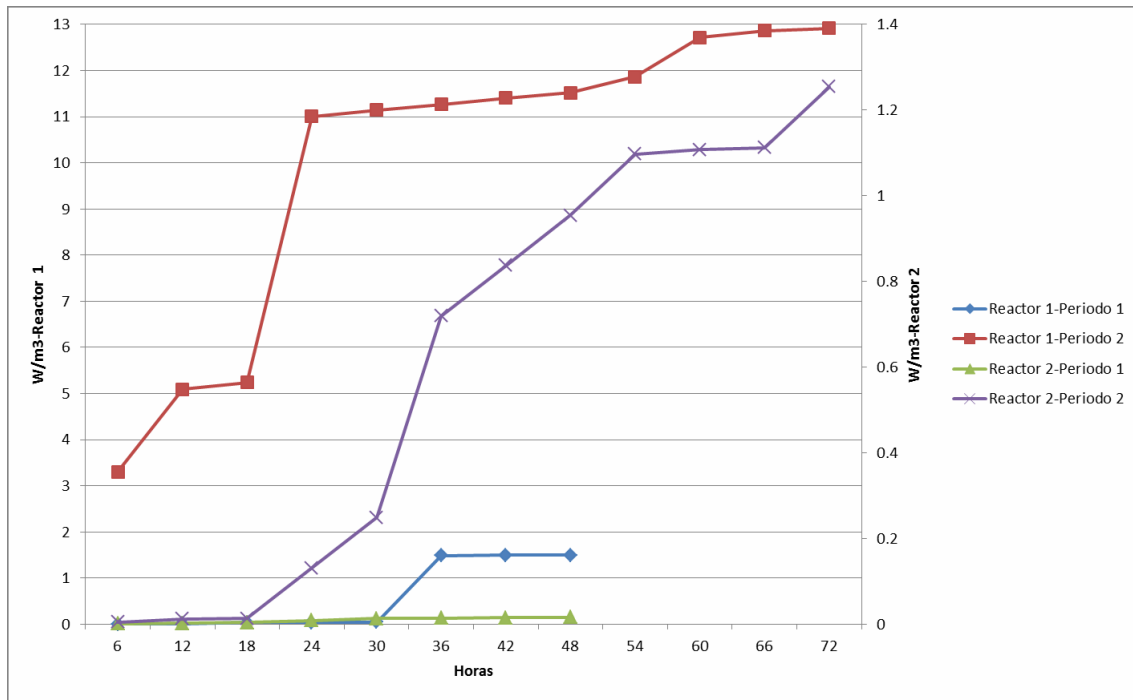
Fuente: Elaboración propia

Los tratamientos anaerobios de las aguas residuales muestran altos valores de remoción de DQO a mayores tiempos de retención hidráulica; Jiang et al. (2011), obtuvo valores de DQO para un tiempo de retención de 20 horas en el rango de 30-80 mg/L, asemejándose a las lecturas de la Figura 4-1 (tratamiento anaerobio en el reactor con el GAC).

#### 4.2. DESEMPEÑO ELÉCTRICO DEL GAC-SCMFC

Se evaluó el desempeño eléctrico de los sistemas mediante la medición de los voltajes registrados en la resistencia externa de 100 Ω que a su vez estuvo conectada entre el ánodo y cátodo. Según Wang et al., (2010) la densidad de potencia (DP) es uno de los parámetros que permiten evaluar el comportamiento eléctrico de estos dispositivos.

La Figura 4-2 muestra los valores obtenidos de DP en ambos periodos para el reactor 1 y reactor 2, respectivamente. Cabe precisar, que en los periodos evaluados ambos reactores trabajaron con un volumen de 850 ml de agua residual doméstica para ambos periodos bajo las características presentadas en la Tabla 3-1.



**Figura 4-2: Densidad de Potencia de los reactores en los dos periodos**

Fuente: Elaboración propia

Se observó mayores valores de DP en el periodo 2 para ambos reactores, en el reactor 1 con un máximo de 12.9 W/m<sup>3</sup>, mientras que el reactor 2 presentó un máximo 1.25 W/m<sup>3</sup>. Los altos valores de DP pueden ser atribuidos a dos factores, el primero según Jiang (2009) a la baja resistencia interna (RI) de los reactores debido a la remoción de membrana PEM, concordando con lo demostrado en investigaciones previas que el retiro del PEM en MFC permite la reducción significativa de la RI y el aumento de la DP (Hiu, 2004a; Hiu 2004b). Este parámetro se emplea para caracterizar un generador de corriente como el sistema MFC (Dolly, 2013), en este estudio la RI no se determinó debido al enfoque de los objetivos planteados, pero bajo las condiciones establecidas se supone una RI/Ohm de 30 (Jiang et al., 2009). El segundo factor es el área superficial del ánodo, en la presente investigación se empleó el GAC siendo 200 000 m<sup>2</sup> el área para este material en base a lo descrito por Jiang (2009) para el GAC-SCMFC. El incremento del área superficial del ánodo podría mejorar la adhesión bacteriana, la transferencia de electrones y la DP (Logan 2007; He 2006).

