



UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL

HUMEDALES CONSTRUIDOS PARA TRATAMIENTO SUSTENTABLE DE AGUAS GRISAS: EFECTO DEL ACOPLE A UNA CELDA DE COMBUSTIBLE MICROBIANA

MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE INGENIERO CIVIL

IGNACIO ANDRÉS ARANEDA GALLARDO

PROFESOR GUÍA:
IGNACIO TOMÁS VARGAS CUCURELLA

MIEMBROS DE LA COMISIÓN:
KATHERINE LIZAMA ALLENDE
ANDREINA GARCÍA GONZÁLEZ

SANTIAGO DE CHILE
2016

RESUMEN DE LA MEMORIA PARA OPTAR
AL TÍTULO DE: INGENIERO CIVIL
POR: IGNACIO ARANEDA GALLARDO
FECHA: 05/09/2016
PROFESOR GUÍA: IGNACIO VARGAS CUCURELLA

HUMEDALES CONSTRUIDOS PARA TRATAMIENTO SUSTENTABLE DE AGUAS GRISES: EFECTO DEL ACOUPLE A UNA CELDA DE COMBUSTIBLE MICROBIANA

En el presente Trabajo de Título se construyeron cuatro columnas de humedales construidos a escala de laboratorio, las que se operaron con agua gris sintética y finalmente se realizaron análisis de las muestras de afluentes y efluentes en términos de remoción de DQO, turbiedad, SST, NO_3^- -N y PO_4^{3-} -P. Los humedales construidos (CW) se mantuvieron en operación durante 6 meses, operados en modo batch y las celdas de combustible microbianas se mantuvieron conectadas a un equipo Data Acquisition para la medición de voltaje en el tiempo.

El agua gris sintética preparada presentó en promedio 380,4 mg/L y 477,8 mg/L de DQO soluble y total, respectivamente. Después de una semana de operación, las columnas sin la celda de combustible microbiana (MFC) removieron en promedio un 63% (concentración de efluente cercano a 175 mg/L) y 91% de DQO total y soluble, respectivamente. Las columnas con MFC removieron en promedio un 62% de DQO total y un 77% de DQO soluble. Además, se realizó análisis de pH, turbiedad, CE, SST, NO_3^- -N y PO_4^{3-} -P. A una semana de tiempo de contacto en los CW, se alcanzó a remover un 87% y 100% del NO_3^- -N en las columnas con MFC y sin MFC respectivamente. El PO_4^{3-} -P tuvo una remoción cercana al 60% en todas las columnas de humedales construidos acoplados a una MFC. Los valores de turbiedad en el efluente superaron las 10 NTU. Además, durante el trabajo de las MFC se alcanzó una potencia máxima de 35,5 mW/m³. Durante la etapa en que se utilizó un potencióstato, éste valor aumentó a 767,4 mW/m³.

Dado esto, se concluyó que la inclusión de la MFC a los humedales construidos diseñados, no reduce la remoción de materia orgánica, pero aprovecha su medio para generar energía eléctrica. En base a los resultados observados sería necesario integrar un sistema de pretratamiento que reduzca los niveles de turbiedad y SST a niveles inferiores a los exigidos por normativas ocupadas en Australia y Reino Unido. Como trabajo futuro se recomendó efectuar un análisis de la comunidad microbiana presente en las distintas zonas de las columnas para ver como varía su composición frente a los distintos tratamientos utilizados. Además sería beneficioso medir coliformes totales y fecales considerando que son parte de las exigencias presentadas por normativas en países extranjeros.

Agradecimientos

Me gustaría comenzar por agradecerle a mi profesor guía, Ignacio Vargas, quien me ayudó enormemente durante todo el proceso del trabajo de título para que este pudiera llevarse a cabo, entregándome su apoyo siempre que lo necesité. También quiero mencionar al grupo de investigación asociado al profesor Ignacio, especialmente a Natalia Tapia, quienes fueron un gran aporte y ayuda con sus comentarios sobre la construcción de las columnas, la recomendación de artículos científicos y puntos de vista sobre el contenido de mi memoria. También quiero mencionar a Mauricio Montecinos, Cynthia Castro y Claudia Rojas ya que sus opiniones fueron de ayuda durante el desarrollo experimental de mi trabajo.

Agradezco al Centro de Desarrollo Sustentable (CEDEUS) por su aporte en el financiamiento de materiales utilizados en la construcción de las columnas de humedales mediante el proyecto FONDAP 15110020. También, estoy muy agradecido de Eduardo Gonzalez y Shester Cancino, funcionarios del Departamento de Hidráulica de la Pontificia Universidad Católica, quienes me aconsejaron y me ayudaron en la construcción de estas columnas de humedales.

En el laboratorio pasé muchas horas de trabajo y en un comienzo no sabía usar muchos equipos e instrumentos, pero Fernanda Carrasco y especialmente Mauricio Medel, siempre tuvieron disposición en ayudarme o responderme consultas, por lo que estoy muy agradecido de ambos. Quiero agradecer también a mi profesora co-guía Katherine Lizama, por su colaboración y comentarios que realizó durante mi trabajo.

Por último me gustaría agradecerle a mis papás, quienes siempre me apoyaron durante mi etapa universitaria, mostrando interés y preocupación ante los distintos desafíos que tuve que enfrentar en el proceso, como lo fue mi memoria para mi titulación.

Tabla de contenido

CAPÍTULO 1	9
1 INTRODUCCIÓN	9
1.1 MOTIVACIÓN	9
1.2 OBJETIVO GENERAL	10
1.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	10
CAPÍTULO 2	11
2 REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	11
2.1 AGUAS GRISES	11
2.1.1 DEFINICIÓN DE AGUAS GRISES	11
2.1.2 CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS GRISES	12
2.1.3 CONTAMINANTES EN AGUAS GRISES	13
2.1.4 AGUA GRIS SINTÉTICA	14
2.1.5 AGUAS GRISES EN CHILE	15
2.1.6 NORMATIVA DE AGUAS GRISES EN EL MUNDO	16
2.1.7 TRATAMIENTOS DE AGUAS GRISES	18
2.2 HUMEDALES CONSTRUIDOS	19
2.2.1 DEFINICIÓN	19
2.2.2 COMPONENTES	20
2.3 CELDAS DE COMBUSTIBLE MICROBIANAS	22
2.3.1 DESCRIPCIÓN Y APLICACIONES	22
2.3.2 MATERIAL DE ELECTRODOS	24
2.3.3 DESEMPEÑO DE UNA MFC	24
2.4 HUMEDALES CONSTRUIDOS ACOPLADOS A MFC	25
CAPÍTULO 3	28
3 TRABAJO EXPERIMENTAL	28
3.1 MATERIALES	28
3.2 METODOLOGÍA	29
3.2.1 CONSTRUCCIÓN DE COLUMNAS DE HUMEDAL	29
3.2.2 MÉTODOS ANALÍTICOS	31
3.2.3 CÁLCULOS	31
3.2.4 OPERACIÓN DE COLUMNAS	32
3.2.5 INOCULACIÓN Y START-UP	34
3.2.6 CICLOS LARGOS DE MEDICIÓN DE DQO	35
3.2.7 OPERACIÓN DE COLUMNAS CON UN POTENCIAL INDUCIDO A TRAVÉS DE UN POTENCIOSTATO	35
3.2.8 DESEMPEÑO DE HUMEDALES EN DISTINTOS PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	36
CAPÍTULO 4	37
4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	37
4.1 CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA DE AGUA GRIS SINTÉTICA	37

4.2 ESTUDIO DE LA REMOCIÓN DE DQO	38
4.2.1 FUNCIONAMIENTO DE COLUMNAS DE HUMEDALES DURANTE CICLOS LARGOS DE MEDICIÓN DE DQO	38
4.2.2 FUNCIONAMIENTO DE COLUMNAS DE HUMEDALES CON POTENCIAL INDUCIDO A TRAVÉS DE UN POTENCIOSTATO	41
4.2.3 COMPARACIÓN DE FUNCIONAMIENTO DE COLUMNAS DE HUMEDALES ANTES Y DESPUÉS DE ETAPA DE MFC CON UN POTENCIAL INDUCIDO A TRAVÉS DE UN POTENCIOSTATO	43
4.2.4 FUNCIONAMIENTO DE HUMEDALES DESPUÉS DE ETAPA DE MFC CON UN POTENCIAL INDUCIDO A TRAVÉS DE UN POTENCIOSTATO.	44
4.3 CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA DE OPERACIÓN DE COLUMNAS DE HUMEDALES	46
4.3.1 TURBIEDAD	47
4.3.2 NUTRIENTES	48
4.4 GENERACIÓN DE ELECTRICIDAD	49
5 CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS	52
<hr/>	
5.1. CW-MFC COMO TRATAMIENTO DE AGUAS GRISES	52
5.2. EFECTO DEL ACOPLE DE UNA MFC A UN HUMEDAL CONSTRUIDO	52
5.3. RECOMENDACIONES	53
GLOSARIO	54
<hr/>	
BIBLIOGRAFÍA	55
<hr/>	
ANEXO A	61
<hr/>	
CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS DEL AGUA GRIS TRATADA	61
ANEXO B	64
<hr/>	
CURVAS DE VOLTAJE V/S TIEMPO COLUMNAS CON MFC	64

Índice de Tablas

Tabla 2.1: Distribución porcentual del agua gris según origen, para distintas localidades	12
Tabla 2.2: Características del agua gris según fuente.....	13
Tabla 2.3: Receta de agua gris sintética en la que se basará la operación de los CW-MFC	15
Tabla 2.4: Valores de distintos parámetros físico-químicos del agua gris sintética de Arunbabu et al. (2015).....	15
Tabla 2.5: Valores establecidos por la BSI para monitoreo de sistemas de operación de aguas grises. Fuente	18
Tabla 2.6: Resultados de remoción de DQO en configuraciones de CW-MFC.....	27
Tabla 2.7: Valores de potencia máxima obtenidos por distintos sistemas de CW-MFC.	27
Tabla 3.1: Composición de las capas de humedales.....	29
Tabla 3.2: Ubicación vertical de puertos de muestreo en columnas de humedales.....	31
Tabla 3.3: Composición del agua gris sintética preparada como medio para las columnas de humedal. Modificación de Arunbabu et al. (2015).....	32
Tabla 4.1: Caracterización de parámetros físico-químicos del medio de agua gris sintético afluente a las columnas de humedales.....	37
Tabla 4.2: Volúmenes en litros de electrodos de sistemas de tipo CW-MFC y su participación porcentual en el volumen total del reactor.....	45
Tabla 4.3: Potencial redox del cátodo de la columna B desde el ciclo 7.....	46
Tabla 4.5: Potencia máxima obtenida en modelos CW-MFC	51
Tabla 4.6: Comparación de altura de columnas CW-MFC desarrolladas por distintos autores....	51
Tabla A.0.1: Valores de parámetros físico-químicos de afluente y efluente columnas humedales ciclo 1.	61
Tabla A.0.2: Valores de parámetros físico-químicos de afluente y efluente columnas humedales ciclo 2	61
Tabla A.0.3: Valores de parámetros físico-químicos de afluente y efluente columnas humedales ciclo 3	61
Tabla A.0.4: Valores de parámetros físico-químicos de afluente y efluente columnas humedales ciclo 4.	62
Tabla A.0.5: Valores de parámetros físico-químicos de afluente y efluente columnas humedales ciclo 5.	62
Tabla A.0.6: Valores de parámetros físico-químicos de afluente y efluente columnas humedales ciclo 6.	62
Tabla A.0.7: Valores de parámetros físico-químicos de afluente y efluente columnas humedales ciclo 7.	62
Tabla A.0.8: Valores de parámetros físico-químicos de afluente y efluente columnas humedales ciclo 8.	62
Tabla A.0.9: Valores de parámetros físico-químicos de afluente y efluente columnas humedales ciclo 9.	63

Índice de Figuras

Figura 3.1: Esquema de la configuración CW-MFC construida, utilizando agua gris sintética como medio en la columna.	30
Figura 4.1: Nivel de pH durante ciclo 5 para columnas con y sin MFC.	38
Figura 4.2: Nivel de pH durante ciclo 6 para columnas con y sin MFC.	39
Figura 4.3: Porcentaje de DQO soluble presente en columnas con y sin MFC durante ciclo 5.	39
Figura 4.4: Porcentaje de DQO soluble presente en columnas con y sin MFC durante ciclo 6.	40
Figura 4.5: Remoción de DQO total a 12 y 16 días, en columnas con y sin MFC.	41
Figura 4.6: Remoción de DQO soluble a 12 y 16 días en columnas con y sin MFC.	41
Figura 4.7: Remoción de DQO total después de 2 días en columnas con y sin MFC, con MFC con fijación de potencial a través de potencióstato.	42
Figura 4.8: Remoción de DQO soluble después de 2 días en columnas con y sin MFC, con MFC con fijación de potencial a través de potencióstato.	42
Figura 4.9: Remoción de DQO soluble después de 3 días de iniciado el ciclo, antes y después de etapa con un potencial inducido a través de un potencióstato, en ánodo de columnas con y sin MFC.	43
Figura 4.10: Remoción de DQO total después de 1 semana para columnas sin MFC y con MFC.	44
Figura 4.11: Remoción de DQO soluble después de 1 semana para columnas sin MFC y con MFC.	45
Figura 4.12: Muestras de afluente y efluente de columnas A, B, C, D respectivamente.	47
Figura 4.13: Remoción de NO_3^- -N a 1 semana, en columnas sin MFC y con MFC.	48
Figura 4.14: Remoción de PO_4^{3-} -P a 1 semana en columnas sin MFC y con MFC.	49
Figura 4.15: Potencia máxima obtenida en las columnas con MFC en cada ciclo.	50
Figura 4.16: Día del ciclo experimental en que se alcanza valor de potencia máxima promedio luego de 17 ciclos.	50
Figura B.0.1: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 1.	64
Figura B.0.2: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 2.	64
Figura B.0.3: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 3.	65
Figura B.0.4: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 4.	65
Figura B.0.5: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 5.	66
Figura B.0.6: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 6.	66
Figura B.0.7: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 7.	67
Figura B.0.8: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 8.	67
Figura B.0.9: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 9.	68
Figura B.0.10: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 10.	68
Figura B.0.11: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 11.	69
Figura B.0.12: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 12.	69
Figura B.0.13: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 13.	70
Figura B.0.14: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 14.	70
Figura B.0.15: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 15.	71
Figura B.0.16: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 16.	71
Figura B.0.17: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 17.	72

Abreviaturas

CW	Humedal construido.
CW-MFC	Humedal construido acoplado a una celda de combustible microbiana.
DQO	Demanda Química Oxígeno.
HRT	Tiempo de Retención Hidráulico.
MFC	Celda de combustible microbiana.
NO ₃ -N	Nitrógeno en forma de nitrato.
PO ₄ ³⁻ -P	Fósforo en forma de fosfato.
OD	Oxígeno Disuelto.
SHE	Standard Hydrogen Electrode.
SST	Sólidos Suspendidos Totales.

Capítulo 1

1 Introducción

1.1 Motivación

La cantidad de agua dulce disponible en el planeta es cada vez menor y por lo tanto existe una creciente necesidad por adoptar un uso eficiente de ella. Parte de este consumo recae en la generación de aguas grises, las cuales proceden del uso doméstico y corresponden a aquellas que han sido usadas para el lavado personal, de utensilios de cocina o en la lavandería. Las aguas grises contienen concentraciones significativas de materiales con potencial negativo para el medioambiente y la salud humana, como sales, surfactantes, aceites, químicos sintéticos y contaminantes microbiológicos (Travis et al., 2010). No obstante, el tratamiento apropiado de las aguas grises puede ser considerado un recurso importante para la irrigación de agua en áreas verdes, y el uso de agua en lavadoras de ropa (Wurochekke et al., 2014).

Se han diseñado e implementado distintas tecnologías para tratar las aguas residuales que se generan en las urbes (e.g. lodos activados, filtros percoladores, lagunas aireadas), de entre las cuales se puede mencionar el tratamiento que ocurre a través de un humedal construido. Este tipo de sistemas basan su diseño en los procesos naturales que ocurren en la vegetación de un humedal, el suelo y la comunidad microbiana que se desarrolla en éste para participar en el tratamiento de aguas residuales (Vymazal, 2010). Existen ventajas asociadas a la utilización de humedales construidos dado que protegen el medioambiente y evitan la instalación de infraestructura costosa, de modo que pueden ser construidos en zonas rurales donde el agua es escasa (Jácome et al., 2016). En la última década se han efectuado estudios sobre una nueva tecnología con potencial aplicación para el tratamiento de aguas residuales, la cual se conoce como celda de combustible microbiana (Microbial Fuel Cell en inglés). Esta tecnología emergente corresponde a un sistema bioelectroquímico que utiliza microorganismos como catalizadores para convertir residuos orgánicos e inorgánicos (combustible) en electricidad (Zhao et al., 2013).

La implementación de una MFC acoplada a un humedal construido a pequeña escala, podría permitir la reutilización de aguas grises generadas por una comunidad de tamaño menor favoreciendo el uso sustentable y eficiente de éste recurso y el cuidado del medioambiente. El presente trabajo propone un diseño de CW-MFC para el tratamiento de aguas grises y entrega

resultados experimentales que fundamentan el estudio de la remoción de materia orgánica mediante esta nueva tecnología.

1.2 Objetivo General

Evaluar si existe una mejora en la remoción de materia orgánica por parte de un sistema de humedal construido a escala de laboratorio, al ser acoplado a una celda de combustible microbiana y cuantificar la producción de energía eléctrica generada por las MFC.

1.3 Objetivos Específicos

- Definir un agua gris sintética modelo a utilizar durante la operación de humedales construidos.
- Diseñar, construir y poner en marcha 4 humedales construidos acoplados cada uno a una MFC, con 2 de ellos con la MFC en funcionamiento.
- Registrar y analizar remoción de materia orgánica en el efluente y puertos de muestreo en el tiempo, durante etapa sin fijación de potencial a través de un potencióstato y etapa con fijación de potencial a través de un potencióstato.
- Registrar y analizar operación de CW-MFC construidos en base a pH, turbiedad, SST, CE, NO_3^- -N, PO_4^{3-} -P.

Capítulo 2

2 Revisión Bibliográfica

2.1 Aguas grises

2.1.1 Definición de Aguas Grises

El agua gris se define como el agua residual de origen doméstico que no contiene los desechos del inodoro. Se compone del agua contaminada de la bañera, ducha, lavamanos, lavadora y aparatos electrodomésticos de composición precisa dependiendo de las fuentes e instalaciones desde donde el agua es recogida (Kadewa, 2010). Esta a su vez puede ser separada en agua gris suave, que corresponde a aquella procedente del lavamanos, bañera y ducha, y agua gris oscura, originada en la cocina y lavandería.

El agua gris es uno de los recursos más prometedores de agua reciclable procedente de las urbes, debido a que su caracterización revela que es un recurso de agua comparable con el afluente de aguas negras de carga baja-media de contaminantes y por lo tanto la hace fácil de tratar comparado a otras aguas residuales de origen doméstico (Kadewa, 2010). Se ha determinado que el agua gris constituye entre el 50-80% del agua residual originada en el uso doméstico (Li et al., 2009).