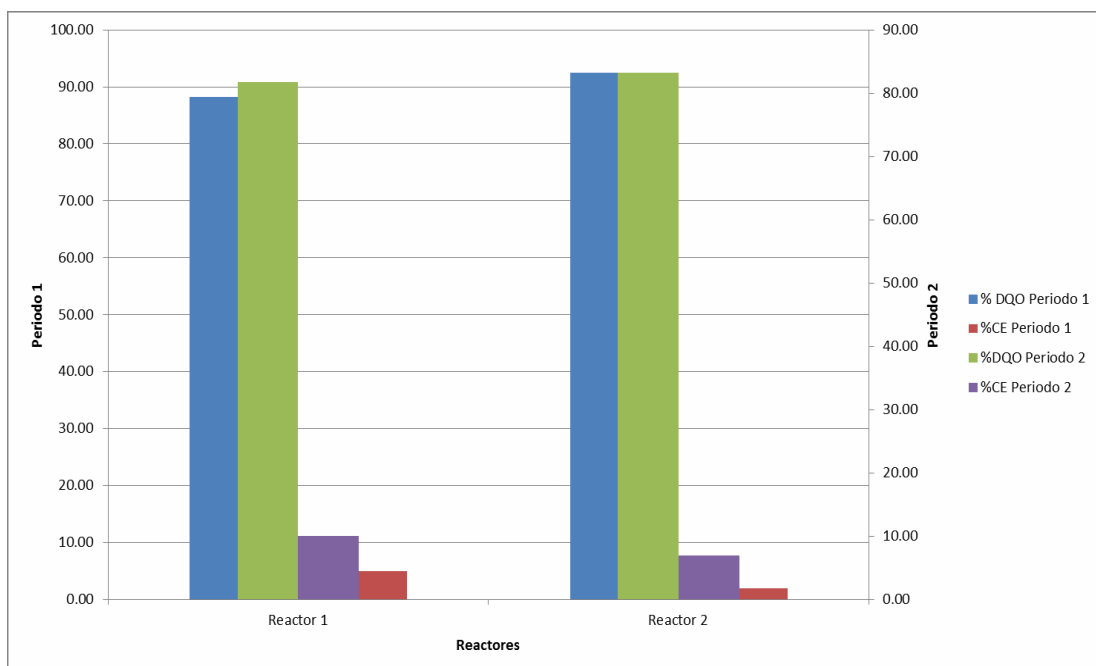
Asimismo, para el segundo periodo posiblemente la cama del GAC en ambos reactores ha podido desarrollar un biofilm, debido a la operación del primer periodo, según Jiang et al., 2009; lo cual favorece el incremento de los valores de DP.

En relación a los materiales del cátodo, el reactor 1 en el periodo 2 registró el mayor valor de DP coincidiendo con los resultados de Zhuang et al., 2012, obtenidos para la tela de carbono. Cabe resaltar que el cátodo acepta los electrones y protones que son producidos de la oxidación anódica del sustrato (Zhang et al., 2012). Además, en el mismo periodo el reactor 2 obtuvo la

segunda lectura más alta coincidiendo con los valores obtenidos en Liu et al, 2011 con papel de carbón; por lo tanto el material del cátodo juega un rol importante en el rendimiento del sistema.

### 4.3. REMOCIÓN DE DQO Y CE

La eficiencia de la remoción de la DQO (%DQO) y la CE fueron calculadas para ambos reactores en los periodos Figura 4-3. El reactor 1 presentó valores ligeramente superiores a los observados en el reactor 2 para la eficiencia de remoción de la DQO; para los valores CE se observa un patrón similar en los resultados, siendo el reactor 1 quien obtuvo los mayores resultados. Estos resultados probablemente se deben a la rápida reducción cinética del oxígeno del cátodo, promoviendo la conversión de la materia orgánica a Columbus.



**Figura 4-3: Remoción DQO y CE de ambos reactores en los dos periodos**

Fuente: Elaboración propia

Sin embargo, la CE en el presente estudio los rangos fueron de 2 al 10% a una resistencia externa de 100  $\Omega$ , indicando un número sustancial de electrones perdidos. Los factores que afectan la recuperación de electrones pueden ser complicados y resultan principalmente de la difusión de oxígeno molecular desde el cátodo al ánodo (Freguia et al., 2008; Cheng et al., 2006). Adicionalmente, la pérdida de sustrato debido a los procesos alternativos, como la metanogénesis acetoclástica, en la cámara del ánodo (Lefebvre et al., 2008). Las tendencias del %DQO y %CE son opuestas, a cargas orgánicas altas corresponden bajo valores de %CE, probablemente causados por el crecimiento bacteriano en lugar de la generación de electricidad.

## CAPÍTULO 5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

### 5.1. CONCLUSIONES

#### En lo relativo a la remoción de DQO

- De acuerdo a los resultados en el sistema GAC-SCMFC no existe una diferencia significativa en la remoción de DQO en los dos periodos y para ambos reactores con distintos materiales de cátodos, el primero con papel de carbón y el segundo con tela de carbón, a un nivel de confianza del 95%.
- La eficiencia de remoción de DQO en el sistema *Granular activated carbon single chamber microbial fuel cell* (GAC-SCMFC) depende principalmente de la composición microbiana del ánodo, la cual posiblemente ha podido llegar a un estado de crecimiento estacionario, contribuyendo a lecturas más homogéneas.
- El efluente producto del tratamiento anaerobio en el GAC-SCMFC, para ambos reactores y en los dos periodos evaluados, cumplen los Límites Máximos Permisibles (LMP) establecidos para los efluentes de PTAR domesticas en el Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM.

#### En lo relativo a la eficiencia eléctrica

- Los valores de la densidad de potencia (DP) en ambos reactores fueron mayores en el segundo periodo debido al desarrollo del biofilm en el ánodo como resultado de la operación del primer periodo.
- Los valores de la DP en el reactor 1 fueron significativamente diferentes, a un nivel de confianza del 95%, las del reactor 2 debido a los materiales de cátodos empleados, el primero con tela de carbón y el segundo con papel de carbón.
- La eficiencia columbica en ambos periodos vario entre el 2 al 10%; siendo los valores en el segundo periodo para ambos reactores mayores en relación al primero debido a la baja carga orgánica en los reactores
- La tela de carbón como material de cátodo (reactor 1) presenta mayor potencial para su aplicación en los sistemas de GAC-SCMFC debido a los mayores valores de la DP generados.

### 5.2. RECOMENDACIONES

#### En lo relativo a la remoción de DQO

- A fin de determinar la influencia de la comunidad microbiana en la remoción de la carga orgánica de las aguas residuales, se propone evaluar las características de estos organismos y su desarrollo en el ánodo.



### **En lo relativo a la eficiencia eléctrica**

- En la presente investigación se realizó la medición puntual del voltaje generado, por lo que en las futuras investigaciones se deberá Implementar un multímetro computarizado al sistema de GAC-SCMFC a fin de registrar las mediciones de voltaje de manera continua.
- Medir la resistencia interna de los reactores GAC-SCMFC con el fin de completar la evaluación de la densidad de potencias de los sistemas.
- Evaluar la tela de carbón como material de ánodo en el GAC-SCMFC para determinar su desempeño eléctrico con mayores volúmenes.

## CAPÍTULO VI. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aelterman, P., Rabaey, K., Clauwaert, P., y Verstraete, W. (2006a). Microbial fuel cells for wastewater treatment. *Water Sci Technol*, 54(8), 9-15.

Aelterman, P., Rabaey, K., Pham, T.H., Boon, N., y Verstraete, W. (2006b) Continuous electricity generation at high voltages and currents using stacked microbial fuel cells. *Environ. Sci. Technol.* 40 (1), 3388-3394.

Appleby, A., y Foulkes F. (1989). *Fuel Cell Handbook*. New York, Estados Unidos: Editorial: Van Nostrand Reinhold.

Bennetto, H., Stirling, J., Tanaka, K., y Vega C. (1983). Anodic reactions in microbial fuel cells. *Biotechnology and Bioengineering*, 25(2) 559-568.

Bond, D., Lovely, D. (2003). Electricity production by *Geobacter sulfurreducens* attached to electrodes. *Applied and Environmental Microbiology*, 69(2), 1548-1555.

Butler, C., Clauwaert, P., Green, S., Verstraete, W., y Nerenberg, R. (2010). Bioelectrochemical Perchlorate Reduction in a Microbial Fuel Cell. *Environ. Sci. Technol.*, 44(12), 4685-4691.

Cao, X. et al., 2009. A New Method for Water Desalination Using Microbial Desalination Cells. *Environ. Sci. Technol.*, 43(18), pp. 7148-7152.

Chaudhuri, S.K., Lovely, D.R., 2003. *Nature Biotechnology* 21, 1229–1232.

Chen, X. et al., 2011. Stacked microbial desalination cells to enhance water desalination efficiency. *Environ. Sci. Technol.*, 45(6), pp. 2465-2470.

Cheng, S., Liu, H., y Logan, B. (2006). Increased performance of single chamber microbial fuel cells using an improved cathode structure. *Electrochem. Commun.* 8 (1), 489-494.

Crittenden S., y Kimble J. (2006). Immunofluorescence methods for *Caenorhabditis elegans*. In: Spector D. L., Goldman R. D., editors. *Basic Methods in Microscopy: Protocols and Concepts from Cells: A Laboratory Manual*. Cold Spring Harbor, NY: Cold Spring Harbor Laboratory Press. 193–200.

Clauwaert, P. et al., (2008). Minimizing losses in bio-electrochemical systems: the road to applications. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 79(2), 901-913.

Curtis, T. (2010). Low-energy wastewater treatment: strategies and technologies. En R. Mitchell y J. Gu. (Ed.), *Environmental Microbiology* (pp.301-318). New Jersey, Estados Unidos: Wiley-Blackwell.

Decreto Supremo que aprueba Límites Máximos Permisibles para los efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales. Diario oficial del Bicentenario El Peruano, Lima, Perú, 17 de marzo del 2010.

Decreto Supremo que aprueba el Plan Nacional de Saneamiento 2017-2021. Diario oficial del Bicentenario El Peruano, Lima, Perú, 25 de junio del 2017.

DeLong, E., y Chandler, P. (2002). Power from the deep: microbially powered fuel cells tap into an abundant ecosystem energy circuit. *Nat. Biotechnol*, 20 (2), 788–789.

Deng, Q., Li X., y Zuo J. (2010) Power generation using an activated carbon fiber felt cathode in an upflow microbial fuel cell. *J Power Sources*, 195(4),1130-1135

Du, Z., Li, H., y Gu, T. (2007). A state of the art review on microbial fuel cells: A promising technology for wastewater treatment and bioenergy. *Biotechnol Adv*, 25(5), 464-482.

Freguia, S., Rabaey, K., Yuan, Z., y Keller, J. (2008). Sequential anode-cathode configuration improves cathodic oxygen reduction and effluent quality of microbial fuel cells. *Water Research*, 42(2), 1387-1396.

Habermann W., y Pommer, E. (1991) Biological fuel cells with sulphide storage capacity. *Appl Microbiol Biotechnol*, 35(2), 128–33.