Los países que tienen escasez de agua podrían utilizar el agua gris para riego o como agua de inodoro y con ello podrían reducir el consumo de agua potable en los hogares en alrededor de un 50% (Oron et al., 2014; Siggins et al., 2016). Por otro lado en países donde abunda el agua, el agua gris podría separarse de las aguas negras de forma de reducir la carga en redes de alcantarillado o para mejorar la eficiencia de sistemas de tratamiento como tanques sépticos, reduciendo el tiempo de retención hidráulico y mejorando la capacidad de tratamiento (Siggins et al., 2016). Así también, dado que la infraestructura sanitaria existente eventualmente debería ampliarse con el crecimiento de las ciudades, la separación de las aguas grises de las aguas negras podría retrasar ampliaciones futuras (Hollowed, 2012).

2.1.2 Caracterización de las aguas grises

Ghaitidak & Yadav (2013) realizaron una recopilación de la distribución del agua gris en distintos países, según fuente de origen. La Tabla 2.1 corresponde a una adaptación de la información entregada por estos autores, en la cuál se muestra la distribución porcentual del origen del agua gris como los volúmenes diarios de aguas grises que se generan por persona en distintos países.

Tabla 2.1: Distribución porcentual del agua gris según origen, para distintas localidades. Fuente: Ghaitidak & Yadav (2013)

País o localidad	Baño, ducha, lavamanos	Lavandería	Cocina	Total Agua Gris(l/per/día)
Estados Unidos	46%	42%	12%	196
Israel	56%	13%	31%	98
Jordan	34%	17%	49%	59
Oman	52%	8%	40%	161
Canberra	51%	34%	15%	117
Nueva Gales del Sur	55%	34%	11%	133
Yemen	49%	14%	37%	35

Kadewa (2010) clasifica el agua gris según la fuente de procedencia y entrega valores promedio como rangos de valores para distintos parámetros de calidad del agua. La Tabla 2.2 muestra la información recopilada por este autor, que permite visualizar la variabilidad en los valores de distintos parámetros. Maimon et al. (2014) considera que debido a esta variabilidad en la calidad de las aguas grises, se requieren sistemas de tratamiento que sean capaces de manejar amplios rangos y cantidades de agua gris.

Tabla 2.2: Características del agua gris según fuente (rango para cada parámetro entre paréntesis). Fuente: Kadewa 2010.

Parámetro	Tina	Ducha	Lavabo	Lavandería	Cocina	Mezcla
Turbiedad[NTU]	53(46-60)	131(21-375)	133(102-164)	254(50-444)		84(33-240)
SST[mg/L]	53(47-304)	173(15-353)	183(36-505)	238(68-465)	528(235-720)	113(25-304)
pH	7,6(7,5-7,6)	7,5(7,2-7,6)	7,3(7,1-8,1)	8,9(8,1-10)		7,2(6,5-8,6)
DBO[mg/L]	161(129-192)	155(99-212)	138(33-252)	276(48-472)	891(536-1460)	154(5-466)
DQO[mg/L]	210	170(109-501)	280(263-298)			240(23-1583)
COT[mg/L]	81(46-104)	74(65-83)	70(40-99)	175(110-251)		41(9-254)
NH ₄ -N[mg/L]	1,3(1-3,6)	1,2(0,4-12)		2(0,7-11)	3,2(0,3-5,3)	4(0,1-17)
NO ₃ ⁻ -N[mg/L]	0,4(0-4,1)	6,3(0-29)		1,4(0-26)	0,5(0-6)	1,7(0-9,6)
NTK[mg/L]	8,7(7-11)	15,2	6,8(4-9,6)	29(18-40)		4,6(0-27)
PT[mg/L]	2,7(1-4,5)	1,8(1,6-20)	2,6	52(42-60)	29(23-35)	7,4(0,4-31)
PO ₄ ⁻³ -P[mg/L]	1,3(0,4-10)	1(0,3-19)	29(0,4-49)	61(13-171)	14(10-26)	2,3(0,4-10)
CT[ufc/100ml]	10 ³ (10 ² -10 ⁴)	10 ⁴ (10 ¹ -10 ⁴)	10 ⁵ (10 ³ -10 ⁶)	10 ⁴ (10 ³ -10 ⁶)		10 ⁴ (10 ² -10 ⁸)
CF[ufc/100 ml]	10 ²	10 ⁵ (10 ² -10 ⁶)	10 ² (10 ¹ -10 ²)	10 ² (10 ¹ -10 ³)		10 ⁴ (10 ² -10 ⁸)

Como se aprecia en la Tabla 2.2, existe una alta variabilidad en la calidad de las aguas grises, lo cual se explica por el hecho que puede tener distintas procedencias. Hollowed (2012) considera que esta variabilidad en las aguas grises se debe a que las propiedades físicas, químicas y microbiológicas dependen de la fuente de origen a través de diversos factores: número de ocupantes del hogar, hábitos de higiene, tipo de productos de cuidado personal usados, tipos de limpiadores usados. Así también, Maimon et al. (2014) recomienda excluir los efluentes de la cocina en la reutilización de aguas grises, dado que aumentan las concentraciones de DBO y *Escherichia coli*.

Por otro lado, Kadewa (2010) establece que la proporción DQO:DBO₅ para aguas grises originadas en los baños corresponde a 1,1:1.

2.1.3 Contaminantes en aguas grises

El contaminante más importante presente en las aguas grises corresponde a la materia orgánica. No obstante los contaminantes microbiológicos constituyen una amenaza para la salud humana y por tanto, también requieren de atención. De acuerdo a la literatura, generalmente los niveles de coliformes fecales y totales se asemejan a los niveles presentes en aguas residuales domésticas de carga baja a intermedia, aunque pueden alcanzar valores más altos. Dado esto, la calidad microbiológica de las aguas grises también debe ser controlada (Giresunlu et al., 2015).

Otro grupo de contaminantes que puede ser un riesgo para el medio ambiente son los denominados surfactantes, procedentes de productos de cuidado personal. Corresponden a sustancias químicas presentes en jabones y detergentes que son utilizados para reducir la tensión superficial de un líquido de forma de emulsificar compuestos hidrofóbicos. Los surfactantes están clasificados por su estado iónico: no iónico, aniónico, catiónico y anfotérico. La mayoría de los surfactantes son de tipo aniónico, incluyendo: dodecil sulfato de sodio, lauril sulfato de amonio y sulfonatos de alquilbencenos lineales (LAS) (Jokerst et al., 2012).

Se han efectuado investigaciones para estudiar los efectos nocivos que pueden tener éste tipo de contaminantes, al ser vertidos sobre el suelo. Wiel-Shafran et al. (2006) realizó estudios de ascenso capilar de agua fresca en suelos de arena ricos en surfactantes y observó que a medida que la concentración de surfactantes aumentaba, el ascenso capilar descendía notoriamente. Una concentración de 20 mg/Kg de surfactantes aniónicos en la arena limitaba cualquier ascenso capilar, lo que indica que los surfactantes son compuestos perjudiciales para el medioambiente y deben ser controlados. En la misma línea, Travis et al. (2010) llevó a cabo experiencias con distintos tipos de suelo y diferentes calidades de agua (agua potable, agua gris tratada y agua gris cruda) y demostró que el agua gris sintética cruda incrementa el desarrollo de hidrofobicidad en suelos de arena y tipo loam (mezcla de arena, limo y arcilla). Según su experiencia, la hidrofobicidad está relacionada con el incremento de concentraciones de aceites, grasas y surfactantes en el suelo. Los suelos irrigados con agua potable o agua gris tratada por un humedal subsuperficial vertical no tuvieron efectos negativos en los suelos. Esto corrobora el hecho que el agua gris tratada puede utilizarse como recurso para irrigación, pero si no es tratada puede tener efectos desfavorables sobre distintos tipos de suelo.

2.1.4 Agua gris sintética

Para llevar a cabo el desarrollo experimental de la memoria, se debe contar con un agua gris sintética que sea sencilla y que pueda elaborarse de manera repetitiva y consistente. Dicho de otro modo, que permita realizar muestreos de parámetros de calidad del agua del efluente que sean comparables. En base a lo anterior, Arunbabu et al. (2015) desarrolló una receta de agua gris sintética que intenta simular los distintos contaminantes que puede contener las aguas grises generadas en los baños (lavamanos y duchas) como jabones, shampoo, cosméticos y aquellos procedentes del cuerpo humano. En la Tabla 2.3 se detalla la receta en la que se basará la preparación del agua gris sintética.

Tabla 2.3: Receta de agua gris sintética en la que se basará la operación de los CW-MFC (Basada en Arunbabu et al., 2015)

Producto	Función	Concentración[mg/L]
Ácido Láctico	ácido producido por la piel	100
Celulosa	sólido suspendido	100
Dodecilsulfato sódico	surfactante aniónico	50
Glicerol	solvente, agente hidratante	200
Bicarbonato de sodio	agente buffer	70
Sulfato de sodio	agente de control viscosidad	50
Nitrato de Potasio	fuelle de nutrientes	36,08
Fosfato de Potasio di Hidrogenado	fuelle de nutrientes	21,95

De acuerdo a este autor, después de haber efectuado 5 preparaciones del agua gris sintética preparada (5 mediciones) obtuvo la siguiente caracterización físico-química:

Tabla 2.4: Valores de distintos parámetros físico-químicos del agua gris sintética de Arunbabu et al. (2015)

Parámetro	Promedio	Desv.est
pH	6,71	0,06
Turbiedad[NTU]	22,92	2,34
CE[uS/cm]	379,4	2,34
DQO total[mg/L]	459,9	24,5
NO ₃ ⁻ -N[mg/L]	5,07	0,06
PO ₄ ⁻³ -P[mg/L]	5,08	0,09

2.1.5 Aguas grises en Chile

Actualmente Chile no cuenta con una normativa que regule la reutilización de aguas grises en el país. No obstante, se han llevado a cabo iniciativas que intentan hacer un uso eficiente del agua, dado los frecuentes escenarios de sequía que ocurren a lo largo del país.

Un ejemplo de reutilización de aguas grises es el caso de la escuela José Miguel Carrera de Arica, donde se implementó un sistema de reciclaje de aguas grises el año 2004 como iniciativa de la CONAMA (Comisión Nacional del Medio Ambiente). El sistema consiste en la recolección en un estanque de las aguas grises procedentes de los lavamanos del establecimiento, las cuales fueron depuradas previamente por un filtro de malla y filtro de arena. El agua depurada es utilizada en el riego de áreas verdes, por sistema de riego por goteo y aspersión. De igual modo, se llevó a cabo un proyecto similar de la CONAMA en el Liceo Jovina Naranjo Fernández de Arica (Franco, 2007).

2.1.6 Normativa de aguas grises en el mundo

El agua gris puede contener bacterias patógenas, aceites, grasas, detergentes, jabones, nutrientes, sales y partículas de pelo, comida y pelusas. Los microorganismos patógenos incluyen bacterias, protozoos, virus y parásitos, cuyas concentraciones pueden significar riesgos para la salud en algunos casos. Por lo tanto, un cierto nivel de precaución debe tenerse con la reutilización de agua gris (Oron et al., 2014).

Cada país o incluso los estados de muchos países consideran diferentes normativas para la reutilización del agua gris. Dependiendo de la aplicación que se le dé al agua gris reutilizada, se requieren distintas especificaciones sobre la calidad del agua y en base a esto, distintos países definen sus normativas. Las normativas o regulaciones de uso de aguas grises están basadas principalmente en materia orgánica, sólidos suspendidos y calidad microbiológica. Por razones estéticas, también se acostumbra controlar la turbiedad (Giresunlu et al, 2015).

A continuación se describen aspectos generales relevantes de algunas zonas del planeta con normativa de reutilización de aguas grises.

a) Estados Unidos

Los estados de Arizona, Nuevo México y California han establecido la entrega de un permiso para uso de aguas grises basado en el manejo de buenas prácticas. Si estas prácticas se cumplen, no se requiere un permiso previo a la construcción de un sistema de reutilización de aguas grises. Estas prácticas consisten en: (i) no mantener agua gris almacenada por más de 24 horas para evitar sobre crecimiento de bacterias, (ii) utilizar el agua gris para irrigación mediante sistemas de riego a través del subsuelo para evitar que las personas tengan contacto con el agua gris. Por otro lado, las aguas grises reutilizadas no pueden contener el efluente de la cocina y sólo es posible para aplicaciones con bajo caudal (aproximadamente 1500 L/d en Arizona y 940 L/d en Nuevo México). En California no se exige un permiso cuando se recicla el agua de lavandería, sin embargo es necesario un permiso en caso de usar las aguas grises del baño y lavandería. Otros estados como Wisconsin y Massachusetts han establecido que la calidad de las aguas grises debe cumplir con los mismos estándares de calidad que las aguas residuales domésticas, independientemente del tipo de uso que se le dé. En el caso de Georgia, se exige un proceso de filtrado y desinfección para reducir la turbiedad a 10 NTU y los coliformes fecales a 500 cfu/100ml. Los estados de Hawaii, Idaho, Maine y Nevada han establecido regulaciones que únicamente permiten la reutilización de las aguas grises para riego residencial subsuperficial (Triumph, 2012).

En Arizona se considera que el agua gris reciclada debe tener una DBO_5 menor a 380 mg/L, SST < 430 mg/l, grasas y aceites menor a 75 mg/L. En California, se exige una calidad de agua gris dada por una turbiedad media menor a 2 NTU y con un máximo de 5 NTU, un promedio de coliformes totales menor a 2.2 MPN/ 100 ml con un máximo de 23 MPN/100 ml por un máximo de 30 días (Oron et al., 2014).

b) Australia

En Australia, el agua gris tratada generalmente se usa en riego, agua de inodoro y limpieza, y cada uso requiere un tratamiento diferente. Las exigencias respecto a la calidad del agua son mayores para aquellos usos que involucran el contacto humano con el agua gris, como irrigación superficial y agua de inodoro. Los parámetros que se controlan son la DBO_5 , SST, pH y turbiedad. Además todos sus reglamentos consideran el monitoreo de *E.Coli* como seguridad de tipo microbiológico. Dado esto, se exige cloración cuando existe una alta probabilidad de contacto humano con el agua gris (Giresunlu et al. 2015).

El departamento de salud del estado de Nueva Gales del Sur a determinado los siguientes criterios de uso: (i) el agua gris, excepto la proveniente de la cocina, que ha sido filtrada de manera ordinaria sólo puede usarse para irrigación del subsuelo (>30 cm profundidad); (ii) el agua gris tratada y desinfectada con niveles de DBO_5 < 20 mg/L, SST < 30 mg/L y cantidad de coliformes fecales menores a 30 CFU/100 ml puede ser además usada para irrigación superficial; (iii) si además los niveles de coliformes fecales son menores a 10 CFU/100 ml ésta puede ser usada en el agua del inodoro o lavandería (Oron et al., 2014).

c) Reino Unido

Dado que no existen regulaciones respecto a la calidad de agua no potable para reutilización, el Instituto Británico de Estándares (BSI) ha desarrollado determinadas directrices para el reciclaje de aguas lluvias y aguas grises. La Tabla 2.5 muestra los límites establecidos sobre parámetros microbiológicos y físico-químicos. Según las indicaciones entregadas por ésta institución, se deben obtener nuevas muestras e investigar la operación del sistema, cuando los valores establecidos son superados después de un monitoreo. En caso que una muestra haya presentado valores en los parámetros microbiológicos 10 veces mayores en relación a sus respectivos límites, el sistema debe suspenderse hasta resolver el problema.

Tabla 2.5: Valores establecidos por la BSI para monitoreo de sistemas de operación de aguas grises. Fuente: Environment Agency, 2010. Revisado el 10/07/2016.

Parametro	aplicación			
	riego por aspersión, lavado de autos	agua inodoro	riego goteo	agua lavadora
Turbiedad[NTU]	<10	<10	N/A	<10
pH	5-9,5	5-9,5	5-9,5	5-9,5
Cloro residual	<2,0	<2,0	<0,5	<2,0
Bromo residual	0	N/A	0	N/A
Escherichia coli(número/100ml)	ND	250	250	ND
enterococci intestinal(número/100ml)	ND	100	100	ND
Legionella pneumophila(número/100ml)	10	N/A	N/A	N/A
Coliformes totales(número/100 ml)	10	1000	1000	10

2.1.7 Tratamientos de aguas grises

La implementación de una tecnología para el reciclaje de agua gris debe estar basado en ciertos criterios como: tipo de aplicación de reuso, requerimientos de calidad del agua para reuso, flexibilidad, requerimientos operacionales y de mantención, requerimientos de personal y restricciones medioambientales (Kadewa, 2010).

Existen diversos tratamientos para la recuperación de aguas grises, los cuales pueden ser de tipo primario, secundario o terciario. Los tratamientos pueden ser químicos, como coagulación y floculación; físicos, como filtración y decantación; biológicos como lodos activados, humedales y filtros biológicos aireados; y de desinfección, como cloración, radiación UV y ozonificación (Franco, 2007). La mayoría de estas tecnologías son precedidas por un proceso de separación sólido-líquido como pretratamiento y se aplica desinfección como postratamiento. El pretratamiento es utilizado para reducir el número de partículas, aceite y grasas. La etapa de desinfección se aplica para alcanzar los requerimientos microbiológicos (Li et al., 2009).

De acuerdo a Li et al. (2009) los tratamientos físicos por sí solos no son recomendables para el reciclaje de agua gris, dado que no garantizan una reducción adecuada de materia orgánica, nutrientes y surfactantes. En cambio, en el caso de los procesos químicos estos pueden remover eficientemente sólidos suspendidos, materia orgánica y surfactantes en aguas grises de carga baja. Los procesos biológicos aerobios son capaces de alcanzar excelentes remociones de materia orgánica y turbiedad (sobre 80% de DQO total y 98% de turbiedad), por lo que se sugiere que aguas grises de alta carga orgánica sean depuradas mediante procesos biológicos. Además, Li et al. (2009) establece que los humedales construidos corresponden a la tecnología más amigable con el medioambiente y costo efectiva para el tratamiento y reciclaje de aguas grises. Sin embargo requiere de grandes extensiones de terreno, que la hacen inviable en zonas urbanas. Los bioreactores de membrana son la única tecnología capaz de alcanzar los niveles más exigentes de estándares de reuso urbanos no potables, sin requerir procesos de post-filtrado y desinfección.

2.2 Humedales Construidos

2.2.1 Definición

Un humedal construido (en inglés *constructed wetland*, CW) es un sistema que ha sido diseñado para tomar ventaja de muchos de los procesos que ocurren en humedales de manera natural para tratar aguas residuales. Estos procesos naturales requieren de la interacción entre la vegetación, el suelo y la comunidad microbiana presente en los humedales (Vymazal et al., 2010). La mayor diferencia entre un humedal construido y un humedal natural es que los primeros pueden tratar de forma más eficiente el agua residual, al manejar de forma consistente la carga hidráulica (Tsang, 2015). Los humedales construidos han resultado ser sistemas efectivos en el tratamiento de distintos tipos de aguas residuales incluyendo las procedentes de las industrias, la agricultura, residuos mineros, filtraciones de vertederos y las aguas pluviales urbanas (Kadlec & Wallace, 2009).