Hamelers, H., Ter Heijne, A., Sleutels, T., Jeremiasse, A., Strik, D. y Buisman, C. (2010). New applications and performance of bioelectrochemical systems. *Appl Microbiol Biotechnol*, 85(6), 1673-1685.

He, Z., Minteer, S., y Angenent, L. (2005). Electricity generation from artificial wastewater using an upflow microbial fuel cell. *Environ. Sci. Technol.*, 39(14), 5262 – 5267.

He, Z. y Angenent, L. (2006a) Application of bacterial biocathodes in microbial fuel cells. *Electroanal*, 18(20), 2009-2015.

He, Z., Wagner, N., Minteer, S., y Angenent, L. (2006b). The upflow microbial fuel cell with an interior cathode: assessment of the internal resistance by impedance spectroscopy. *Environmental Science and Technology*, 40(2), 5212–5217.

Holmes L., Campbell, S., De Long S., Sachs, A., y Ashe, M.. (2004) Loss of translational control in yeast compromised for the major mRNA decay pathway. *Molecular and Cellular biology*, 24(7), 2998-3010.

Holzman, D. (2005). Microbe power. *Environmental Health Perspectives*, 113(11), -A754-A757.

Hou, H., Li, L., Cho, y., De Figueiredo, P., y Han, A. (2009). Microfabricated microbial fuel cell arrays reveal electrochemically active microbes. *Plos One*, 4 (8), 6570

Ieropoulos, I., Greenman, J., y Melhuish, C. (2003a). Imitation metabolism: energy autonomy in biologically inspired robots. *Proceedings of the 2nd international symposium on imitation of animals and artifacts*, 2(1), 191–194.

Ieropolulos, I., Melhuish, C., y Greenman, J. (2003b). Artificial metabolism: towards true energetic autonomy in artificial life. *Lect Notes Comput Sc*, 2801(2), 792–799.

Ieropoulos, I., Melhuish, C., y Greenman, J. (2004). Energetically autonomous robots. In: Groen F, et al, editor. *Intelligent autonomous systems*, 8(2), 128–135.

Jacobson, K., Drew, D., y He, Z. (2011). Efficient salt removal in a continuously operated upflow microbial desalination cell with an air cathode. *Biosource technology*, 102(1), 376-380.

Jang, J., Pham, T., Chang, I., Kang, K., Moon, H., y Cho, K. (2004). Construction and operation of a novel mediator-and membraneless microbial fuel cell. *Process Biochem*, 39(2), 1007–1012.

Jiang, D., y Li, B. (2009). Granular activated carbon single-chamber microbial fuel cells (GAC-SCMFCs): a design suitable for large-scale wastewater treatment processes. *Biochem Eng J*, 47(2), 31–37.

Kim, K., Kim, K., Storey, M., Voelker, D., y Carman, G. (1999). Isolation and characterization of the *Saccharomyces cerevisiae* *EKI1* gene encoding ethanalamine kinase. *Journal of Biological Chemistry*, 274(21), 14857-14866.

Kim, E., Jang, Y., y Park, S. (2002). Phosphorylation of Rph1, a damage-responsive repressor of PHR1 in *Saccharomyces cerevisiae*, is dependent upon Rad53 kinase. *Nucleic Acids Res*, 30(3), 643-648.

Kim, B., Chang, I., Gil, G., Park, H., y Kim, H. (2003). Novel BOD (biological oxygen demand) sensor using mediator-less microbial fuel cell. *Biotechnol Lett*, 25(2), 541–545.

Kim, J., Min, B., y Logan, B. (2005). Evaluation of procedures to acclimate a microbial fuel cell for electricity production. *Appl Microbiol Biotechnol*, 68(2), 23–30.

Kim, B., Chang, I., y Gadd, G. (2007). Challenges in microbial fuel cell development and operation. *Appl Microbiol Biotechnol*, 76(3), 485-494.

Gil, G., Chang, I., Kim, B., Kim, M., Jang, J., Park, H., y Kim, H. (2003). Operational parameters affecting the performance of a mediator-less microbial fuel cell. *Biosens Bioelectron*, 18 (4), 327-334.

- Lefebvre, O., Al-Mamun, A., y Ng, H. (2008). A microbial fuel cell equipped with a biocathode for organic removal and denitrification. *Water Science and Technology*, 58(2), 881-885.
- Li, W., Sheng, G., Liu, X., y Yu, H. (2011). Recent advances in the separators for microbial fuel cells. *Bioresour Technol*, 102(1), 244-252.
- Li, Z., Zhang, X., y Lei, L. (2008). Electricity production during the treatment of real electroplating wastewater containing Cr6+ using microbial fuel cell. *Process Biochemistry*, 43(12), 1352-1358.
- Liu, H., y Logan, B. (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*, 38(14), 4040-4046.
- Liu, H., Cheng, S. y Logan, B. (2005). Production of electricity from acetate or butyrate using a single-chamber microbial fuel cell. *Environ Sci Technol*, 39(2), 658-662.
- Liu, H., Ramnarayanan, R., y Logan, B. (2004). Production of electricity during wastewater treatment using a single chamber microbial fuel cell. *Environmental Science and Technology*, 38(4), 2281-2285.
- Liu, X., Sun, X., Huang, Y., Sheng, G., Wang, S., y Yu, H. (2011). Carbon nanotube/chitosan nanocomposite as a biocompatible biocathode material to enhance the electricity generation of a microbial fuel cell. *Energy & Environmental Science*, 4(2), 1422-1427.
- Logan, B. (2010). Scaling up microbial fuel cells and other bioelectrochemical systems. *Appl Microbiol Biotechnol*, 85(6), 1665-1671.
- Logan, B. (2005). Simultaneous wastewater treatment and biological electricity generation. *Water Science and Technology*, 52(2), 31-37.
- Logan, B., y Regan, J. (2006a). Electricity-producing bacterial communities in microbial fuel cells. *Trends Microbiol*, 14(2), 512-518.
- Logan, B., Hamelers, B., Rozendal, R., Schroder, U., Keller, J., Freguia, S., Aelterman, P., Verstraete, W., y Rabaey, K. (2006b). Microbial fuel cells: methodology and technology. *Environ Sci Technol*, 40(17), 5181-5192.
- Logan, B., Call, D., Cheng, S., Hamelers, H., Sleutels, T., Jeremiasse, A., & Rozendal, R. (2008). Microbial electrolysis cells for high yield hydrogen gas production from organic matter. *Environ. Sci. Technol*, 42(23), 8630-8640.
- Logan, B. (2008). *Microbial Fuel Cells*. New Jersey, Estados Unidos: John Wiley & Sons, Inc.