Existen 2 tipos básicos de humedales construidos: sistemas de flujo superficial (en inglés *surface flow constructed wetland*, SF) y sistemas de flujo subsuperficial (en inglés *subsurface flow constructed wetland*, SSF). Los sistemas SF son similares a los humedales naturales con el flujo de agua residual a baja profundidad (usualmente profundidades menores a 60 cm) a través de plantas acuáticas enraizadas sobre suelo. Los humedales SSF usualmente emplean grava como sustrato principal para el crecimiento de plantas; el agua fluye horizontal o verticalmente a través del sustrato y ahí mantiene contacto con microorganismos. Los microorganismos crecen tanto en las raíces de las plantas como en el sustrato, permitiendo la remoción de contaminantes (Saeed et al., 2012). Entre los humedales SSF, se encuentran los de flujo vertical (en inglés *vertical subsurface flow*, VSSF) y los de flujo horizontal (en inglés *horizontal subsurface flow*, HSSF). Los humedales VSSF generalmente presentan un gradiente de oxígeno disuelto, dado que en la superficie y en la zona de raíces cuentan con condiciones aeróbicas y en la profundidad del medio, existen condiciones anaeróbicas (Kadlec y Knight, 1996).

El tratamiento de aguas residuales es llevado a cabo mediante procesos de filtración, adsorción por parte de las plantas y mecanismos de degradación aeróbica y anaeróbica por parte de microorganismos (Kadlec y Knight, 1996). Este sistema de tratamiento de aguas posee variadas ventajas frente a los sistemas convencionales, debido a que pueden reducir con efectividad altos niveles de demanda bioquímica de oxígeno (DBO), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Sólidos Suspendidos (SS) y Nitrógeno Total (TN). Así también sucede con niveles significativos de metales, compuestos orgánicos y patógenos, removidos a un bajo costo de inversión, operación, mantenimiento y un mínimo consumo energético (Kadlec, 1995). Así también, pueden

ser muy útiles en zonas rurales donde no existe infraestructura de alcantarillado disponible, o en casas y centros turísticos donde tratamientos in situ tienden a fallar (Fuchs, 2009).

Una de las desventajas de este sistema de tratamiento, es que presenta una baja velocidad de degradación de la materia orgánica, por lo que se requieren mayores superficies de terreno respecto a los sistemas convencionales (EPA,1995). Otro de los puntos en contra, es que este tipo de sistemas liberan metano a la atmósfera. En los suelos de humedales se llevan a cabo procesos anaerobios como la metanogénesis cuyo producto final es el CH₄. Este es un gas de efecto invernadero con un potencial de calentamiento global 20 veces mayor al del CO₂, que contribuye con un 20% al calentamiento global (Hernández, 2010). No obstante, existen diferencias entre los distintos tipos de configuraciones de humedales. De la Varga et al. (2015) observó que las emisiones de metano resultaron ser significativamente menores en un humedal de tipo vertical con respecto a los de tipo subsuperficial horizontal y superficial (97, 178 y 142 mg CH₄ m² d⁻¹, respectivamente).

2.2.2 Componentes

Sustrato

Los sustratos corresponden al suelo, grava, roca o materia orgánica como compost que constituyen el medio de soporte de los humedales. Su importancia se debe a que permiten la existencia de microorganismos, regulan el movimiento del agua dentro del humedal y muchos procesos físicos, químicos y biológicos ocurren con la ayuda del sustrato. Un material comúnmente usado como suelo o sustrato en un humedal SSF es la grava, dado que tiene una alta permeabilidad que previene la compactación del suelo. Es importante que no ocurra compactación del suelo, para dar espacio para el crecimiento de raíces, hábitat microbiano, retención de agua y espacio para infiltración de agua (Jurries, 2003). La grava corresponde a un medio granular de bajo costo capaz de remover sólidos suspendidos procedentes de las aguas contaminadas. Existen otros sustratos como la zeolita, que dada su naturaleza de intercambio catiónico, tienen mejor desempeño en la adsorción de cationes en solución acuosa como el NH₄⁺ y metales pesados (Wang & Peng, 2010). También, se ha descubierto que los lodos deshidratados de aluminio (producido en plantas de tratamiento de agua potable cuando se utiliza sulfato de aluminio como coagulante en la purificación de aguas residuales domésticas) al ser usados como sustrato en humedales construidos, mejoran la remoción de fosfato de las aguas residuales (Zhao et al., 2013).

Vegetación

Las plantas cuentan con diversas propiedades que contribuyen en el desempeño de los humedales como sistema de tratamiento de aguas residuales. Dentro de los efectos físicos que producen, actúan como filtros naturales, promueven la sedimentación al reducir la velocidad en los humedales y previenen el fenómeno del *clogging* en el medio. La rizósfera provee de superficie para la adhesión bacteriana, como de microzonas aeróbicas dada la liberación de oxígeno por parte de las plantas (Shelef et al. 2013). Se han llevado a cabo varias investigaciones acerca del efecto de las plantas en la eficiencia de tratamiento de aguas contaminadas. Carballeira et al. (2016) realizó una investigación con humedales de flujo subsuperficial de tipo horizontal con distintas plantas y un control sin plantas. Sus resultados indicaron que los humedales con plantas no tuvieron mejor desempeño que el control respecto a remoción de DQO. Tanner (2001) concluyó que las plantas en los humedales no generan mayor impacto en la remoción de materia orgánica, pero mejoran la remoción de nutrientes al ser capturados por materia orgánica acumulada o promover su transformación a formas gaseosas. Los principales tipos de macrófitas usados en humedales construidos son: flotantes libres, sumergidas y emergentes. Las primeras pueden flotar como una capa que cubre la superficie del agua y algunos ejemplos son *Eichhornia crassipes* y *Lemna sp.* En el caso de las plantas macrófitas sumergidas éstas se pueden hallar suspendidas en la columna de agua o enraizadas en el sustrato. Algunos ejemplos usados para tratamiento de aguas son *Elodea spp.*, *Ceratophyllum spp.* y *Najas spp.*. Las macrófitas emergentes corresponden a aquellas que crecen sobre la superficie del agua en suelos saturados y colocan sus raíces en el sustrato. Estas últimas han sido las de uso más frecuente en humedales construidos dado que necesitan menos mantención que las otras. Las macrófitas más comunes usadas en el tratamiento de aguas residuales son: *Typha Latofalia*, *Scirpus spp* y *Phragmites australis* (Tsang, 2015).

Microorganismos

Las funciones de un humedal están altamente reguladas por los microorganismos y su metabolismo. Algunos de sus roles son su participación en la transformación de compuestos orgánicos e inorgánicos en compuestos insolubles, el ciclo de nutrientes y la modificación de las condiciones redox del sustrato (EPA, 1995). Así también, los compuestos orgánicos pueden ser degradados aeróbica y anaeróbicamente en humedales de flujo subsuperficial. El oxígeno requerido para la degradación aeróbica puede ser obtenido mediante difusión atmosférica, convección y/o transferencia desde las raíces de macrófitas hacia la rizósfera. La remoción orgánica anaerobia puede ocurrir en zonas anóxicas entre el medio poroso. La degradación aeróbica de carbono orgánico se lleva a cabo por microorganismos quimioheterótrofos, que poseen un metabolismo más rápido que los quimioautótrofos (Saeed et al., 2012). La fermentación y metanogénesis ocurren en zonas anaerobias de los humedales (Kadlec y Knight, 1996); sus caminos son diversos, involucrando la transformación de varios compuestos químicos (como fierro, sulfato, nitrato).

Los microorganismos utilizan la materia orgánica como fuente de carbono y energía para la síntesis de biomasa. Inicialmente los compuestos orgánicos de alto peso molecular deben ser separados en compuestos más simples, por la acción de enzimas generadas por microorganismos heterótrofos. Estos microorganismos realizan reacciones de óxido/reducción para su propio crecimiento, en las que los electrones son transferidos desde el sustrato a un aceptor final de electrones. En presencia de oxígeno disuelto se desarrolla respiración aerobia y cuando no hay O_2 , se desarrolla la respiración anaerobia o un proceso fermentativo. En el caso de la respiración anaerobia el aceptor de electrones corresponde a un compuesto inorgánico en cambio en la fermentación, tanto el donador de electrones como el aceptor son compuestos orgánicos (Piñeyro, 2013). En el caso del nitrógeno, la desnitrificación corresponde al mayor mecanismo de remoción de nitrógeno total en humedales construidos. Este corresponde a un proceso bacteriano donde las formas oxidadas del nitrógeno actúan como aceptores de electrones y la materia orgánica como donador de electrones (Saeed et al., 2012). El producto de la desnitrificación heterótrofa es principalmente el nitrógeno molecular libre (N_2) el cual es liberado hacia la atmósfera.

2.3 Celdas de combustible microbianas

Otra tecnología que ha adquirido atención por parte de los investigadores científicos en los últimos años han sido las celdas de combustible microbianas, tecnología emergente que puede recuperar energía eléctrica a partir de desechos orgánicos y funcionar como tratamiento de aguas residuales.

2.3.1 Descripción y Aplicaciones

Las celdas de combustible microbianas o Microbial Fuel Cells (MFCs) son sistemas que utilizan bacterias como catalizadores para convertir energía química en energía eléctrica a través de una serie de reacciones redox (Sun et al., 2016). Comúnmente su diseño se constituye de una cámara donde está el ánodo y otra donde está el cátodo y estas se encuentran separadas por una membrana de intercambio de protones (Logan et al., 2006). Como se esquematiza en la Figura 2.1, en la cámara anódica un grupo de microorganismos anaeróbicos adheridos al ánodo forman una biopelícula, que oxida el sustrato produciendo electrones y protones (H^+) mediante respiración anaerobia. Los protones viajan a través de la membrana hacia la cámara catódica. Los electrones son transferidos por la biopelícula al ánodo y con la ayuda de un circuito externo se produce un flujo de electrones hacia el cátodo. En la cámara catódica, los electrones son transferidos del cátodo a un aceptor de electrones con un potencial electroquímico más alto. Típicamente, los electrones reaccionan junto a los protones con el oxígeno para producir agua en el cátodo (Logan et al., 2006).

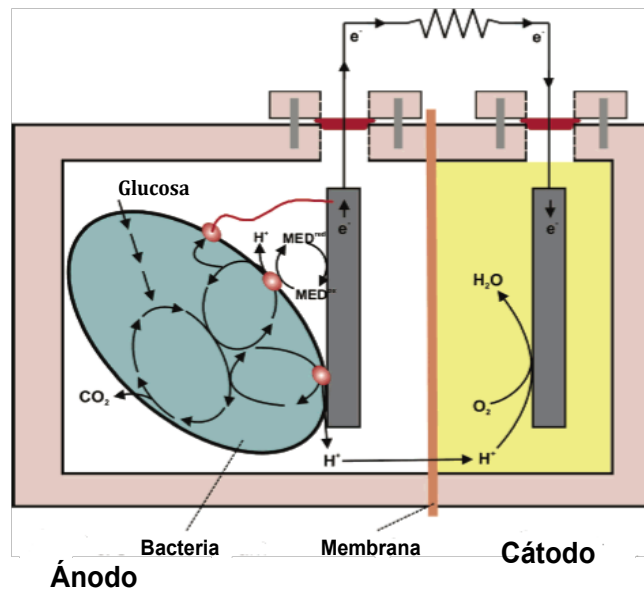


Figura 2.1: Esquema de una MFC. Fuente: Logan et al., 2006.

La transferencia de electrones puede ser directa, la cual no requiere de la difusión de compuestos móviles desde o hacia la célula para transportar electrones. También está la transferencia indirecta, la cual requiere del uso de mediadores (i.e: metabolitos secundarios producidos por otros microorganismos como flavinas o fenazinas). Los microorganismos que son capaces de transferir electrones de manera directa o indirecta, son conocidos como exoelectrogénicos y algunos de los grupos que han sido más estudiados son *Geobacter sulfurreducens* y *Shewanella oneidensis* (Logan & Rabaey, 2012). También se ha descubierto que ciertos microorganismos son capaces de desarrollar conexiones biológicas con estructuras pili que presentan alta conductividad, denominados “nanowires” (Logan, 2008). La investigación se ha enfocado en estudiar ésta tecnología con microorganismos que no requieran de mediadores externos. El uso de mediadores químicos significa un aumento en los costos de producción de energía e implica la contaminación del agua tratada (Sun et al. 2016).

Así también, se ha investigado el efecto que puede tener la aplicación de un determinado potencial en la formación de comunidades electroquímicamente activas. Torres et al. (2009) trabajó con una MFC con 4 electrodos de grafito para estudiar el efecto de la mantención de 4 potenciales de ánodo diferentes (-0,15; 0,09; 0,02 y 0,37 V v/s SHE) sobre el crecimiento de una biopelícula y producción de corriente. A potenciales de ánodo menores, encontró una mayor selección de bacterias electroquímicamente activas de la especie *Geobacter sulfurreducens* y la mayor densidad de corriente la obtuvo a -0.15 V v/s SHE.

2.3.2 Material de electrodos

En una MFC, el material usado como ánodo y cátodo influye en el funcionamiento de la celda. El material de los electrodos tiene un impacto en como los microorganismos se adhieren a la superficie así como también en la transferencia de electrones entre ánodo y cátodo. Las propiedades principales que se considera en la elección de un electrodo son: conductividad eléctrica, biocompatibilidad, corrosión y área superficial (Castro, 2014). Comúnmente se han utilizado materiales basados en carbono como carbón activado granular, grafito, fibra, dado a sus características de biocompatibilidad y rugosidad. No obstante, su aplicabilidad ha resultado ser limitada dado su alto costo y baja conductividad (Sun et al., 2016). También se ha trabajado con materiales como titanio y acero inoxidable, pero aunque su conductividad es mejor que la de materiales de carbono, su desempeño suele ser peor probablemente debido a que cuentan con menor área superficial y las biopelículas se adaptan peor a este tipo de superficies (Escapa et al, 2015).

2.3.3 Desempeño de una MFC

El desempeño de una celda de combustible microbiana debe evaluarse en términos de producción de energía como también respecto a la depuración de las aguas residuales empleadas. Por lo que se requieren mediciones periódicas de voltaje y mediciones iniciales y finales de DQO. El rendimiento de una MFC típicamente se especifica a través de la eficiencia coulombica y la densidad de potencia. La eficiencia coulombica se calcula como la carga producida en relación a la que se podría generar teóricamente por la oxidación del sustrato, mediante la siguiente relación:

$$CE = \frac{M \int_0^t I dt}{FnV_{\text{ánodo}} \Delta COD}$$

M= peso molecular del oxígeno [g O₂/mol O₂].

I= corriente [A].

n=4 (número de electrones intercambiados por molécula de oxígeno).

F= constante de Faraday (96.484) [C/mol].

V_{ánodo} = volumen líquido de cámara anódica [L].

ΔCOD = diferencia de DQO en el tiempo [g/L].

A partir del voltaje medido de la MFC (V_{MFC}) se puede calcular la intensidad y la potencia

$$P_{MFC} = \frac{V_{MFC}^2}{V_{reactor} R_{ext}}$$

$V_{reactor}$ = Volumen del reactor [m^3]

R_{ext} = Resistencia externa instalada en el circuito de la MFC [Ohm]

Uno de los aspectos de mayor interés en el estudio de las MFC es la recuperación de energía de las aguas residuales domésticas. Entre algunos ejemplos se puede mencionar el uso de un agua residual doméstica (DQO inicial de 200-300 mg/l) de la cual se logró remover el 80% de la DQO y se obtuvo una producción de energía de 26 mW/m² (Liu et al., 2004). Ahn & Logan (2010) estudiaron una MFC con el cátodo expuesto al aire del cual obtuvieron una potencia máxima de 422 mW/m² y una remoción de DQO de un 25,8% para una carga orgánica de 54 g DQO/L/d. Actualmente las densidades de potencia generadas por este tipo de dispositivos no son suficientes para grandes aplicaciones, por lo que se han usado como fuente de energía para biosensores o equipos pequeños (por ejemplo recargar batería de un teléfono celular) (Aeltermann et al., 2006). Las MFC pueden trabajar como fuentes de energía para sensores en áreas remotas, al ubicar el ánodo en el sedimento anaerobio de un río u océano y colocando el cátodo en el agua.

Han surgido nuevas configuraciones que buscan potenciar el desempeño de las MFC en el ámbito de generación eléctrica y tratamiento de aguas residuales. Este es el caso de las MFC acopladas a los humedales construidos (CW-MFC), donde se aprovecha la existencia de una zona aeróbica y anaeróbica en el humedal construido para instalar un sistema de tipo MFC.

2.4 Humedales Construidos acoplados a MFC

La combinación de un humedal construido a una celda de combustible microbiana (CW-MFC) es una tecnología emergente que se comenzó a investigar desde hace un par de años. Se han desarrollado configuraciones con el ánodo incrustado en la columna y el cátodo ubicado en la superficie o en la zona de la rizósfera, con la finalidad de maximizar el gradiente redox (Doherty et al., 2015).

Yadav et al. (2012) investigó el primer humedal construido de la forma CW-MFC para remover agua residual sintética mezclado con tintura de azul de metileno. Se operó en condiciones batch, alcanzándose remociones de DQO del 75% para concentraciones iniciales de 1500 mg/l y una producción de potencia máxima de 15,7 mW/m². De forma similar, Liu et al. (2013) construyó un

modelo a escala de laboratorio de CW-MFC con flujo ascendente, en donde instaló el cátodo sobre el agua en la capa superior y el ánodo se ubicó cerca de la rizósfera para obtener los sustratos orgánicos del afluente o de las plantas. La finalidad de éste estudio consistió en evaluar mejoras en la producción de energía eléctrica dada la presencia de la planta *Ipomoea aquatica*. Para ello, se trabajó en modo continuo con un reactor sin planta y otro con planta. El reactor con planta removió un 94,8% de DQO, mientras que el reactor sin planta removió 92,1%. Se observaron mayores diferencias en la remoción de nitrógeno total, donde el reactor con plantas removió el 90,8% frente al 54,4% del reactor control.

Zhao et al. (2013), llevó a cabo una experiencia similar construyendo e implementando una configuración de CW-MFC según alimentación batch y modo continuo para tratar agua con desechos de cerdo. Para la alimentación en modo batch construyó un reactor con la salida del efluente en la base y para el sistema en modo continuo se diseñó la entrada por la parte inferior del humedal y la salida en la zona superior de éste. En el desarrollo experimental en modo continuo se colocaron bombas de aire en la zona cercana al cátodo para aumentar la presencia de oxígeno en el electrodo. En el sistema en modo batch se removió en promedio 71,5 % de DQO total mientras que en la alimentación continua se mejoró la remoción a 76,5% de DQO total.

Doherty et al. (2015), estudió la configuración óptima para mejorar la producción de energía eléctrica y mantener la capacidad de tratamiento de agua residual. En éste trabajo experimental, construyeron 4 configuraciones diferentes de CW-MFC para tratar agua con desechos de cerdo con una DQO promedio de 583 mg/l en modo continuo. Tres de los cuatro sistemas elaborados se operaron con flujo ascendente, mientras que la restante se operó ingresando el afluente por ambos extremos y la salida del efluente por la zona central de la columna, reduciendo el espaciamiento entre electrodos y aumentando la aireación del cátodo. Éste último sistema tuvo una remoción del 64% de la materia orgánica respecto al 80% de las otras columnas. No obstante esta configuración implicó una mejora en la densidad de potencia del 69% ($0,276 \text{ W/m}^3$ v/s $0,163 \text{ W/m}^3$) respecto a las otras columnas. Dados estos resultados, se pudo observar que la posición de los electrodos o la presencia de estos no afectaba la remoción de DQO. Pero en términos de producción de energía eléctrica, el régimen del flujo, las áreas de contacto o los tiempos de retención pueden afectar el funcionamiento del sistema.

En la Tabla 2.6 se muestra un resumen de remociones máximas obtenidas en distintas experiencias con CW-MFC.

Tabla 2.6: Resultados de remoción de DQO en configuraciones de CW-MFC.

Referencia	Planta macrófita	DQO total afluente promedio[mg/L]	Máxima remoción DQO total[%]
Yadav et al. (2012)	<i>Canna indica</i>	8000	75,0
Zhao et al. (2013)	<i>Phragmites australis</i>	1058	76,5
Fang et al. (2013)	<i>Ipomoea aquatica</i>	200	94,8
Liu et al. (2013)	<i>Ipomoea aquatica</i>	180	85,7
Doherty et al. (2015)	<i>Phragmites australis</i>	583	64,0
Wu et al. (2015)	<i>Iris pseudacorus</i>	624	99,0
Oon et al. (2016)	<i>Typha latifolia</i>	228	91,2

La Tabla 2.7 muestra los valores de máxima potencia alcanzados por autores que han desarrollado sistemas CW-MFC anteriormente. Algunos utilizan el área del electrodo ánodo para el cálculo de la densidad de potencia eléctrica, mientras que otros la calculan a partir del volumen que ocupa el ánodo.

Tabla 2.7: Valores de potencia máxima obtenidos por distintos sistemas de CW-MFC.

Referencia	Potencia máxima alcanzada [mW/m ²]	Potencia máxima alcanzada [mW/m ³]
Yadav et al. (2012)	15,73	
Zhao et al. (2013)	9,4	
Fang et al. (2013)		302
Liu et al. (2013)	12,42	
Doherty et al. (2015)		280
Wu et al. (2015)	9,6	
Oon et al. (2016)		93

Capítulo 3

3 Trabajo Experimental

3.1 Materiales

Reactivos para elaboración de agua gris sintética e inóculo

- Efluentes primarios PTAS La Farfana.
- Ácido Láctico ($C_3H_6O_3$)
- Celulosa ($(C_6H_{10}O_5)_n$)
- Dodecil Sulfato de Sodio ($NaC_{12}H_{25}SO_4$)
- Glicerol ($C_3H_8O_3$)
- Bicarbonato de Sodio ($NaHCO_3$)
- Sulfato de Sodio (Na_2SO_4)
- Nitrato de Potasio (KNO_3)
- Fosfato ácido de potasio (KH_2PO_4)
- Agua destilada (H_2O)

Reactivos para medición de parámetros físico-químicos.

- Tubos reactivos de digestión para DQO 0-1500 mg/l (Merck)
- Bolsas de polvo de reactivo de nitrato NitraVer 5 de 25 ml (HACH)
- Bolsas de polvo de reactivo de fosfato PhosVer 3 de 10 ml (HACH)

Electrodos y materiales de humedal

- Grafito sintético granular 2-12 mm (Asbury Anthracite Industries Inc.)
- Zeolita 5-10 mm (Zeolita del Maule)
- Gravilla 5-20 mm (ChileAridos)
- Malla talud
- 9 Plantas macrófitas *Phragmites australis* (Vivero San Gabriel, San Felipe)
- 2 Electrodo Ag/AgCl (CH Instruments, Inc.)
- 2 barras de grafito (8 cm largo; 6 mm diámetro)

Equipos

- Espectrofotómetro DRB 200 (HACH)
- Termoreactor DR3900 (HACH)
- Medidor de pH model 720 (ThermoOrion)
- Turbidímetro HI98703 (HANNA)
- Medidor de Conductividad senion5 (HACH)
- Data Acquisition System 2700 Multímetro (Keithley)
- Potenciostato Interface1000 (Gamry)
- Medidor de Radiación PAR Photon Flux Sensor (DECAGON Devices)

3.2 Metodología

3.2.1 Construcción de columnas de humedal

Cuatro reactores CW-MFC fueron elaborados usando cilindros de acrílico (altura: 32 cm; diámetro: 20 cm), cuyo volumen disponible para almacenar medio líquido es de aproximadamente 3 litros. Las columnas de humedales están constituidas por 5 capas, las cuales se mencionan en la Tabla 3.1 donde se asocia la capa 1 a la capa base.

Tabla 3.1: Composición de las capas de humedales.

Capa	Material	Grosor[cm]	Volumen[ml]
Capa 1	Gravilla	8	2513
Capa 2	Grafito sintético granular	6	1885
Capa 3	Gravilla	6	1885
Capa 4	Grafito sintético granular	2	628
Capa 5	Zeolita	6	1885

La capa 2 y 4 corresponden a los electrodos ánodo y cátodo de la MFC acoplada al humedal construido. Entre la capa 2 y 3 se recubrió con una malla talud sobre la capa de gravilla, para evitar el paso de las raíces de las plantas hacia el ánodo.

De las cuatro columnas, dos se encuentran en circuito cerrado conectadas a una carga fija (resistencia externa) de $1k\Omega$, para mantener la MFC en funcionamiento. En el caso de éstas columnas se hizo un orificio para incrustar parte de una barra de grafito de 8 cm de largo. Para la conexión de la MFC con el medidor de voltaje, se hizo otro orificio al medio de cada barra para colocar un cable de platino desde el cual se conectan los cables al equipo Data Acquisition System 2700 Multímetro. Las columnas que mantuvieron funcionando la MFC conectadas a una

resistencia externa, se denotaron como columnas B y D. Las columnas restantes se denominaron columnas A y C.

Sobre cada columna, se colocaron 2 plantas de especie *P. australis* utilizando como medio sustrato a la zeolita. Las plantas se obtuvieron del vivero San Gabriel, en la localidad de San Felipe. Previo a la plantación en las columnas, las plantas se mantuvieron en crecimiento y adaptación al sustrato durante 6 meses en recipientes plásticos. Las plantas se dispusieron en un recinto cerrado a temperatura ambiente y finalizado el período de adaptación y crecimiento, se realizó un lavado de las raíces con agua potable antes de colocarlas sobre las columnas.

El diseño de las columnas se esquematiza en la Figura 3.1.

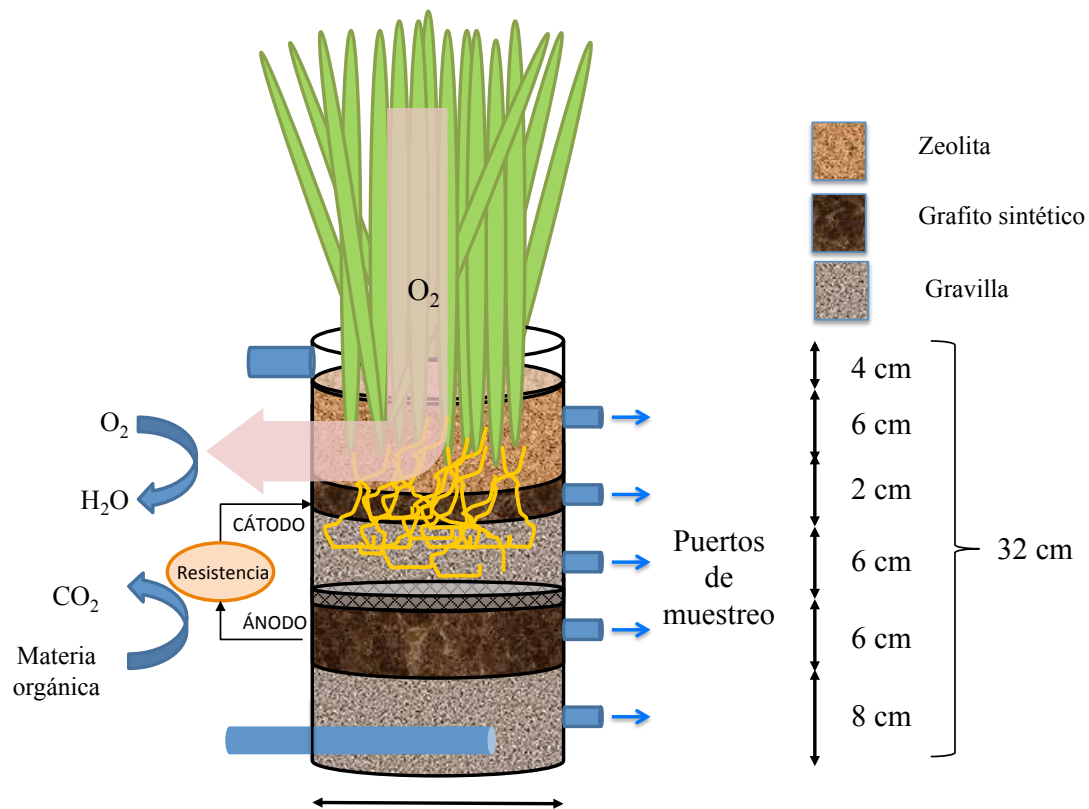


Figura 3.1: Esquema de la configuración CW-MFC construida, utilizando agua gris sintética como medio en la columna.

Se hicieron 5 orificios a un lado de cada columna de humedal para la instalación de los puertos de muestreo, los cuales quedaron ubicados de forma colineal como se especifica en la Tabla 3.2.

Tabla 3.2: Ubicación vertical de puertos de muestreo en columnas de humedales.

Puerto	Altura desde base[cm]
1	6
2	13
3	18
4	22
5	26

3.2.2 Métodos analíticos

El pH se midió a través de un medidor de pH model 720 (ThermoOrion), la Turbiedad mediante un turbidímetro HI98703 (HANNA), la Conductividad eléctrica mediante un sensor de conductividad senion5 (HACH). La DQO total, DQO soluble, NO₃-N, PO₄⁻³-P se midieron con un espectrofotómetro DRB200 (HACH). Las mediciones de DQO, NO₃⁻N, PO₄⁻³-P se realizaron acorde a los protocolos 8000 (Método del reactor de digestión), 8039 (Método de reducción de cadmio) y 8049 (Método USEPA PhosVer 3) HACH respectivamente. Los SST se midieron acorde a los procedimientos estándares (APHA, 2005). Todos los análisis se completaban dentro de las 24 horas de extraídas las muestras de efluente de las columnas de humedales construidos, en caso contrario, éstas eran almacenadas a una temperatura de 4°C.

3.2.3 Cálculos

La remoción de DQO total y soluble se calculó a través de la fórmula (1):

$$\text{Remoción DQO}[\%] = [(DQO_{af} - DQO_t)/DQO_{af}] * 100\% \quad (1)$$

Donde,

DQO_{af} : DQO afluente[mg/L].

DQO_t : DQO en tiempo t [mg/L].

La Potencia generada por las MFC fue calculada mediante las fórmulas (2) y (3)

$$I = V/R \quad (2)$$

$$P = I \times V \quad (3)$$

Donde,

I: Corriente de la MFC [A].

V: Voltaje generado por la MFC [V].

R: Resistencia externa instalada [Ω].

Para la densidad de potencia, se usó la fórmula (4)

$$P_d [W/m^3] = V^2 / (vV_{an}R) \quad (4)$$

Donde,

P_d : Densidad de potencia [W/m^3].

v : Porosidad del electrodo ánodo.

V_{an} : Volumen del electrodo ánodo [m^3].

Dado que no se contaba con la porosidad del grafito sintético utilizado en la construcción de las columnas, se ocupó un valor representativo extraído de Doherty et al.(2015). Este autor trabajó con grafito sintético de granulometría similar (8-13 mm), cuya porosidad se estimó en 0,38.

3.2.4 Operación de columnas

Las columnas de CW-MFC fueron operadas para tratar agua gris sintética, cuya composición por litro de agua destilada se especifica en la Tabla 3.3. Una vez que se preparaba el medio de agua gris sintética, se agitaba para homogeneizar el contenido y luego se vertía manualmente por la parte superior de las columnas hasta saturar el medio granular de las columnas. Es necesario aclarar que la receta expuesta en la Tabla 3.3 es diferente a la presentada en la Tabla 2.4, en la concentración de Bicarbonato de Sodio. Se aumentó la concentración de Bicarbonato de Sodio, (sustancia buffer) ya que al preparar el agua gris sintética con la receta de Arunbabu et al. (2015) el pH resultó ser inferior a 5. Este valor de pH era bastante ácido para los valores de pH de aguas grises hallados en la literatura (cercanos al valor 7).

Tabla 3.3: Composición del agua gris sintética preparada como medio para las columnas de humedal. Modificación de Arunbabu et al. (2015)

Reactivo	Concentración[mg/L]
Ácido Láctico	100
Celulosa	100
Dodecil sulfato de sodio	50
Glicerol	200
Bicarbonato de Sodio	136,7
Sulfato de Sodio	50
Nitrato de Potasio	36,08
Fosfato ácido de Potasio	21,95

Se efectuaron 17 ciclos Batch con un rango de DQO total entre 403 y 613 mg/L. Se consideraron 4 etapas para la operación de las columnas: inoculación y start-up, ciclos largos de medición de DQO, operación de columnas conectadas a potencióstato y desempeño de humedales en distintos parámetros físico-químicos.

Todos los experimentos fueron realizados en los laboratorios del Departamento de Ingeniería Hidráulica y Ambiental de la Pontificia Universidad Católica. Las columnas se mantuvieron a una temperatura ambiente promedio de 30 °C y fueron iluminadas artificialmente por una ampolleta de luz fría de 23 W con ciclos de 12 horas luz. Mediante un sensor de radiación, se estimó que las plantas recibían una radiación promedio útil para fotosíntesis de 0,8 W/m².

Dado que parte del medio ingresado a las columnas bajaba de nivel por efecto de la evapotranspiración, se vertía agua destilada hasta saturar el medio (estado inicial de cada ciclo) antes de efectuar cualquier medición o cuando los electrodos Ag/AgCl (ubicados en la capa superior de las columnas B y D) no alcanzaban a tocar el medio líquido. Se supuso que éste proceso de recarga no afectaba las mediciones de los parámetros físico-químicos mencionados anteriormente, debido a que las muestras de efluente extraídas de las columnas al término de cada ciclo se colocaban en un bidón. Se agitaban en éste recipiente, antes de realizar las mediciones. Para el caso de mediciones en días intermedios, los puertos de muestreo considerados para la extracción de efluente se encontraban siempre bajo el nivel del agua. Por lo que se despreció el efecto de la evapotranspiración en las mediciones.

En la Figura 3.2 se muestran las columnas de humedales sobre la plataforma donde se mantuvieron en operación.



Figura 3.2: Instalación de columnas de humedales con iluminación artificial. Las columnas del centro tienen la MFC funcionando.

3.2.5 Inoculación y start-up

La primera etapa contó con 4 ciclos que tuvieron una duración de 13, 8 , 7 y 27 días respectivamente. Esta fase permitió el crecimiento de las raíces de las plantas y la adhesión bacteriana en los electrodos.

Efluentes primarios de la planta de tratamiento de aguas servidas de La Farfana fueron usados como fuente de inoculación para cada reactor. La inoculación o cultivo de microorganismos dentro de las columnas de humedales se realizó al inicio de los 4 ciclos experimentales. Dado que se logró conseguir un litro de efluentes primarios, éste volumen se repartió de la siguiente forma en cada ciclo:

Primer ciclo: Se prepararon 12,6 Litros de agua gris sintética en un bidón de 20 litros. Luego se añadieron 400 ml de efluentes primarios y se procedió a agitar la mezcla para homogeneizar la solución. Los 12,6 litros fueron repartidos entre las 4 columnas.

Segundo ciclo: Posterior al llenado parcial de las columnas con agua gris sintética, se inyectó con una jeringa 50 ml de efluentes primarios en la zona del ánodo y del cátodo de cada columna, a través de los puertos de muestreo respectivos. Se terminó de colocar agua gris sintética, hasta dejar el sustrato saturado.

Tercer ciclo: Posterior al llenado parcial de las columnas con agua gris sintética, se inyectó con una jeringa 50 ml de efluentes primarios en la zona del ánodo a través del puerto más cercano. Se llenó con agua gris sintética hasta saturar el sustrato.

Cuarto ciclo: Con una jeringa se extrajo 100 ml del efluente del tercer ciclo, procedente del puerto de la zona del ánodo para cada columna. Luego de llenar parcialmente los reactores con agua gris sintética, se colocaron los 100 ml a través del puerto del ánodo en la columna respectiva. Se terminó de colocar agua gris sintética hasta saturar el medio.

Al inicio y término de cada ciclo se midió pH, turbiedad, conductividad y DQO total, para tener muestras del afluente (inicio de ciclo) y efluente de toda la columna de humedal (final de ciclo). Además las columnas B y D se mantuvieron conectadas al equipo Data Acquisition System 2700 Multímetro, para la medición de voltaje generado por las celdas MFC.

3.2.6 Ciclos largos de medición de DQO

Durante esta etapa se efectuaron 2 ciclos de 16 y 12 días de duración, respectivamente. Se tomaron medidas de pH, conductividad, turbiedad, DQO total y soluble al inicio y término de cada ciclo (afluente y efluente respectivamente). Para la medición de DQO soluble se filtró cada muestra con un filtro de 0,45 μm , previo a la medición de DQO.

Además se realizaron mediciones en los puertos 2, 3 y 4 de pH y DQO soluble en días intermedios y al final de cada ciclo. Específicamente, para el ciclo 5 se realizaron controles a los 3, 6, 9, 13 y 16 días. De igual modo, para el ciclo 6 se hicieron controles a los 4, 7, 12 días. Se realizaron estos controles para observar si existían zonas de mayor remoción de materia orgánica en las columnas y estudiar el tiempo de permanencia que se requería para obtener niveles de remoción significativos de DQO soluble ($\approx 80\%$).

Por otro lado, las columnas B y D se mantuvieron conectadas al equipo Data Acquisition System 2700 Multímetro, para registrar y monitorear el desempeño de las celdas MFC en términos de generación de voltaje.

3.2.7 Operación de columnas con un potencial inducido a través de un potencióstato

Se efectuaron 5 ciclos conectados a un potencióstato Interface 1000, para fijar el potencial del ánodo de las columnas B y D en -150 mV v/s SHE y así favorecer el crecimiento de la comunidad microbiana *Geobacter*. Los 3 primeros ciclos se mantuvieron por 2 días, luego se realizó un ciclo de 31 días y finalmente otros 2 ciclos de 2 días. La finalidad de esta etapa era estudiar el efecto que tiene el potencióstato en el funcionamiento de las celdas MFC respecto a remoción de DQO y generación de voltaje.

Se midió pH, turbiedad, conductividad, DQO soluble al inicio y término de cada ciclo. Además, para los 3 primeros ciclos también se tomaron mediciones de DQO total al inicio y término de cada ciclo. El ciclo de mayor duración se consideró de “mantención” y se ocupó para estudiar la generación de voltaje. Al final de los 3 primeros ciclos cortos, se midió DQO soluble de muestras de los puertos 2, 3 y 4. Estos datos se utilizaron para observar si trabajando las celdas MFC con un determinado potencial de reducción del ánodo, el acoplamiento de las celdas a las columnas de humedales significaría un mejoramiento en la remoción de materia orgánica.