- Logan, B., Cheng, S., Watson, V., y Estadt, G. (2007). Graphite fiber brush anodes for increased power production in air-cathode microbial fuel cells. *Environmental Science and Technology*, 41(9), 3341–3346.
- Lovley, D., y Phillips, E. (1988). Novel Mode of Microbial Energy Metabolism: Organic Carbon Oxidation Coupled to Dissimilatory Reduction of Iron or Manganese. *Applied and Environmental Microbiology*, 54(2), 1472-1480.
- Lu, A., Li, Y., Jin, S., Ding, H., Zeng, C., Wang, X., y Wang, C. (2011). Microbial fuel cell equipped with a photocatalytic rutile-coated cathode. *Energy Fuels*, 24(2) 1184-1190.
- Luo, H., Jenking, J., y Ren, Z. (2011). Concurrent desalination and hydrogen generation using microbial electrolysis and desalination cells. *Environ. Sci. Technol.*,45(2), 340-344.
- McCarty, P., Bae, J., y KIM, J. (2011). Domestic wastewater treatment as a net energy producer-can this be achieved? *Environmental Science & Technology*,45(2), 7100-7106.
- Melhuish, C., Ieropoulos, I., Greenman, J., y Horsfield I. (2006). Energetically autonomous robots: Foods for thought. *Auton Robot*, 21(2), 187-198.
- Min, B., y Angelidaki, I. (2008). Innovative microbial fuel cell for electricity production from anaerobic reactors. *J. Power Sources*, 180(2), 641–647.
- Min, B., Kim, J., Oh, S., Regan, J., y Logan, B. (2005a) Electricity generation from swine wastewater using microbial fuel cells. *Water Res*, 39(2), 4961–4968.
- Moon, H., Chang, I., Kang, K., Jang, J., y Kim, B. (2004). Improving the dynamic response of a mediator-less microbial fuel cell as a biochemical oxygen demand (BOD) sensor. *Biotechnol Lett*, 26(2), 1717–1722.
- Moon, H., Chang, I., Jang, J. y Kim B. (2005). Residence time distribution in microbial fuel cell and its influence on COD removal with electricity generation. *Biochem Eng J*, 27(2), 59–65.
- Morris, J., Jin, S., Crimi, B., y Pruden, A. (2009). Microbial fuel cell in enhancing anaerobic biodegradation of diesel. *Chemical Engineering Journal*, 164(2),161-167.
- Morris, J., Jin, S., Wang, J., Zhu, C., y Urynowicz, M. (2007). *Electrochem. Commun*, 9(2), 1730–1734.
- Oh, S., y Logan, B. (2006). Proton exchange membrane and electrode surface areas as factors that affect power generation in microbial fuel cells. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 70(2), 162-169.

ORGANISMO DE EVALUACIÓN Y FISCALIZACIÓN AMBIENTAL. (2014). *Fiscalización Ambiental en Aguas residuales*. Recuperado de [http://www.oefa.gob.pe/?wpfb\\_dl=7827](http://www.oefa.gob.pe/?wpfb_dl=7827)

Pant, D., Van Bogaert, G., Diels, L., y Vanbroekhoven, K. (2010). A review of the substrates used in microbial fuel cells (MFCs) for sustainable energy production. *Bioresour Technol*, 101(6), 1533-1543.

Parra, L. (2006). *Operación de un filtro anaerobio de flujo ascendente (RAFA) hasta alcanzar el estado estable* (tesis de pregrado). Universidad Nacional de Colombia, Manizales, Colombia.

Park, D., y Zeikus, J. (2003). Improved fuel cell and electrode designs for producing electricity from microbial degradation. *Biotechnol Bioeng*, 81(2), 348–355

Pikaar, I., Rozendal, R., Yuan, Z., Keller, J., y Rabaey, K. (2012). Long-term field test of an electrochemical method for sulfide removal from sewage. *Water Research*, 46(9), 3085-3093.

Rabaey, K., y Verstraete, W. (2005). Microbial fuel cells: novel biotechnology for energy generation. *Trends in Biotechnology*, 23(6), 291-298.

Rabaey, K., Lissens, G., Siciliano, S., y Verstraete, W. (2003) A microbial fuel cell capable of converting glucose to electricity at high rate and efficiency. *Biotechnol. Lett.* 25( 18), 1531- 1535.