De igual modo que en los ciclos anteriores, se midió el voltaje generado por las columnas B y D. Además se conectaron 2 canales extra en el equipo Data Acquisition System 2700 Multímetro,

para la medición del potencial del cátodo asociado a la columna B y D respecto al electrodo Ag/AgCl.

La Figura 3.3 muestra el potenciostato Interface 1000 utilizado durante los experimentos.



Figura 3.3: Potenciostato usado para funcionamiento de MEC.

3.2.8 Desempeño de humedales en distintos parámetros físico-químicos

A consecuencia de que en la etapa previa se trabajaron las columnas B y D conectadas a un potenciostato, se efectuaron 2 ciclos cortos en modo MFC. Durante estos ciclos cortos se midió DQO soluble al inicio y final de cada ciclo, el voltaje de celda generado y el potencial de los cátodos de las columnas B y D respecto al electrodo Ag/AgCl.

Considerando los resultados obtenidos durante la etapa de ciclos largos de MFC, se estimó conveniente efectuar ciclos de 1 semana. Se llevaron a cabo 3 ciclos, en los cuales se midió pH, conductividad, turbiedad, SST, NO_3^- -N, PO_4^{3-} -P, DQO total y soluble al inicio y término de cada ciclo. Además se consideró un control a los 3 días, en el que se midió DQO soluble de los puertos 2, 3 y 4 de cada columna.

Del mismo modo que en las etapas anteriores, las columnas B y D estuvieron conectadas al equipo Data Acquisition System 2700 Multímetro, para la medición de voltaje durante la duración de cada ciclo.

Capítulo 4

4 Resultados y Discusión

4.1 Caracterización físico-química de agua gris sintética

Se efectuaron un total de 17 ciclos experimentales entre el 6 de enero y 5 de julio del 2016 con lo cual las columnas se mantuvieron en operación durante aproximadamente 6 meses. Para cada ciclo experimental se debió preparar el medio afluente correspondiente a agua gris sintética de la receta modificada de Arunbabu et al. (2015) (Tabla 3.3). De acuerdo a las mediciones realizadas de los distintos parámetros considerados sobre el medio preparado, la características del afluente de las columnas se muestran en la Tabla 4.1. Los valores tabulados se encuentran dentro de los límites establecidos por Kadewa (2010) para aguas grises originadas en los baños. Se destaca además que en promedio la DQO soluble presente en el agua gris sintética preparada representó alrededor del 80% de la DQO total presente.

La receta de Arunbabu et al. (2015) no es la misma receta utilizada en la operación de las columnas, no obstante, la modificación en la concentración de Bicarbonato de Sodio no debiera afectar las concentraciones de DQO total y nutrientes. Al comparar estos parámetros se observa que de acuerdo a la Tabla 2.4, la concentración de DQO total resultó ser similar. Para el caso del NO_3^- -N, éste parámetro resultó con una concentración un poco mayor en el agua gris sintética ocupada en los experimentos. En el caso del PO_4^{3-} -P, la concentración en la receta ocupada finalmente, resultó ser casi cuatro veces mayor a la obtenida por Arunbabu et al. (2015). No se lograron identificar posibles errores experimentales en la preparación del agua gris, ya que se fue bastante riguroso en el uso de la pesa electrónica y la mezcla y homogeneización de las muestras de afluente.

Tabla 4.1: Caracterización de parámetros físico-químicos del medio de agua gris sintético afluente a las columnas de humedales.

Afluente	pH	EC[uS/cm]	Turbiedad[NTU]	DQO total[mg/L]	DQO soluble[mg/L]	SST[mg/L]	Nitrato[mg/L]	Fosfato[mg/L]
Promedio	7,1	277,8	15,4	477,8	380,4	95,9	7,1	19,9
Desviación estándar	0,4	37,6	8,3	70,3	38,7	5,2	0,8	2,6

La desviación estándar del pH, turbiedad, EC, DQO total y soluble se calcularon en base a 12 muestras de afluente (cada una asociada a un ciclo experimental diferente). En el caso de los nutrientes se calculó a partir de 3 muestras de afluente y para los SST se calculó en base a 2 muestras.

4.2 Estudio de la remoción de DQO

Se realizaron mediciones de DQO soluble y total sobre las 4 columnas de humedales considerando distintos casos de estudio, con la finalidad de investigar el efecto de la MFC en los humedales construidos en la remoción de materia orgánica y la fijación de un potencial inducido a través de un potenciostato en las MFC de los humedales construidos.

4.2.1 Funcionamiento de columnas de humedales durante ciclos largos de medición de DQO

Luego de la etapa de start-up e inoculación se llevaron a cabo los ciclos 5 y 6, los cuales tuvieron una duración de 16 y 12 días respectivamente. Durante estos ciclos se realizaron mediciones en días intermedios de pH y DQO soluble. Para un mejor análisis de los datos recopilados, los puntos en las gráficas se calcularon como el promedio de las columnas con la MFC funcionando (columnas B y D) y el promedio de las columnas sin la MFC funcionando (columnas A y C). Considerando que los valores obtenidos en días intermedios, fueron determinados a través de 3 puertos de muestreo (ánodo, zona intermedia y cátodo), las gráficas muestran el valor promedio entre estas mediciones para cada columna. La Figuras 4.1 y 4.2 muestran el cambio del valor del pH en el tiempo para cada ciclo, para las columnas con y sin MFC. Las barras de error se calcularon con desviación estándar de 6 muestras (3 puertos de muestreo y 2 columnas para cada caso a comparar).

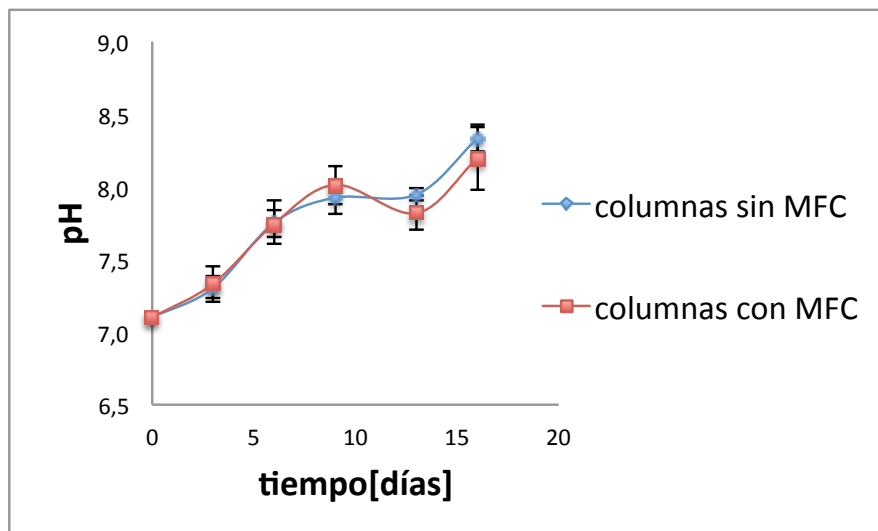


Figura 4.1: Nivel de pH durante ciclo 5 para columnas con y sin MFC.

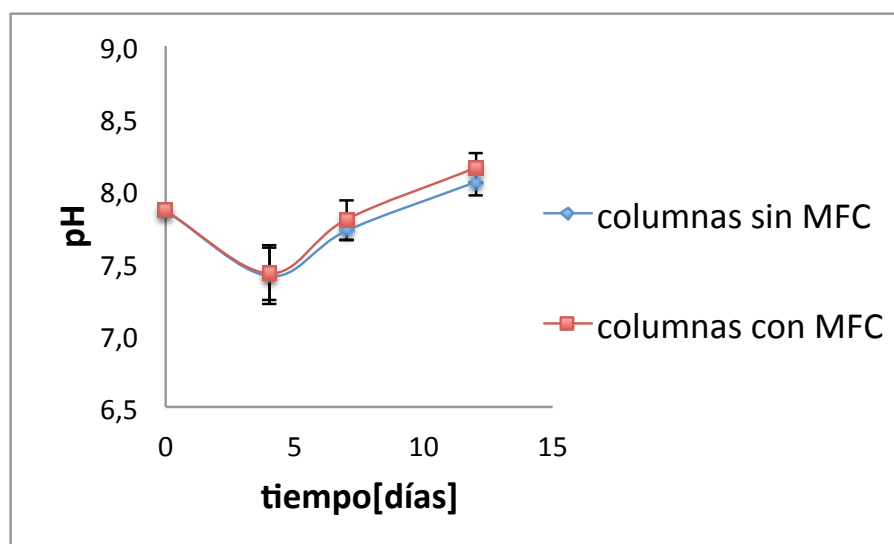


Figura 4.2: Nivel de pH durante ciclo 6 para columnas con y sin MFC.

De acuerdo a las gráficas anteriores, se observa que el valor del pH se mantuvo en el rango entre 7 y 8,5 durante la operación de ambos ciclos experimentales. Esto significa que el medio presentaba condiciones cercanas al pH neutro, lo cual favorece el crecimiento y actividad de microorganismos a lo largo de las columnas de humedales (Arunbabu et al., 2015).

De la misma forma se elaboraron gráficas para cada ciclo, para estudiar la remoción de DQO soluble en función del tiempo. La Figura 4.3 y 4.4, muestra el porcentaje de DQO soluble presente en el tiempo, para las columnas con y sin MFC. Las barras de error se elaboraron con desviación estándar de 6 muestras de efluente en días intermedios y final de cada ciclo.

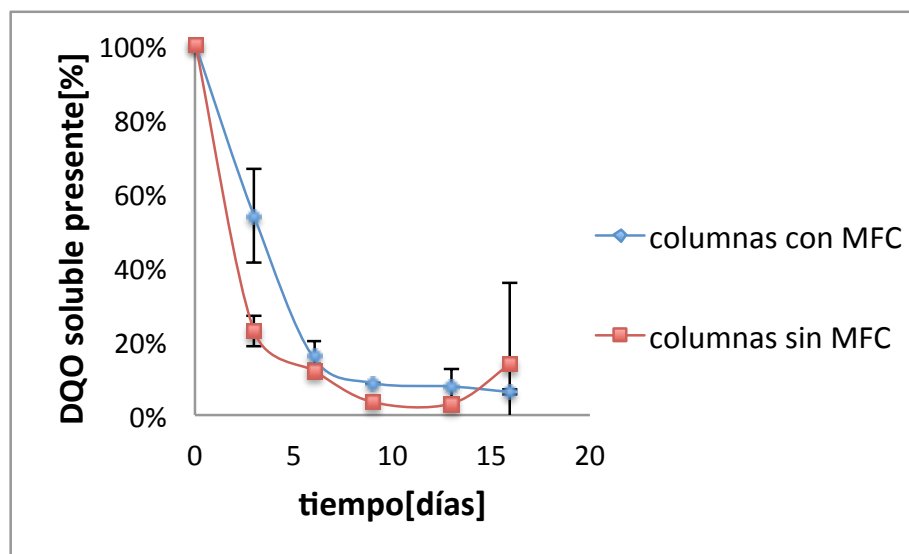


Figura 4.3: Porcentaje de DQO soluble presente en columnas con y sin MFC durante ciclo 5.

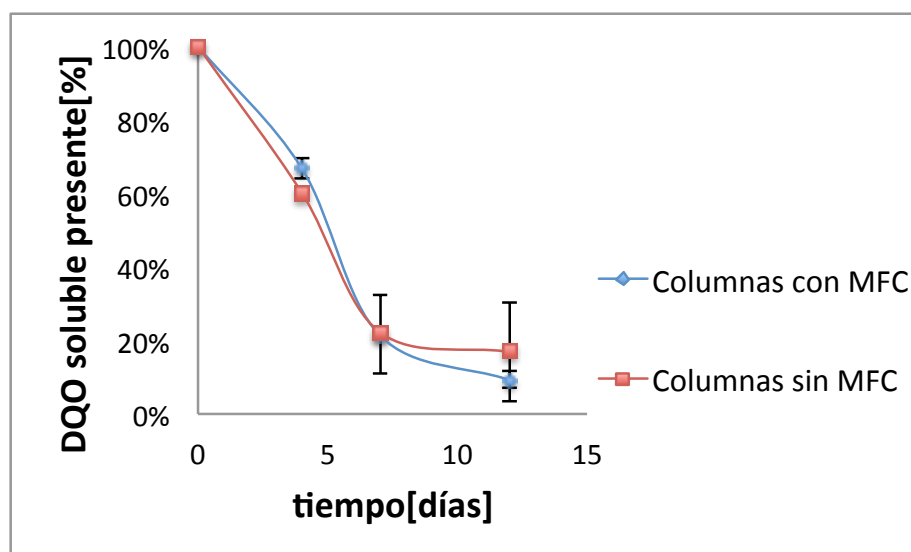


Figura 4.4: Porcentaje de DQO soluble presente en columnas con y sin MFC durante ciclo 6.

De la Figura 4.3 se observa que las columnas que no mantuvieron en funcionamiento la MFC, alcanzaron antes niveles de remoción de DQO soluble significativos (cerca al 80% correspondiente a una concentración cercana a 80 mg/L de DQO soluble). Sin embargo, de acuerdo a la Figura 4.4 el comportamiento de ambos tipos de columnas fue similar. Además se aprecia que luego de una semana de operación, se ha removido gran parte de la DQO soluble ingresada en el afluente.

La Figura 4.5 y 4.6 muestran la remoción final obtenida por parte de las columnas con y sin MFC para los ciclos 5 y 6. De acuerdo a estas gráficas, se aprecia que en las columnas con presencia de la MFC no mejora la remoción de materia orgánica de los humedales construidos. Además se aprecia que a los 12 y 16 días, se remueve alrededor del 80% (concentración en efluente cercano a 90 mg/L) y sobre 90% de la DQO total (concentración en efluente cercano a 45 mg/L) respectivamente, en todas las columnas. De la Figura 4.6 se estima que a los 12 días todas las columnas han depurado en promedio un 85% de DQO soluble y para los 16 días, su totalidad. Las barras de error con desviación estándar se calcularon a partir de 2 muestras de efluente para cada columna graficada.

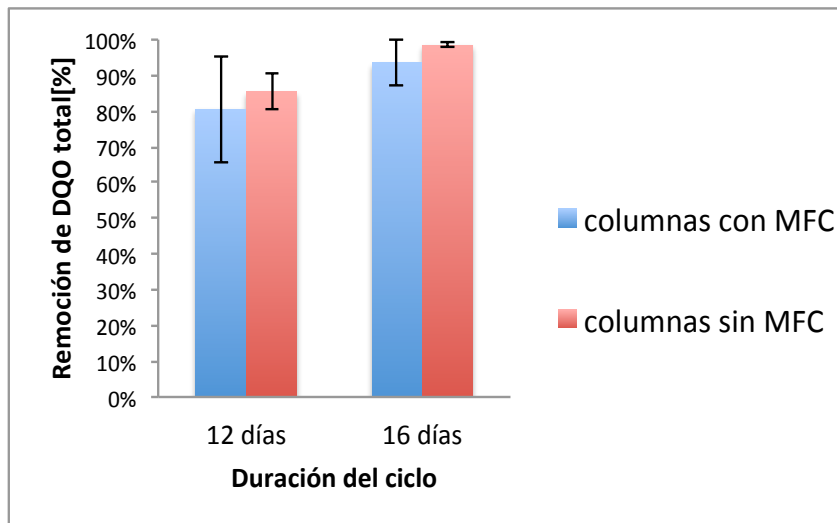


Figura 4.5: Remoción de DQO total a 12 y 16 días, en columnas con y sin MFC.

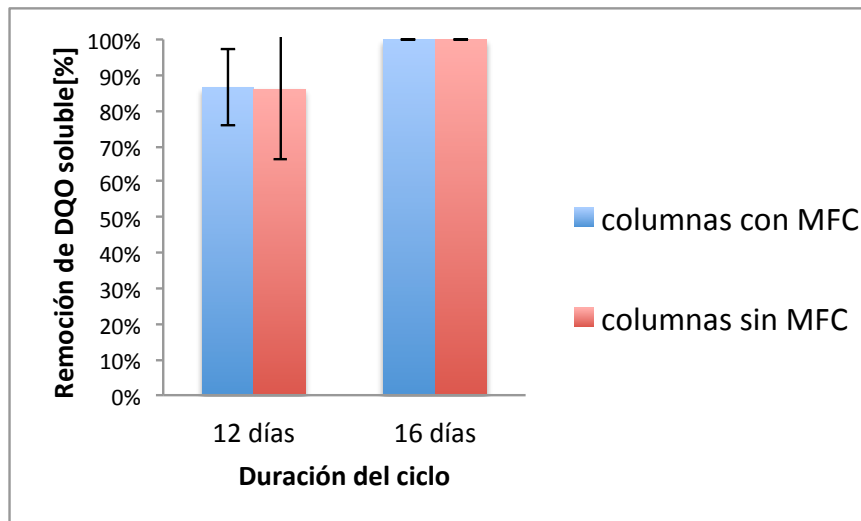


Figura 4.6: Remoción de DQO soluble a 12 y 16 días en columnas con y sin MFC.

4.2.2 Funcionamiento de columnas de humedales con potencial inducido a través de un potencióstato

Durante la realización de los ciclos experimentales, se procedió a desarrollar una etapa de trabajo de las columnas de humedales con las MFC conectadas a un potencióstato. Esto significa que para las columnas que mantuvieron en funcionamiento la MFC, se les fijó un determinado potencial electroquímico (-0,15 V v/s SHE) en el ánodo. Según los antecedentes bibliográficos, la fijación de este potencial sobre las columnas de humedales debería estimular el crecimiento de microorganismos electroquímicamente activos de la especie *Geobacter* y por tanto, se esperaría que un mayor número de electrones procedentes de la DQO se transformaran en electricidad en vez de biomasa.

En la Figura 4.7 y 4.8 se esquematiza la remoción de DQO total y soluble, respectivamente. Las barras de error con desviación estándar para cada columna se construyeron a partir de 6 muestras de efluente (promedio de 3 ciclos y 2 columnas). Se observa que los niveles de remoción de DQO total a 2 días de iniciado el ciclo experimental, son cercanos al 60% en ambos tipos de columna (concentración en efluente alrededor de 175 mg/L). En el caso de la DQO soluble, la remoción alcanza un valor cercano al 70% en ambos casos. A pesar que se estableció un potencial redox en el ánodo de las columnas con la MFC, los valores de remoción de DQO total y soluble fueron similares. Esto indica que la presencia de los electrodos ánodo y cátodo como aceptor y donador de electrones respectivamente, no implica una mejora significativa del tratamiento de materia orgánica en los humedales construidos.