Rabaey, K., Van De Sompel, K., Maignien, L., Boon, N., Aelterman, P., y Clauwaert, P. (2006). Microbial fuel cells for sulfide removal. *Environ Sci Technol*, 40(2), 5218–5224.

Rabaey, K., Rodripiguez, J., Blackall, L., Keller, J., Gross, P., Batstone, D., Verstrate, W., y Nealson, K. (2007). Microbial ecology meets electrochemistry: Electricity-driven and driving communities. *Isme Journal*, 1(2), 9-18.

Ringeisen, B., Henderson, E., Wu, P., Pietron, J., Ray, R., Little, B., Biffinger, J. y JonesMeehan, J. (2006). High power density from a miniature microbial fuel cell using *Shewanella oneidensis* DSPIO. *Environ. Sci. Technol.* 40(8), 2629-2634.

Rosenbaum, M., Zhao, F., Schroder, U., y Scholz, F. (2006) Interfacing electrocatalysis and biocatalysis with tungsten carbide: a high-performance, noble-metal-free microbial fuel cell. *Angewandte Chemie-Int Edn*, 45(2), 6658–6661

Rozendal, R., Hamerlars, H., Euverink, G., Metz, S., y Buisman, C. (2006). Principle and perspectives of hydrogen production through biocatalyzed electrolysis. *International Journal of Hydrogen Energy*, 31(2), 1632-1640.

- Rozendal, R., Hamelers, H., Rabaey, K., Keller, J., y Buisman, C. (2008). Towards practical implementation of bioelectrochemical wastewater treatment. *Trends Biotechnol*, 26(8), 450-459.
- Park, D., y Zeikus, J. (2000). Electricity generation in microbial fuel cells using neutral red as an electronophore. *Appl Environ Microbiol*, 66(4), 1292-1297.
- Potter, M. (1911). Electrical effects accompanying the decomposition of organic compounds. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B, Containing Papers of a Biological Character*, 84(571), 260-276. doi: 10.1098/rspb.1911.0073
- Qian, F., He, Z., Thelen, M., y Li, Y. (2011). A microfluidic microbial fuel cell fabricated by soft lithography. *Bioresource Technology*, 102(10), 5836-5840.
- Schroder, I., Johnson, E., y De Vries, S. (2003). Microbial ferric iron reductases. *FEMS Microbiol Rev*, 27(2-3), 427-447.
- Schroeder, U. (2011). Discover the possibilities: microbial bioelectrochemical systems and the revival of a 100-year-old discovery. *Journal of Solid State Electrochemistry*, 15(7-8), 1481-1486.
- Stirling, J., Bennetto, H., Delaney, G., Mason, J., Roller, S., Tanaka, K., y Thurston, C. (1983) Microbial Fuel-Cells. *Biochemical Society Transactions*, 11(2), 451-453.
- Sutton, P., Rittmann, B., Schraa, O., Banaszak, J., y Togna, A. (2011). Wastewater as a resource: A unique approach to achieving energy sustainability. *Water Science and Technology*, 63(2), 2004-2009.
- Wilkinson, S. (2000). "Gastrobots" — benefits and challenges of microbial fuel cells in food powered robot applications. *Autonomous Robots*, 9(2), 99–111.
- Tender, L., Reimers, C., Stecher, H., Holmes, D., Bond, D., Lowy, D., Pilobello, K., y Fertig, S. (2002). Harnessing microbially generated power on the sea-floor. *Nat Biotechnol*, 20(2), 821–825.
- Valderrama, C., Gamisans, X., De las Herras, X., y Farrán, A. (2008). Sorption kinetics of polycyclic aromatic hydrocarbons removal using granular activated carbón: intraparticle diffusion coefficients. *Journal of Hazardous Materials*, 157(2-3), 386-396.
- Verstraete, W., y Vlaeminck, S. (2011). ZeroWasteWater: Short-cycling of wastewater resources for sustainable cities of the future. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 18(2), 253-264.
- Virdis, B., Rabaey, K., Yuan, Z., y Keller, J. (2008). Microbial fuel cells for simultaneous carbon and nitrogen removal. *Water Research*, 42(12), 3013-3024.



Wang, C., Chen, W., y Huang, R. (2010). Influence of growth curve phase on electricity performance of microbial fuel cell by *Escherichia coli*. *International Journal of Hydrogen Energy*, 35(13), 7217-7223.

Yang, X., Tian, G., Jiang, N., y Su, B. (2012). Immobilization technology: a sustainable solution for biofuel cell design. *Energy & Environmental Science*, 5(2), 5540-5563. doi: 10.1039/C1EE02391H

You, S., Zhao, Q., Jiang, J., Zhang, J., y Zhao, S. (2006). Sustainable approach for leachate treatment: electricity generation in microbial fuel cell. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng*, 41(2), 2721-2734

Zhang, C., Li, M., Liu, G., y Luo, H. (2009). Pyridine degradation in the microbial fuel cells. *Journal of hazardous materials*, 172(1), 465-471.

Zhang, F., Cheng, S., Pant, D., Bogaert, G., y Logan, B. (2009) Power generation using an activated carbon and metal mesh cathode in a microbial fuel cell. *Electrochem Commun*, 11(2), 2177-2179.

Zhao, F., Harnisch, F., Schröder, U., Scholz, F., Bogdanoff, P., y Herrmann, I. (2005). Application of pyrolysed iron(II) phthalocyanine and CoTMPP based oxygen reduction catalysts as cathode materials in microbial fuel cells. *Electrochem Commun*, 7(2), 1405-1410.