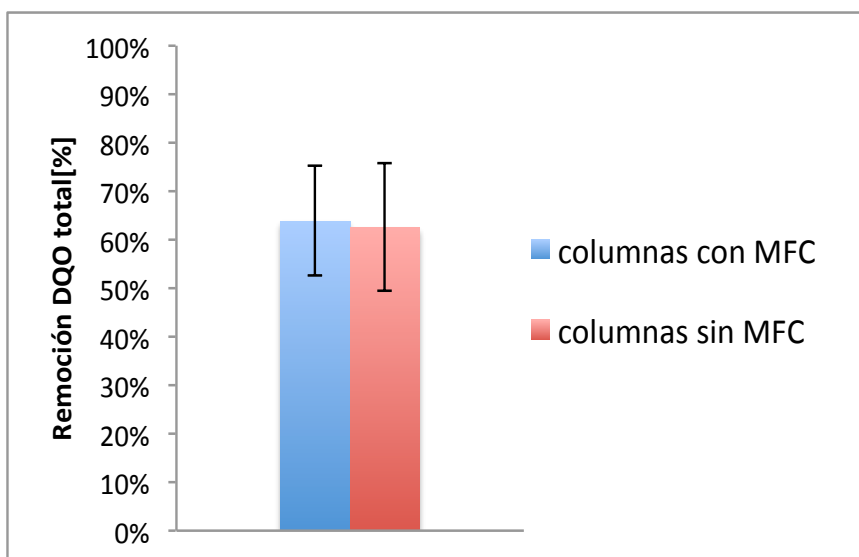


Figura 4.7: Remoción de DQO total después de 2 días en columnas con y sin MFC, con MFC con fijación de potencial a través de potenciostato.

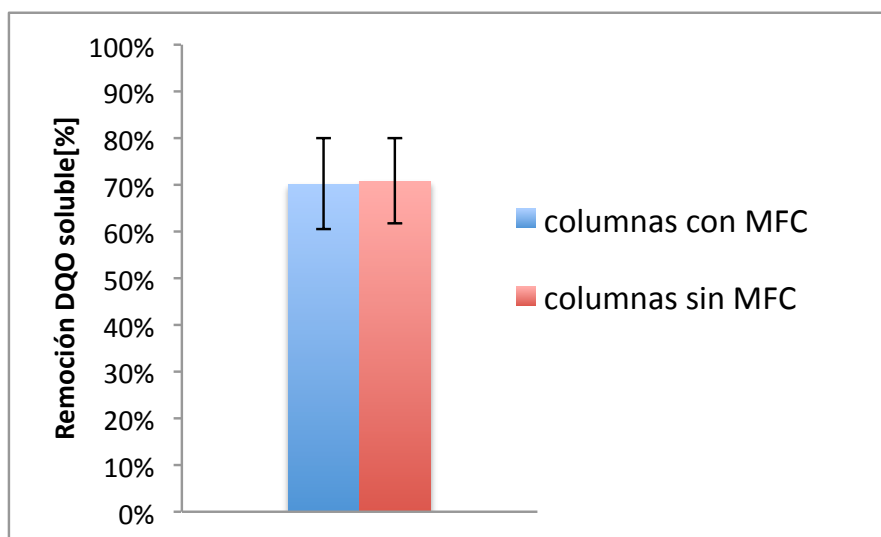


Figura 4.8: Remoción de DQO soluble después de 2 días en columnas con y sin MFC, con MFC con fijación de potencial a través de potenciostato.

4.2.3 Comparación de funcionamiento de columnas de humedales antes y después de etapa de MFC con un potencial inducido a través de un potenciostato

La Figura 4.9 muestra los niveles de DQO soluble removidos por las columnas de humedales, antes y después de la etapa experimental en que se utilizó un potenciostato para favorecer el crecimiento de bacterias electroquímicamente activas. Como se observa en este gráfico, antes de la etapa con potenciostato, las columnas de humedales con MFC no obtuvieron un mejor resultado sobre la remoción de DQO soluble frente a las columnas de humedales sin MFC. Luego de esta etapa, a pesar que las columnas con MFC aumentaron su nivel de remoción, los valores obtenidos entre las columnas con MFC respecto al control (sin MFC en funcionamiento) no resultaron ser superiores. Al efectuar esta comparación se visualiza que la incorporación de una MFC no reduce la remoción de materia orgánica en el humedal construido, para el diseño construido y operado. Las barras de error con desviación estándar de la Figura 4.9 se obtuvieron de 2 muestras para la etapa de antes de uso de potenciostato (1 ciclo, 2 columnas) y con 6 muestras para la etapa posterior (3 ciclos, 2 columnas).

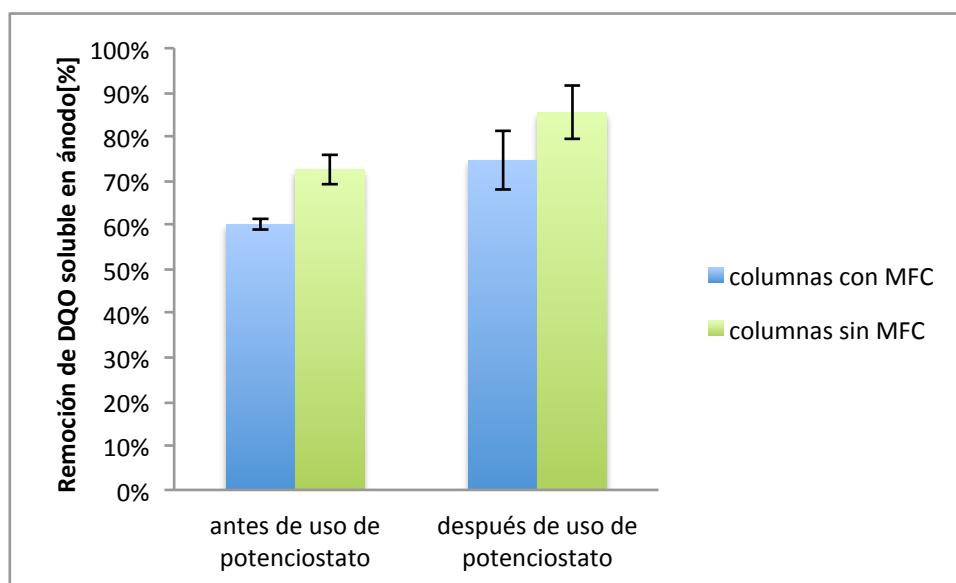


Figura 4.9: Remoción de DQO soluble después de 3 días de iniciado el ciclo, antes y después de etapa con un potencial inducido a través de un potenciostato, en ánodo de columnas con y sin MFC.

4.2.4 Funcionamiento de humedales después de etapa de MFC con un potencial inducido a través de un potencióstato.

Durante la última etapa experimental, se llevaron a cabo ciclos experimentales de una semana. Para esta etapa, una de las columnas con MFC (columna D) experimentó la muerte de las plantas macrófitas insertas en la columna. Dado que Tanner (2001) y Carballeira et al. (2016) consideran que las plantas no influyen en la remoción de materia orgánica, se mantuvo la columna D dentro del cálculo de niveles de remoción de DQO total y soluble por parte de las columnas con MFC. Por otro lado, esto ocurrió en la última etapa de la investigación y se prefirió no considerar un tercer caso de estudio, pues confundiría más al lector y el objetivo de los experimentos no era estudiar el rol de las plantas macrófitas.

Como se observa en las Figuras 4.10, a 1 semana de iniciado el ciclo experimental en las columnas de humedales, los niveles de DQO total se redujeron cerca de un 60% (concentración en el efluente alrededor de 175 mg/L). En base a las Figuras 4.10 y 4.11 se corrobora la idea que la MFC no implica una mejora en el tratamiento de materia orgánica sobre el desempeño del humedal construido. Las barras de error se estimaron a partir de la desviación estándar entre 4 muestras de efluente después de 1 semana de operación.

Considerando la proporción entregada por Kadewa (2010) de COD:DBO₅ equivalente a 1,1:1 para aguas grises generadas en duchas y lavamanos, se puede estimar que a 1 semana de operación de los sistemas de CW-MFC, los niveles de DBO₅ presentes en el efluente son cercanos a 160 mg/L. Estos valores son bastante mayores a los 30 mg/L de DBO₅ exigidos por la normativa australiana para reutilizar aguas grises para riego superficial. Por lo que para un período de tratamiento de 1 semana y de acuerdo a la normativa mencionada, el agua gris tratada por estos sistemas únicamente sería apta para riego subsuperficial.

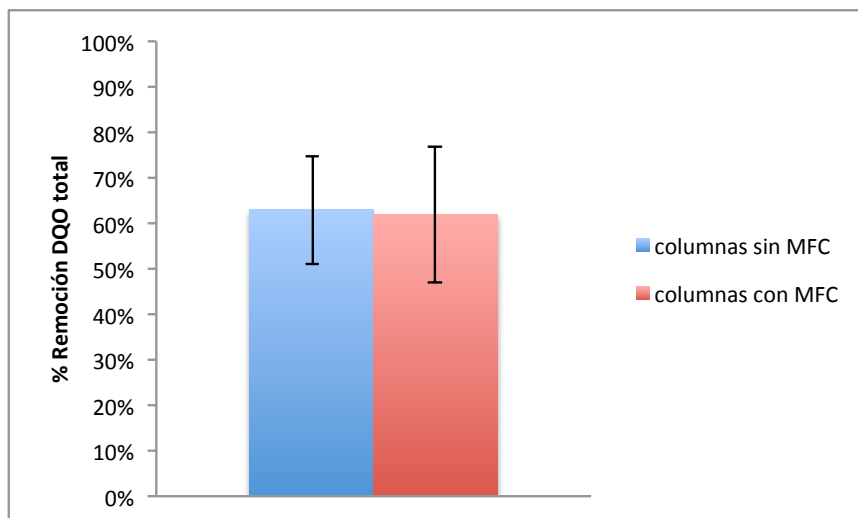


Figura 4.10: Remoción de DQO total después de 1 semana para columnas sin MFC y con MFC.

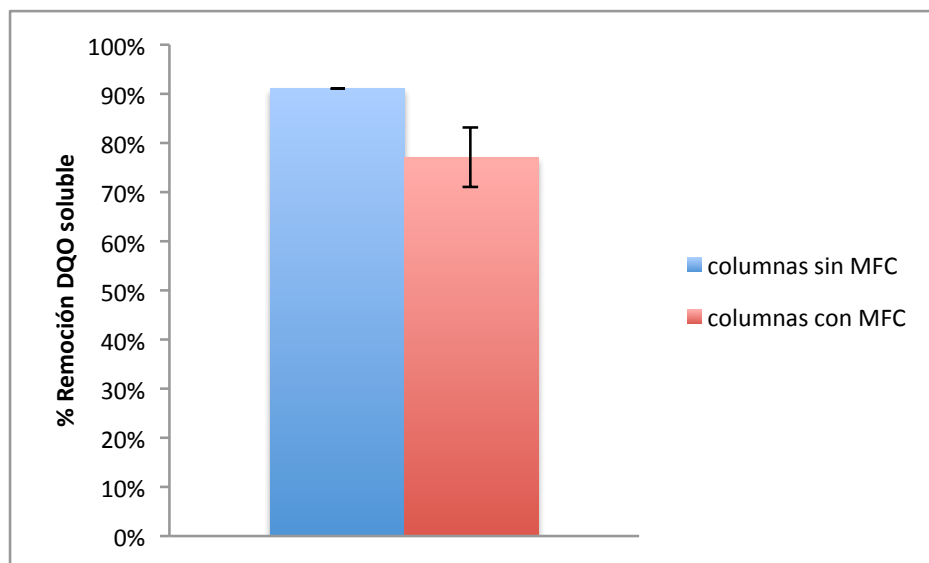


Figura 4.11: Remoción de DQO soluble después de 1 semana para columnas sin MFC y con MFC.

Fang et al. (2013) operó un sistema CW-MFC en modo continuo con un HRT de 3 días. Para la columna con MFC se obtuvo un 85,65% de remoción de DQO total y para la columna sin MFC un 73% de remoción de DQO total, para una DQO total inicial era de 180 mg/L. Oon et al (2016) llegó a la misma conclusión, alcanzando 8% más de remoción de DQO total en circuito cerrado respecto (con MFC) al circuito abierto (sin MFC) considerando una DQO total afluente de 624 mg/L. En ésta investigación se trabajó con sistemas CW-MFC en duplicado (2 columnas para cada caso) llegándose a resultados opuestos a sistemas CW-MFC operados anteriormente, donde se trabajó con 1 sola copia para cada caso. Esto podría explicar la diferencia en los resultados obtenidos.

Tabla 4.2: Volúmenes en litros de electrodos de sistemas de tipo CW-MFC y su participación porcentual en el volumen total del reactor.

Modelo CW-MFC	Volumen Ánodo[Lts]	% del volumen total columna	Volumen Cátodo[Lts]	% del volumen total columna
Fang et al. (2013)	7,1	19	1,8	5
Liu et al. (2013)	7,1	20	1,4	4
Doherty et al. (2015)	2,9	14	2,9	14
Oon et al. (2016)	2,5	13	2,5	13
Araneda (2016)	1,9	21	0,6	7

De acuerdo a la Tabla 4.2, en éste estudio se trabajó con proporciones similares al sistema de Fang et al. (2013). No obstante, el volumen del cátodo construido en éste modelo es entre 3 y 4 veces menor a los diseños operados por Fang et al. (2013) y Oon et al. (2016). Esto podría indicar que las dimensiones del cátodo construido podrían no haber sido las adecuadas como para notar

el efecto positivo de la MFC en el humedal construido. Dicho de otro modo, el cátodo podría haber limitado la transferencia de electrones por la MFC al verse limitada la reducción química a través de éste.

Oon et al. (2016) establece que los sistemas con potenciales redox mayores a 100 mV son considerados aeróbicos, mientras que potenciales menores a -100 mV se encuentran en ambientes anaeróbicos. En la Tabla 4.3 se muestra de manera descriptiva el potencial redox del cátodo desde el 7^{mo} ciclo experimental y acorde a los valores presentados, se deduce que el cátodo presentaba condiciones aeróbicas. Para que una MFC funcione correctamente se requieren de condiciones aeróbicas en la zona del electrodo del cátodo y condiciones anaeróbicas en el electrodo ánodo. Dado que el electrodo cátodo se encontraba en condiciones adecuadas para que la MFC de la columna B pudiese funcionar, es posible que el electrodo ánodo no se haya encontrado en un ambiente anaerobio durante la operación de las columnas y esto podría haber afectado la participación de la MFC en la remoción de materia orgánica.

Tabla 4.3:Potencial redox del cátodo de la columna B desde el ciclo 7.

Ciclo	Conexión a potencióstato	Potencial redox cátodo B v/s Ag/AgCl [mV]	Descripción
Ciclo 7	sí	0-300	inestable
Ciclo 8	sí	0	casi nulo
Ciclo 9	sí	0-670	en aumento constante
Ciclo 10	sí	alrededor de 800	estable
Ciclo 11	sí	alrededor de 890	estable
Ciclo 12	sí	alrededor de 880	estable
Ciclo 13	no	alrededor de 465	estable
Ciclo 14	no	alrededor de 265	estable
Ciclo 15	no	entre 270-420	inestable
Ciclo 16	no	entre 300-430	inestable
Ciclo 17	no	entre 310-440	inestable

4.3 Caracterización físico-química de operación de columnas de humedales

En la última etapa del trabajo experimental, además de medir DQO total y soluble, se realizaron mediciones de pH, CE, turbiedad, SST, NO₃⁻-N y PO₄⁻³-P. La Tabla 4.4 muestra el promedio y desviaciones estándar calculados para cada parámetro, sobre las muestras del afluente y efluente de las columnas con MFC y columnas sin MFC.

Tabla 4.4: Caracterización fisicoquímica del afluente y efluente de columnas de humedales.

Parámetro	Afluente		Columnas con MFC		Columnas sin MFC	
	Promedio	Desv.est	Promedio	Desv.est	Promedio	Desv.est
Turbiedad[NTU]	12,6	1,7	29,5	12,6	82,3	49,1
EC[uS/cm]	274,7	30,1	349,0	67,2	292,5	63,8
pH	7,0	0,4	6,9	0,3	6,9	0,3
SST[mg/L]	95,7	NE	20,7	5,3	45,1	12,2
DQO total[mg/L]	423,0	28,8	134,8	56,8	126,0	57,3
DQO soluble[mg/L]	352,3	30,0	82,8	20,7	23,0	16,1
Nitrato[mg/L NO ₃ ⁻ -N]	7,1	0,8	0,8	0,5	0,02	0,04
Fosfato[mg/L PO ₄ ³⁻]	19,9	2,6	8,0	0,8	7,1	0,8

NE: No existe.

Para el afluente, las desviaciones estándar de todos los parámetros físico-químicos se obtuvieron a partir de 3 muestras (3 ciclos experimentales). En el caso de los SST no existe desviación estándar, dado que se consideraron solamente las mediciones del afluente del último ciclo experimental. Para los efluentes, se calculó la desviación estándar a partir de 6 muestras (3 ciclos experimentales, 2 columnas). Debido a que los SST, se midieron correctamente en el último ciclo experimental, se consideraron 2 muestras de efluente (2 columnas) para el cálculo de la desviación estándar.

4.3.1 Turbiedad

De acuerdo a los resultados obtenidos, los niveles de turbiedad se incrementaron respecto al valor de entrada a las columnas. Esto se explica principalmente por la aparición y crecimiento de algas en todas las columnas usadas durante el desarrollo experimental.

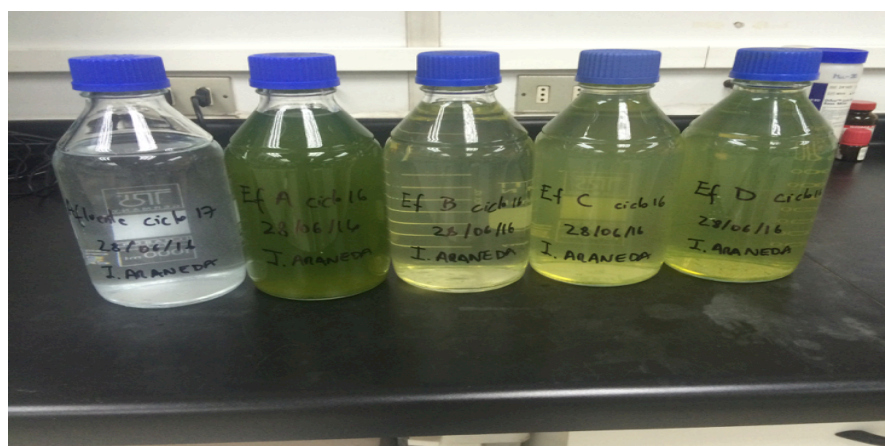


Figura 4.12: Muestras de afluente y efluente de columnas A, B, C, D respectivamente.

Como se visualiza en la Figura 4.12, las muestras de efluente de todas las columnas presentan un color verdoso comparado con el medio de agua gris sintético preparado antes de cada ciclo. Esto indica que se debería haber considerado una envoltura externa alrededor de las columnas para evitar la entrada de luz al humedal y así dificultar el crecimiento de algas.

4.3.2 Nutrientes

Las Figuras 4.13 y 4.14 muestran el desempeño de las columnas de humedales en términos de remoción de nutrientes. Luego de una semana que se mantuvo en contacto el medio de agua gris sintética con el medio de las columnas de humedales, se alcanzaron niveles promedio (promedio entre columnas con MFC y promedio entre columnas sin MFC) mayores al 80% en la remoción de NO_3^- -N en todas las columnas. Como se observa en la Figura 4.13, la columna con mejor desempeño resultó ser la que no contaba con una MFC en funcionamiento. La materia orgánica disponible en el medio (donador de electrones) es utilizada tanto por bacterias exoelectrogénicas (contribuyen a generación de corriente) y bacterias desnitrificadoras (ocupan NO_3^- -N como aceptor de electrones removiéndolo del medio acuoso). Por tanto, esta diferencia se debe a que cuando la MFC está funcionando, el ánodo actúa como un aceptor de electrones (con ayuda de bacterias exoelectrogénicas) que puede competir durante los procesos de degradación anaerobia con el NO_3^- -N (aceptor de electrones). (Sukkasem et al., 2008)

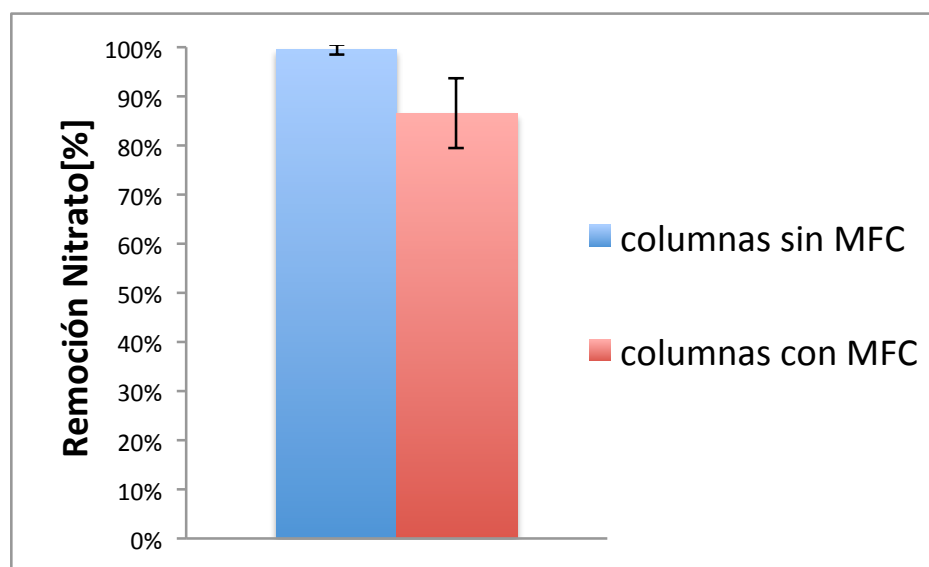


Figura 4.13: Remoción de NO_3^- -N a 1 semana, en columnas sin MFC y con MFC.

Como se visualiza en la Figura 4.14, los niveles de remoción de PO_4^{3-} -P se situaron dentro del 50% y 60% de remoción. Las columnas con MFC promediaron un valor menor a las columnas sin MFC, lo que podría haber sido influenciado por la muerte de las plantas de una de las

columnas con MFC en funcionamiento. Esto podría reflejar que las plantas participan en la remoción de $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$. Gao et al. (2014) establece que mientras las plantas se encuentran en crecimiento asimilan $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ del agua para su desarrollo, acumulando nutrientes en sus raíces. La tasa de asimilación de nutrientes por parte de las plantas depende de su concentración en sus tejidos y de su tasa de crecimiento.

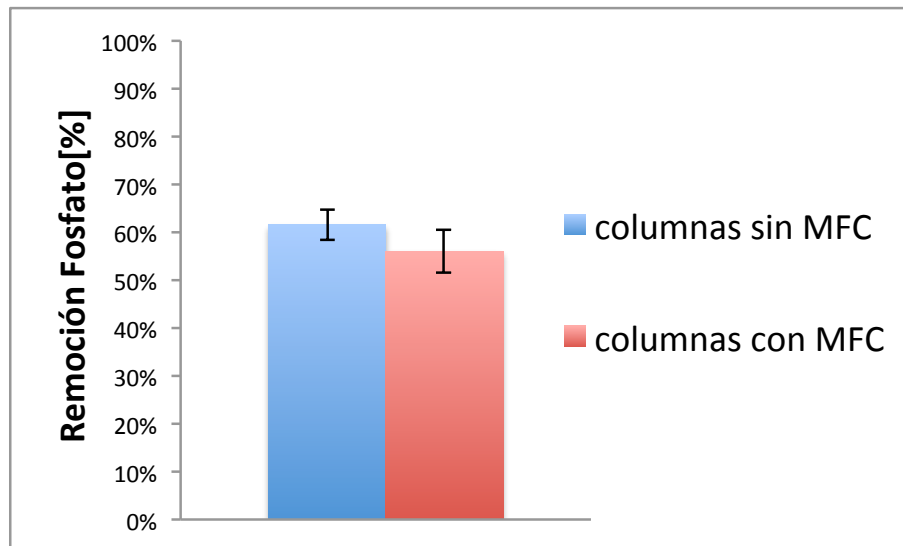


Figura 4.14: Remoción de $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ a 1 semana en columnas sin MFC y con MFC.

Las barras de error de las Figuras 4.13 y 4.14 fueron calculadas a partir de la desviación estándar entre 4 muestras de efluentes obtenidos al final de cada ciclo experimental.

4.4 Generación de Electricidad

Además de estudiar el desempeño de las columnas de humedales como sistema de depuración de agua gris sintética, se estudiaron los niveles de producción de electricidad obtenidos por las columnas con MFC (columna B y D). La Figura 4.15 muestra la potencia máxima generada por las MFC, destacando el caso sin y con un potencial inducido a través de un potenciostato. Se logra distinguir una diferencia notoria entre ambos casos, donde se observa que para el caso sin potenciostato los valores obtenidos por las columnas B y D alcanzaron los 35,5 y 28 mW/m^3 respectivamente. Cuando las columnas CW-MFC se mantuvieron conectadas a un potenciostato, estos valores aumentaron a 767,4 y 671,7 mW/m^3 respectivamente. De acuerdo a la Figura 4.16, el tiempo promedio en que tardó en alcanzarse el máximo en cada ciclo, resultó ser significativamente menor cuando se incluyó el potenciostato en los sistemas CW-MFC. Las barras de error se construyeron a partir de la desviación estándar entre los ciclos que produjeron potencia eléctrica, relacionados a los casos estudiados. La columna B presentó 3 y 5 ciclos con generación de potencia eléctrica para la MFC sin y con un potencial inducido a través de un potenciostato, respectivamente. La columna D presentó 4 y 6 ciclos con generación de potencia eléctrica, para la MFC sin y con potencial inducido a través de un potenciostato, respectivamente.

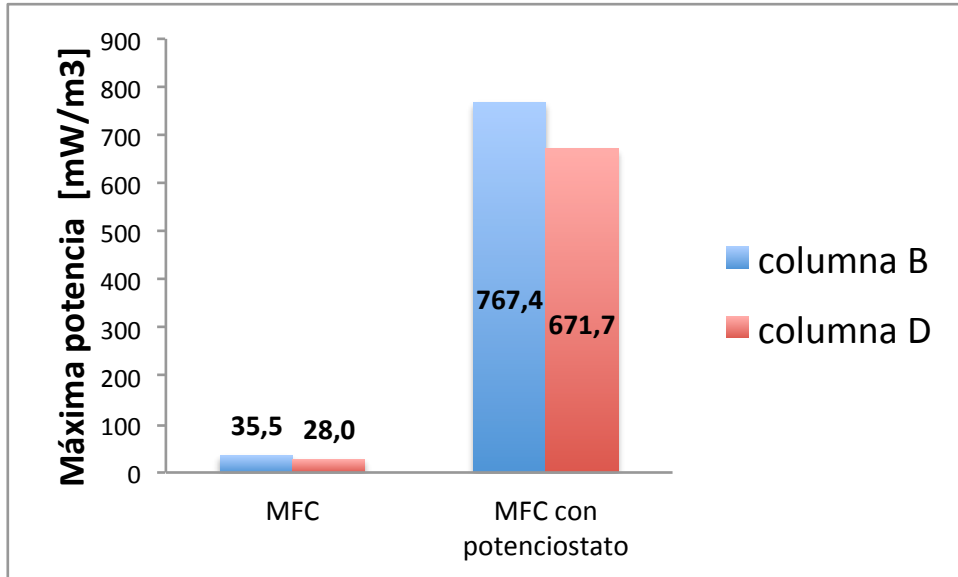


Figura 4.15:Potencia máxima obtenida en las columnas con MFC en cada ciclo.

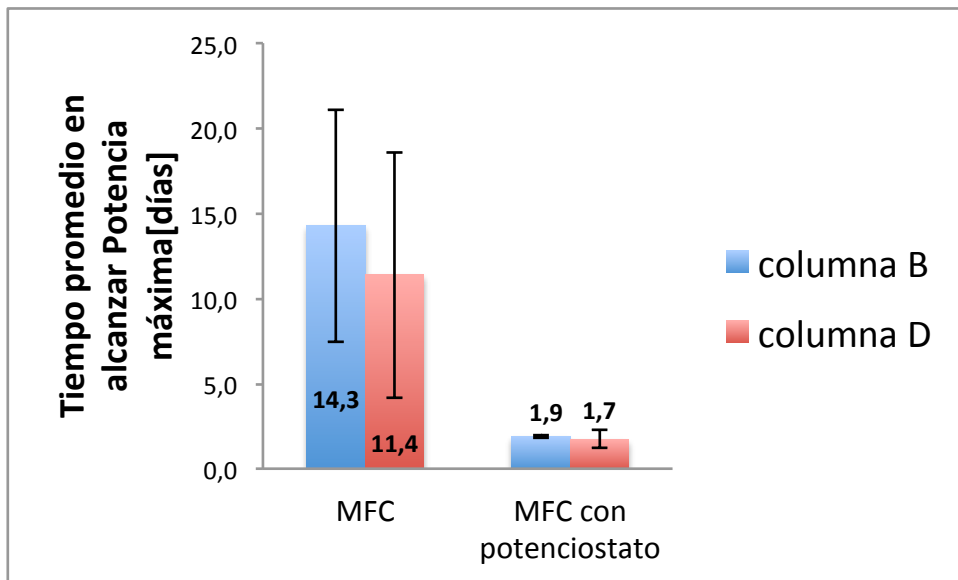


Figura 4.16:Día del ciclo experimental en que se alcanza valor de potencia máxima promedio luego de 17 ciclos.

Como se muestra en la Tabla 4.5, la potencia máxima generada por las MFC (sin potenciostato) de las columnas B y D resultó ser bastante menor a los valores alcanzados por autores que realizaron experiencias similares anteriormente. Esto podría deberse a que la altura de las columnas CW-MFC construidos no resultaron ser lo suficientemente profundas como para evitar la llegada de las raíces de las plantas a la zona del ánodo. Esto podría haber afectado las condiciones anaeróbicas requeridas por este electrodo para el correcto desempeño de las MFC. La Tabla 4.6 muestra los valores de las alturas de las columnas CW-MFC construidas por distintos autores y en todos los casos, estos valores son mayores.

Tabla 4.5: Potencia máxima obtenida en modelos CW-MFC

Referencia	Potencia máxima generada[mW/m ³]
Fang et al. (2013)	302
Doherty et al. (2015)	280
Oon et al. (2016)	93
Araneda (2016)	35
Araneda (2016)	767 (con potenciostato)

Tabla 4.6: Comparación de altura de columnas CW-MFC desarrolladas por distintos autores.

Modelo CW-MFC	Altura de columnas[cm]
Yadav et al. (2012)	62
Fang et al.(2013)	52,5
Liu et al. (2013)	50
Doherty et al. (2015)	70
Oon et al. (2016)	75
Araneda (2016)	32

Cuando las columnas B y D se mantuvieron conectadas a un potenciostato, se observaron notorios cambios en la generación de energía y los niveles de potencia de las columna B y D. Estos valores son bastante elevados al revisar la Tabla 4.5. Los niveles de potencia eléctrica alcanzados en ésta configuración CW-MFC pueden explicarse por el hecho que las MFC se mantuvieron a determinado potencial de reducción en el ánodo y por tanto, se llevaron a cabo reacciones no espontáneas. Esta fijación de un determinado potencial incentivó el crecimiento de microorganismos capaces de transferir electrones hacia el ánodo, lo cual aumento este valor de potencia.

Capítulo 5

5 Conclusiones y perspectivas

5.1. CW-MFC como tratamiento de aguas grises

Las aguas grises representan un recurso importante de agua que puede ser aprovechado para reducir el consumo de agua potable en usos como el riego de áreas verdes, agua de inodoro o lavadoras de ropa. Para ésta investigación, los niveles de remoción de DQO total no resultaron ser suficientes luego de 1 semana de operación de los sistemas CW-MFC. Se obtuvieron concentraciones de efluente de 175 mg/L de DQO total equivalentes a 160 mg/L de DBO₅. Dado que la normativa australiana permite el uso de aguas grises para riego superficial para niveles de DBO₅ menores a 30 mg/L, las aguas grises tratadas sólo serían aptas para uso en riego subsuperficial. Así también, los niveles de turbiedad resultaron ser superiores a los exigidos por las normativas encontradas (sobre 10 NTU). Dado esto, sería conveniente añadir alguna envoltura externa a los sistemas CW-MFC que evite el crecimiento de algas en el medio, de forma de reducir aún más los niveles de turbiedad. En el caso de la medición de SST sólo se consideraron las mediciones del último ciclo, por lo que sería inadecuado concluir respecto al desempeño de los CW-MFC en la remoción de SST.

Aunque los sistemas CW-MFC corresponden a un buen sistema para depurar materia orgánica, sería beneficioso incorporar un pretratamiento que reduzca aún más los niveles de turbiedad, SST y DQO total, de forma de aminorar los impactos sobre el medioambiente y cumplir con las normativas revisadas en relación a usos más restringidos (riego superficial, agua de inodoro).

5.2. Efecto del acople de una MFC a un humedal construido

Esta investigación explora el potencial de integrar la tecnología de la MFC en los humedales construidos como un posible mecanismo favorable en el tratamiento de materia orgánica. Mediante la operación de 4 columnas de humedales en modo batch se demostró que ésta última tecnología no afecta el desempeño de los humedales en la remoción de materia orgánica .

Por otro lado, la incorporación de esta tecnología en los humedales construidos permite aprovechar energéticamente la materia orgánica presente en el agua gris sintética elaborada

generando corriente eléctrica. Dado esto, el acoplamiento de una MFC a un humedal construido tiene un efecto favorable al momento de tratar aguas residuales, al recuperar la energía presente en la materia orgánica para producir energía eléctrica capaz de alimentar dispositivos de tamaño menor como baterías de celular.

5.3. Recomendaciones

Otros parámetros que se incluyen en las regulaciones de reutilización de aguas grises en países avanzados en éste ámbito, corresponde al monitoreo de contaminantes microbiológicos mediante la medición de niveles de coliformes fecales y totales. Por lo que sería recomendable incluir este tipo de mediciones en trabajos futuros, considerando que constituyen un riesgo para la salud humana cuando se reutilizan las aguas grises en el agua de inodoro o riego superficial. Así también, sería valioso estudiar la remoción de surfactantes por parte de los sistemas CW-MFC, tomando en cuenta que es un contaminante que puede afectar la calidad del suelo.

Los datos obtenidos en los experimentos podrían ser complementados con la medición del potencial redox del ánodo durante la operación de nuevos ciclos experimentales o la medición de OD en los distintos puertos de muestreo en las columnas. De tal modo, se tendría una mejor comprensión de lo que está ocurriendo al interior de las columnas CW-MFC construidas. Así también, sería interesante elaborar una caracterización de las comunidades microbianas presentes en las columnas CW-MFC. Esto permitiría determinar cómo cambia la biopelícula en los tratamientos utilizados y en las distintas zonas presentes en las columnas de tipo CW-MFC.

Glosario

Biosensor: dispositivo para la medición de parámetros biológicos o químicos.

CONAMA: Institución del Estado que tiene como misión promover la sustentabilidad ambiental del proceso de desarrollo y coordinar las acciones derivadas de las políticas y estrategias establecidas por el gobierno en materia ambiental.

Microorganismos excoeletrogénicos: microorganismo que tiene la capacidad de transferir electrones extracelularmente.

Microorganismos quimioautótrofos: microorganismos capaces de sintetizar sus propios nutrientes, aprovechando la energía liberada por determinadas reacciones químicas inorgánicas.

Microorganismos quimioheterótrofos: microorganismos que obtienen su fuente de carbono y energía mediante la oxidación de compuestos orgánicos.

Pili: estructuras en forma de pelo que se encuentran en la superficie de las bacterias.

Tiempo de retención hidráulico(HRT): tiempo de permanencia del agua residual en el sistema de tratamiento. Se calcula como el cociente entre el volumen del sistema y el caudal que pasa por él.

Rizósfera: zona de interacción entre las raíces de las plantas y microorganismos del suelo o sustrato en el que se encuentran.

Bibliografía

Aeltermann, P., Rabaey, K., Clauwert, P., & Verstraete, W. (2006). Microbial fuel cells for wastewater treatment. *Water Science & Technology*, 9-15.

Ahn, Y., & Logan, B. (2010). Effectiveness of domestic wastewater treatment using microbial fuel cells at ambient and mesophilic temperatures. *Bioresource Technology*, 469-475.

APHA, Awwa, WEF, 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21st ed. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, Washington, DC, ISBN 978-0875530475.

Arunbabu, V., Antony, I., & Ramasamy, E. (2015). Sustainable greywater management with *Axonopus compressus* (broadleaf carpet grass) planted in sub surface flow constructed wetlands. *Journal of Water Process Engineering*, 7, 153-160.

Carballeira, T., Ruiz, I., & Soto, M. (2016). Effect of plants and surface loading rate on the treatment efficiency of shallow subsurface constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 203-214.

Castro, C. (2014). *The Green Latrine: Development of a large scale microbial fuel cell for the treatment of human waste in developing areas*. (Tesis de Magister, University of Massachusetts, Amherst).

De la Varga, D., Ruiz, I., Álvarez, J., & Soto, M. (2015). Methane and carbon dioxide emissions from constructed wetlands receiving anaerobically pretreated sewage. *Science of the Total Environment*, 824-833.

Doherty, L., Zhao, Y., Zhao, X., & Wang, W. (2015). Nutrient and organics removal from swine slurry with simultaneous electricity generation in an alum sludge-based constructed wetland incorporating microbial fuel cell technology. *Chemical Engineering Journal*, 266, 74-81.

Doherty, L., Zhao, X., Zhao, Y., & Wang, W. (2015). The effects of electrode spacing and flow direction on the performance of microbial fuel cell-constructed wetland. *Ecological Engineering*, 79, 8-14.

Doherty, L., Zhao, Y., Zhao, X., & Hu, Y. (2015). A review of a recently emerged technology: Constructed wetland-microbial fuel cells. *Water Research*, 85, 38-45

EPA (Environmental Protection Agency). 1995. *A Handbook of Constructed Wetlands*. Washington, DC. Recuperado de <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-10/documents/constructed-wetlands-handbook.pdf>

Escapa, A., San Martín, M. I., Mateos, R., & Morán, A. (2015). Scaling-up of membraneless microbial electrolysis cells (MECs) for domestic wastewater treatment: Bottlenecks and limitations. *Bioresource Technology*, 180, 72-78.

Environment Agency. 2010. Greywater for domestic reuse: an information guide. Recuperado de <http://www.sswm.info>

Fang, Z., Song, H., Cang, N., & Li, RX. (2013). Performance of microbial fuel cell coupled constructed wetland system for decolorization of azo dye and bioelectricity generation. *Bioresource Technology*, 144, 165-171.