Zhao, F., Harnisch, F., Schröder, U., Scholz, F., Bogdanoff, P., y Herrmann, I. (2006). Challenges and constraints of using oxygen cathodes in microbial fuel cells. *Environmental Science & Technology*, 40(2), 5193-5199.

Zhou, M., Chi, M., Luo, J., He, H., y Jin, T. (2011). An overview of electrode materials in microbial fuel cells. *J Power Sources*, 196(10), 4427-4435.

Zhuang, L., Yuan, Y., Yang, G., y Zhou, S. (2012). In situ formation of graphene/biofilm composites for enhanced oxygen reduction in biocathode microbial fuel cells. *Electrochemistry Communication*, 21(2), 69-72.

Zuo, Y., Maness, P., Logan, B. (2006). Electricity production from steamexploded corn stover biomass. *Energy Fuel*, 20(2), 1716-1721.

## CAPÍTULO 7. ANEXOS

### 7.1. RESULTADOS DE ANÁLISIS DEL LABORATORIO ACREDITADO



**CERPER**  
CERTIFICACIONES DEL PERU S.A.

LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL  
ORGANISMO PERUANO DE ACREDITACION INACAL - DA  
CON REGISTRO N° LE 003



**INACAL**  
DA - Perú  
Laboratorio Estandar  
Acreditado

Registro N° LE - 003

**INFORME DE ENSAYO N° 1-05147/17**

Pág. 1/1

Solicitante	= CHUMBIMUNE ILIZARBE, LAURA MARGARITA
Domicilio legal	= Cal. Los Alamos Mz. B Lote 1-B Cantio Grande - San Juan de Lurigancho - Lima - Lima
Producto declarado	= AGUA RESIDUAL
Cantidad de Muestras para el Ensayo	= 1 muestra x 1 L Muestra proporcionada por el solicitante
Identificación de la muestra	= CITAR-UNI FIM: 2017-03-29 09:59
Forma de Presentación	= En frasco de plástico, cerrado y refrigerado.
Fecha de recepción	= 2017 - 03 - 29
Fecha de inicio del ensayo	= 2017 - 03 - 31
Fecha de término del ensayo	= 2017 - 04 - 01
Ensayo realizado en	= Laboratorio Ambiental
Identificado con	= HS 17094301 (EXMA-05825-2017)
Validez del documento	= Este documento es válido solo para la muestra descrita

Ensayos	LD	Unidad	Resultados
Demanda Química de Oxígeno	10	mg O <sub>2</sub> /L	376,1
Temperatura	-	°C	22,90
pH	-	-	6,83

(D) Límite de detección

**MÉTODOS**

Demanda Química de Oxígeno: SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 5209 D, 20nd Ed.2012.Chemical Oxygen Demand (COD), Closed Reflux, Colorimetric Method

Temperatura: SMRW-APHA-AWWA-WEF Part 2550 B, 23rd Ed.2012.Temperature, Laboratory and Field Methods

pH: SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 4505-H B, 23rd Ed. 2012; pH Value, Electronic Method

**OBSERVACIONES**

Prohíbese la reproducción total o parcial de este informe, sin la autorización escrita de CERPER S.A.  
Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto o como certificado del sistema de la calidad de la entidad que lo produce.

Calles, 05 de Abril de 2017  
AM

**CERTIFICACIONES DEL PERU S.A.**



**ING. ROSA PALOMINO LOO**  
JEFE DE COORDINACIÓN DE LABORATORIOS

**CALLAO**  
Oficina Principal  
Av. Santa Rosa 501, La Perla - Callao  
T. (511) 319 9000  
info@cerper.com - www.cerper.com

**CHIMBOTE**  
Urb. José Carlos Mariátegui s/n  
Centro Diviso, Nuevo Chimbote  
T. (043) 311 048

**PIURA**  
Urb. Angamos IE Av. Panamericana  
Nro. 9 Mz-A Lote - 02 - Piura  
T. (073) 322 908 / 9975 63181

EL USO INDEBIDO DE ESTE INFORME DE ENSAYO CONSTITUYE DELITO SANCIONADO CONFORME A LA LEY POR LA AUTORIDAD COMPETENTE



LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL ORGANISMO PERUANO DE ACREDITACIÓN INACAL - DA, CON REGISTRO N° LE 003



INFORME DE ENSAYO N° 1-05686/17

Pág. 1/1

Solicitante	: CHUMBIMUNE ILIZARBE, LAURA MARGARITA
Domicilio legal	: Cal. Los Ninos Mt. B Lote 1-B Santa Grande - San Juan de Lurigancho - Lima - Lima
Producto declarado	: AGUA RESIDUAL
Cantidad de Muestras para el Ensayo	: 4 muestras x 0.5L óV Muestras proporcionadas por el solicitante
Identificación de la muestra	: Según se indica
Forma de Presentación	: En frasco de plástico cerrado y refrigerado
Fecha de recepción	: 2017 - 04 - 10
Fecha de inicio del ensayo	: 2017 - 04 - 12
Fecha de término del ensayo	: 2017 - 04 - 12
Ensayo realizado en	: Laboratorio Ambiental
Identificado con	: HS 17004774 (EXMA-06600-2017)
Validez del documento	: Este documento es válido solo para las muestras descritas.

Ensayo	LD	Unidad	Muestras / Resultados			
			PT01: RECIPIENTE "MUESTRA 1 REACTOR 1 05-04-17 / 11:06AM"	PT02: RECIPIENTE "MUESTRA 1 REACTOR 2 05-04-17 / 11:06AM"	PT03: RECIPIENTE "MUESTRA 2 REACTOR 1 05-04-17 / 11:06AM"	PT04: RECIPIENTE "MUESTRA 2 REACTOR 2 05-04-17 / 11:06AM"
Densidad Química de Oxígeno	10.0	mg O <sub>2</sub> /L	117	102	44,4	20,3

LD: Límite de detección

MÉTODO

Densidad Química de Oxígeno (DQO): SMOXY-APHA-ORWA-WET Part 5220 D, 22nd Ed.2012 Chemical Oxygen Demand (COD), Closed Reflux, Colometric Method

OBSERVACIONES

Prohíbe la reproducción total o parcial de este informe, sin la autorización escrita de CERPER S.A.  
Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto o como certificado del sistema de la calidad de la entidad que lo produce.

Callao, 17 de Abril de 2017  
DA

CERTIFICACIONES DEL PERU S.A.

ING. ROSA PALOMINO LOO  
C.A.P. N° 40392  
Jefe de Coordinación de Laboratorios

**CALLAO**  
Oficina Principal  
Av. Santa Rosa 601, La Perla - Callao  
T. (511) 319 9300  
info@cerper.com www.cerper.com

**CHIMBOTE**  
Urb. José Carlos Mariátegui s/n  
Centro Cívico, Nuevo Chimbote  
T. (043) 311 048

**PIURA**  
Urb. Angamos 1E Av. Pío Barboza  
Nro. 0 Mo-A Lote - 02 - Piura  
T. (073) 322 908 / 9975 63161

TEL USO INTERNO DE ESTE INFORME DE ENSAYO CONSTITUYE DELITO SANCIONADO CONFORME A LA LEY, POR LA AUTORIDAD COMPETENTE\*



LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL ORGANISMO PERUANO DE ACREDITACIÓN INACAL - DA CON REGISTRO N° LE 003



**INFORME DE ENSAYO N° 1-06754/17**

Pág. 1/4

Solicitante : **CHUMBIMUNE ILIZARBE, LAURA MARGARITA**  
 Domicilio legal : **Cal. los Alamos Mz. B Lote 1-b Canto Grande - San Juan de Lurigancho - Lima - Lima**  
 Producto declarado : **AGUA RESIDUAL**  
 Cantidad de Muestras para el Ensayo : **1 muestra x 0,5 L**  
 Identificación de la muestra : **Muestra proporcionada por el solicitante**  
 Identificación de la muestra : **CITAR - UNI**  
 Forma de Presentación : **En frascos de plástico, cerrados, preservados y refrigerados**  
 Fecha de recepción : **2017 - 04 - 20**  
 Fecha de inicio del ensayo : **2017 - 05 - 02**  
 Fecha de término del ensayo : **2017 - 05 - 05**  
 Ensayo realizado en : **Laboratorio Ambiental**  
 Identificado con : **H/S 17005906 (EXMA-08048-2017)**  
 Validez del documento : **Este documento es válido solo para las muestras descritas**

Ensayos	LD	Unidad	Resultados
			nl
Demanda Química de Oxígeno	10	mg O <sub>2</sub> /L	241.58
Temperatura	-	°C	24.0
pH	-	-	6.80

LD: Límite de detección

**MÉTODOS**

Temperatura: SMEWW APHA-AWWA-WEF Part 2000 D, 22nd Ed. 2012. Temperature, Laboratory and Field Methods  
 pH: SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 4500-H+ B, 22nd Ed. 2012. pH Value, Electrode Method  
 Demanda Química de Oxígeno: SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 5220 D, 22nd Ed. 2012. Chemical Oxygen Demand (COD), Closed Reflux, Colorimetric Method

**OBSERVACIONES**

Prohíbese la reproducción total o parcial de este informe, sin la autorización escrita de CERPER S.A.  
 Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto o como certificado del sistema de la calidad de la entidad que lo produce.

Callao, 08 de mayo de 2017  
 AA

CERTIFICACIONES DEL PERU S.A.

**ING. ROSA PALOMINO LOO**  
 C. I. P. N° 403402  
 JEFE DE COORDINACIÓN DE LABORATORIOS

**CALLAO**  
 Oficina Principal  
 Av. Santa Rosa 601, La Punta - Callao  
 T. (511) 319 9200  
 info@cisper.com - www.cisper.com

**CHIMBOTE**  
 Urb. José Carlos Mariátegui s/n  
 Centro Cívico, Nuevo Chimbote  
 T. (043) 311 048

**PIURA**  
 Urb. Argemiro IE Av. Panamericana  
 Nro. 0 Mz-A Lote - 02 - Piura  
 T. (073) 322 908 / 9975 63161

EL USO INDEBIDO DE ESTE INFORME DE ENSAYO CONSTITUYE DELITO SANCIONADO CONFORME A LA LEY, POR LA AUTORIDAD COMPETENTE



## 7.2. REGISTRO FOTOGRÁFICO

### a. Toma de muestras de agua residual domestica



**Figura 7-1: Toma de muestras del 29 de marzo del 2017**



Figura 7-2: Toma de muestras del 28 de abril del 2017

b. Reactores



Figura 7-3: Vista frontal de reactores, el de la derecha con *carbon cloth* y el de la izquierda con *carbon paper*