Franco, M. (2007). *Tratamiento y reutilización de aguas grises con aplicación a caso en Chile*. (Tesis de Pregrado, Universidad de Chile, Santiago de Chile).

Fuchs, V. (2009). Nitrogen removal and sustainability of vertical flow constructed wetlands for small scale wastewater treatment. (Tesis de Magíster, Michigan Technological University, Houghton).

Gao, J., Wang, W., Guo, X., & Zhu, S. (2014). Nutrient removal capability and growth characteristics of *Iris sibirica* in subsurface vertical flow constructed wetlands in winter. *Ecological Engineering*, 351-361.

Gnanaswar, V. (2016). Wastewater treatment in microbial fuel cells-an overview. *Journal of Cleaner Production*, 122, 287-307.

Giresunlu, E., & Beler-Baykal, B. (2015). An appraisal of microbiological indicators for greywater reuse as a priority issue. Proceedings of the 14th International Conference on Environmental Science and Technology. CEST, Rhodes Greece.

Ghaitidak, D., & Yadav, K. (2013). Characteristics and greywater treatment-a review. *Environmental Science Pollution*, 20, 2795-2809.

Hernández, M. (2010). Suelos de humedales como sumideros de carbono y fuentes de metano. *Terra Latinoamericana*, 28, 139-147.

Hollowed, M. (2012). *Free water surface and horizontal subsurface flow constructed wetlands: a comparison of performance in treating domestic graywater*. (Dissertation, Colorado State University, Fort Collins).

Hourlier, F., Masse, A., Jaouen, P., & Lakel, A. (2014). An appraisal of microbiological indicators for greywater reuse as a priority issue. *Environmental Technology*, 31, 215-223.

Jácome, J., Molina, J., Suárez, J., & Mosqueira, G. (2016). Performance of constructed wetland applied for domestic wastewater treatment: Case study at Boimorto (Galicia, Spain). *Ecological Engineering*, 324-329.

Jokerst, A. (2012). Greywater treatment using constructed wetlands. Recuperado de <http://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/P100FSPJ.pdf>

Jurries, D. (2003). Biofilters for storm water discharge pollution removal. Recuperado de <http://www.deq.state.or.us/wq/stormwater/docs/nwr/biofilters.pdf>

- Kadewa, W. (2010). *Small-scale constructed wetland for onsite light grey water treatment and recycling*. (Tesis Doctoral, Cranfield University, Reino Unido).
- Kadlec, R.H., Knight, R.L. 1995. *Treatment Wetlands*. Lewis Publishers, Florida.
- Kadlec, R. Y R. Knight(1996) *Treatment Wetlands*, 2nd ed, Lewis-CRC Press, Boca Raton, Florida
- Kadlec, R., Wallace, S., 2009. *Treatment Wetlands*, 2nd ed. CRC Press, Boca Raton.
- Li, F., Wichmann, K., & Otterpohl, R. (2009). Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses . *Science of the Total Environment*, 407, 3439-3449.
- Liu, H., Ramnarayanan, R., & Logan, B. (2004). Production of electricity during wastewater treatment using a single chamber microbial fuel cell. *Environ. Sci. Technol*, 2281-2285.
- Logan, B., Hamelers, B., Rozendal, R., & Schröder, U. (2006). *Microbial Fuel Cells: Methodology and Technology*. Environmental Science & Technology, 5181-5192.
- Logan, B. (2008). *Microbial Fuel Cells*. Estados Unidos: John Wiley & Sons.
- Logan, B., & Rabaey, K. (2012). Conversion of wastes into bioelectricity and chemicals by using microbial electrochemical technologies. *Science magazine*, 686-690.
- Maimon, A., Friedler, E., & Gross, A. (2014). Parameters affecting greywater quality and its safety for reuse. *Science of the total environment*, 487, 20-25.
- Manual de análisis de agua. (2da ed). (2000). HACH Company: Loveland, Colorado, Estados Unidos.
- Oon, Y., Ong, S., Ho, L., & Wong, Y. (2016). Synergistic effect of up-flow constructed wetland and microbial fuel cell for simultaneous wastewater treatment and energy recovery. *Bioresource Technology*, 203, 190-197.
- Oron, G., Adel, M., Agmon, V., & Friedler, V. (2014). Greywater use in Israel and worldwide: Standards and prospects. *Water Research*, 58, 92-101.
- Piñeyro, M. (2013). *Experiencia piloto con humedales construidos: efectos de la estacionalidad de un ciclo anual en el tratamiento de efluentes de un frigorífico de pescado*. (Tesis de pregrado, Universidad de la República, Montevideo).
- Rabaey, K., & Rozendal, R. (2010). Microbial electrosynthesis-revisiting the electrical route for microbial production. *Nature Reviews Microbiology*, 706-716.
- Saeed, T., & Sun, G. (2011). Enhanced denitrification and organics removal in hybrid wetland columns: Comparative experiments. *Bioresource Technology*, 102, 967-974.

Saeed, T., & Sun, G. (2012). A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of Environmental Management*, 112, 429-448.

Saumya, S., Akansha, S., Rinaldo, J., & Jayasri, M. (2015). Construction and evaluation of prototype subsurface flow wetland planted with *Heliconia angusta* for the treatment of synthetic greywater. *Journal of Cleaner Production*, 91, 235-240.

Shelef, O., Gross A., Rachmilevitch, S. (2013). Role of Plants in a Cosntructed Wetland: Current and New Perspectives. *Water*, 5, 405-419.

Shentan Liu, Hailiang Song, Xianning Li, and Fei Yang, "Power Generation Enhancement by Utilizing Plant Photosynthate in Microbial Fuel Cell Coupled Constructed Wetland System," *International Journal of Photoenergy*, vol. 2013, Article ID 172010, 10 pages, 2013. doi:10.1155/2013/172010

Siggins, A., Burton, V., Ross, C., & Lowe, H. (2016). Effects of long-term greywater disposal on soil: A case study. *Science of the Total Environment*, 557-558, 627-635.

Srivastava, P., Kumar, A., & Kanta, B. (2015). The effects of microbial fuel cell integration into constructed wetland on the performance of constructed wetland. *Bioresource Technology*, 195, 223-230.

Sukkasem, C., Xu, S., Park, S., & Boonsawang, P. (2008). Effect of nitrate on the performance of a single chamber air cathode microbial fuel cells. *Water Research*, 4743-4750.

Sun, H., Xu, S., Zhuang, G., Zhuang, X. (2016). Performance and recent improvement in microbial fuel cells for simultaneous carbón and nitrogen removal: A review. *Journal of the Environmental Sciences*, 39, 242-248.

Tanner, C. C. (2001). Plant as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science and Technology*, 44(11-12), p. 9-18.

Triumph, R. (2012). *Regulatory issues associated with graywater reuse*. (Tesis de Magister, Colorado State University, Fort Collins).

Travis, M., Wiel-Shafran, M., Weisbrod, N., & Adar, E. (2010). Greywater reuse for irrigation: Effect on soil properties. *Science of the total Environment*, 408, 2501-2508.

Tsang, E. (2015). Effectiveness of wastewater treatment for selected contaminants using constructed wetland in mediterranean climates. (Tesis de Magister, University os San Francisco, San Francisco).

Torres, C.,Krajmalnik-Brown, R., Parameswaran, P., & Marcus, A. (2009). Selecting Anode-respiring bacteria based on anode potential: Phylogenetic, electrochemical, and microscopic characterization. *Environmental Science Technology*, 9519-9524.

Vymazal, J. (2010). Constructed Wetlands for Wastewater treatment. *Water*, 2, 530-549.

Wang, S., & Peng, Y. (2010). Natural zeolites as effective adsorbents in water and wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, 11-24.

Weingärtner, D. (2013). Characteristics, Biodegradability and Reuse of some Greywaters. (Tesis de Pregrado, Karlsruher Instituts für Technologie, Karlsruhe).

Wiel-Ahafran, A., Ronen, Z., Weisbrod, N., & Adar, E. (2006). Potential changes in soil properties following irrigation with surfactant-rich greywater. *Ecological Engineering*, 26, 348-354.

Wu, D., Yang, L., Gan, L., & Chen, Q. (2015). Potential of novel wastewater treatment system featuring microbial fuel cell to generate electricity and remove pollutants. *Ecological Engineering*, 84, 624-631.

Wurochekke, A., Harun, N., Saphira, R., & Mohamed, R. (2014). Constructed Wetland of *Lepironia Articulata* for Household Greywater Treatment. *APCBEE Procedia*, 103-109.

Yadav, A., Dash, P., Mohanty, A., & Abbassi, R. (2012). Performance assesmentog innovative constructed wetland-microbial fuel cell for electricity production and dye removal. *Ecological Engineering*, 47, 126-131.

Zhao, Y., Collum, S., Phelan, M., & Goodbody, T. (2013). Preliminary investigation of constructed wetland incorporating microbial fuel cell: Batch and continuous flow trials . *Chemical Engineering Journal*, 229, 364-370.

Anexos

Anexo A

Características fisicoquímicas del agua gris tratada

Tabla A.0.1: Valores de parámetros físico-químicos de afluente y efluente columnas húmedales ciclo 1.

Start-up	1 ciclo (6 ene-19 ene)					
	Parámetro	pH	EC[uS/cm]	Turbiedad[NTU]	DQO[mg/L]	Reducción DQO
Muestra	Afluente	6,26	281	3,71	488	
	Efluente Columna A	7,45	823	25,6	78	84%
	Efluente Columna B	7,53	733	43	376	23%
	Efluente Columna C	7,51	651	11,5	52	89%
	Efluente Columna D	7,49	657	10,6	28	94%

Tabla A.0.2: Valores de parámetros físico-químicos de afluente y efluente columnas húmedales ciclo 2

Start-up	2 ciclo (19 ene-27 ene)					
	Parámetro	pH	EC[uS/cm]	Turbiedad[NTU]	DQO[mg/L]	Reducción DQO
Muestra	Afluente	7,53	363	36	612	
	Efluente Columna A	7,31	430	16,1	145	76%
	Efluente Columna B	7,27	482	26,7	193	68%
	Efluente Columna C	7,46	441	10,2	81	87%
	Efluente Columna D	7,43	419	6,08	83	86%

Tabla A.0.3: Valores de parámetros físico-químicos de afluente y efluente columnas húmedales ciclo 3

Start-up	3 ciclo (27 ene-3 feb)					
	Parámetro	pH	EC[uS/cm]	Turbiedad[NTU]	DQO[mg/L]	Reducción DQO
Muestra	Afluente	6,84	311	12,9	613	
	Efluente Columna A	7,25	434	12,1	209	66%
	Efluente Columna B	7,33	436	21,7	194	68%
	Efluente Columna C	7,41	427	9,3	147	76%
	Efluente Columna D	7,4	411	6,24	147	76%

Tabla A.0.4: Valores de parámetros físico-químicos de afluente y efluente columnas humedales ciclo 4.

Start-up	4 ciclo (3 feb-1 mar)					
	Parámetro	pH	EC[uS/cm]	Turbiedad[NTU]	DQO[mg/L]	Reducción DQO
Muestra	Afluente	7,17	287	24,1	429	
	Efluente Columna A	7,61	295	7,32	29	93%
	Efluente Columna B	7,74	276	11,7	50	88%
	Efluente Columna C	7,77	313	6,06	13	97%
	Efluente Columna D	7,82	269	4,19	38	91%

Tabla A.0.5: Valores de parámetros físico-químicos de afluente y efluente columnas humedales ciclo 5.

Ciclo largo	5 ciclo (1 mar-17 mar)							
	Parámetro	pH	EC[uS/cm]	Turbiedad[NTU]	DQO[mg/L]	Reducción DQO	DQO soluble[mg/ l]	Reducción de DQO
Muestra	Afluente total	7,1	285	7,2	496		380	
	Efluente Columna A	7,59	163,4	3,06	4	99%	0	100%
	Efluente Columna B	7,51	173	5,92	55	89%	0	100%
	Efluente Columna C	7,33	174,7	4,22	9	98%	0	100%
	Efluente Columna D	7,15	165,3	7,74	12	98%	0	100%

Tabla A.0.6: Valores de parámetros físico-químicos de afluente y efluente columnas humedales ciclo 6.

Ciclo largo	6 ciclo (17 mar-29 mar)							
	Parámetro	pH	EC[uS/cm]	Turbiedad[NTU]	DQO[mg/L]	Reducción DQO	DQO soluble[mg/ l]	Reducción de DQO
Muestra	Afluente total	7,86	233	13,2	450		362	
	Efluente Columna A	7,65	207	19	50	89%	0	100%
	Efluente Columna B	7,76	214	28,6	134	70%	76	79%
	Efluente Columna C	7,58	216	34	82	82%	101	72%
	Efluente Columna D	7,83	210	27,1	40	91%	21	94%

Tabla A.0.7: Valores de parámetros físico-químicos de afluente y efluente columnas humedales ciclo 7.

Ciclo MEC	7 ciclo (4 abril-6 abril)							
	Parámetro	pH	EC[uS/cm]	Turbiedad[NTU]	DQO[mg/L]	Reducción DQO	DQO soluble[mg/ l]	Reducción de DQO
Muestra	Afluente total	7,12	229	18	453		379	
	Efluente Columna A	7,27	190,6	14,6	107	76%	121	68%
	Efluente Columna B	7,25	188	33,5	135	70%	112	70%
	Efluente Columna C	7,31	185,6	31,6	133	71%	98	74%
	Efluente Columna D	7,57	185,3	26,6	98	78%	68	82%

Tabla A.0.8: Valores de parámetros físico-químicos de afluente y efluente columnas humedales ciclo 8.

Ciclo MEC	8 ciclo (6 abril-8 abril)							
	Parámetro	pH	EC[uS/cm]	Turbiedad[NTU]	DQO[mg/L]	Reducción DQO	DQO soluble[mg/ l]	Reducción de DQO
Muestra	Afluente total	7,26	271	15,9	388		359	
	Efluente Columna A	7,02	211	18,7	177	54%	124	65%
	Efluente Columna B	7,06	212	33,6	193	50%	166	54%
	Efluente Columna C	7,09	219	34,2	229	41%	179	50%
	Efluente Columna D	7,18	213	23,4	155	60%	129	64%

Tabla A.0.9: Valores de parámetros físico-químicos de afluente y efluente columnas humedales ciclo 9.

Ciclo MEC	9 ciclo (13 abril-15 abril)							
	Parámetro	pH	EC[uS/cm]	Turbiedad[NTU]	DQO[mg/L]	Reducción DQO	DQO soluble[mg/ l]	Reducción de DQO
Muestra	Afluente total	7,28	250	16	486		385	
	Efluente Columna A	7,72	290	26,3	140	71%	111	71%
	Efluente Columna B	7,27	271	51,3	230	53%	132	66%
	Efluente Columna C	7,34	263	37	189	61%	126	67%
	Efluente Columna D	7,53	261	27,8	139	71%	176	54%

Tabla A.10: Valores de DQO soluble afluente y efluente en columnas de humedales construidos desde ciclo 11 al ciclo 14.

	Tipo	DQO soluble [mg/L]				
		Afluente	A	B	C	D
Ciclo 11	con Potenciostato	381	347	128	125	119
Ciclo 12	con Potenciostato	364	164	173	175	160
Ciclo 13	con Potenciostato	419	216	245	183	190
Ciclo 14	con Potenciostato	479	191	226	152	188

Tabla A.11: Valores de parámetros físico-químicos de afluente y efluente columnas humedales ciclo 5

	Ciclo 15(Lunes 13 jun-Lunes 20 jun)							
	pH	turbiedad[NTU]	EC[uS/cm]	DQO total[mg/l]	DQO soluble[mg/l]	SST prom	nitrato[mg/l]	fosfato[mg/l]
afluente	7,3	10,8	243	403	387	50,3	7,2	17,5
efluente A	6,5	140	232	187	37	76,5	0	6,1
efluente B	6,4	14,4	410	239	119	21,0	1,7	7,1
efluente C	6,5	40	240	120	34	63,8	0	7,3
efluente D	6,6	36,6	405	119	68	22,8	0,8	8,3

Tabla A.12: Valores de parámetros físico-químicos de afluente y efluente columnas humedales ciclo 6

	Ciclo 16(Lunes 20 jun-Martes 28 jun)							
	pH	turbiedad[NTU]	EC	DQO total[mg/l]	DQO soluble[mg/l]	SST prom	nitrato[mg/l]	fosfato[mg/l]
afluente	6,6	13,1	303	456	335	27,5	7,8	22,6
efluente A	7,1	133	257	117	5	57,8	0	6,2
efluente B	7,1	19,6	277	89	71	20,4	0,5	7,2
efluente C	7,2	38	285	44	0	13,5	0	7,7
efluente D	7,3	38,3	253	100	97	8,9	0,3	8

Tabla A.13: Valores de parámetros físico-químicos de afluente y efluente columnas humedales ciclo 17

	Ciclo 17(Martes 28 Jun-Martes 5 jul)							
	pH	turbiedad[NTU]	EC	DQO total[mg/l]	DQO soluble[mg/l]	SST prom	nitrato[mg/l]	fosfato[mg/l]
afluente	7,1	14	278	410	335	80,0	6,2	19,5
efluente A	7,1	104	355	195	31	36,5	0	7,1
efluente B	7,0	21,8	379	102	72	24,4	0,7	7,7
efluente C	7,3	38,5	386	93	31	53,7	0,1	7,9
efluente D	7,1	46,4	370	160	70	17,0	0,5	9,4

Anexo B

Curvas de voltaje v/s tiempo columnas con MFC

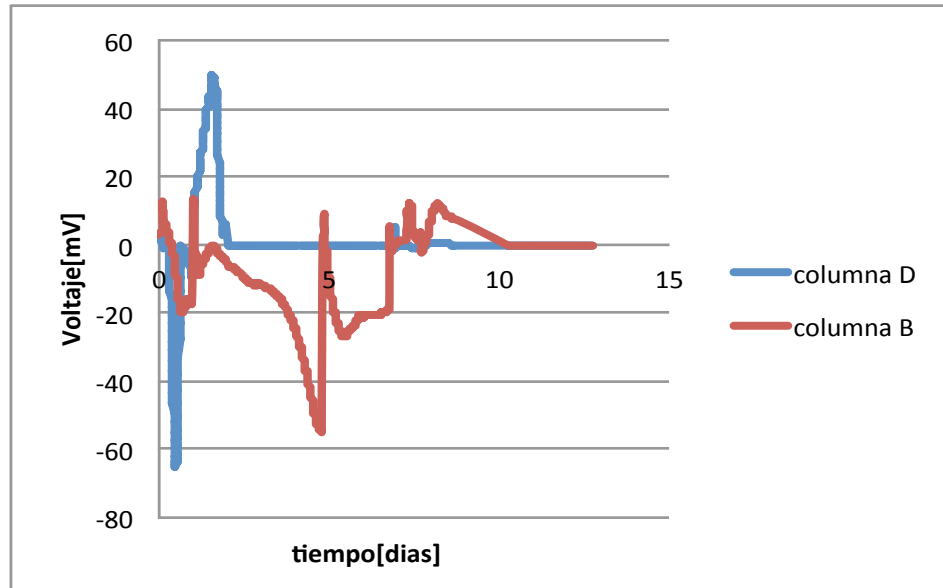


Figura B.0.1: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 1.

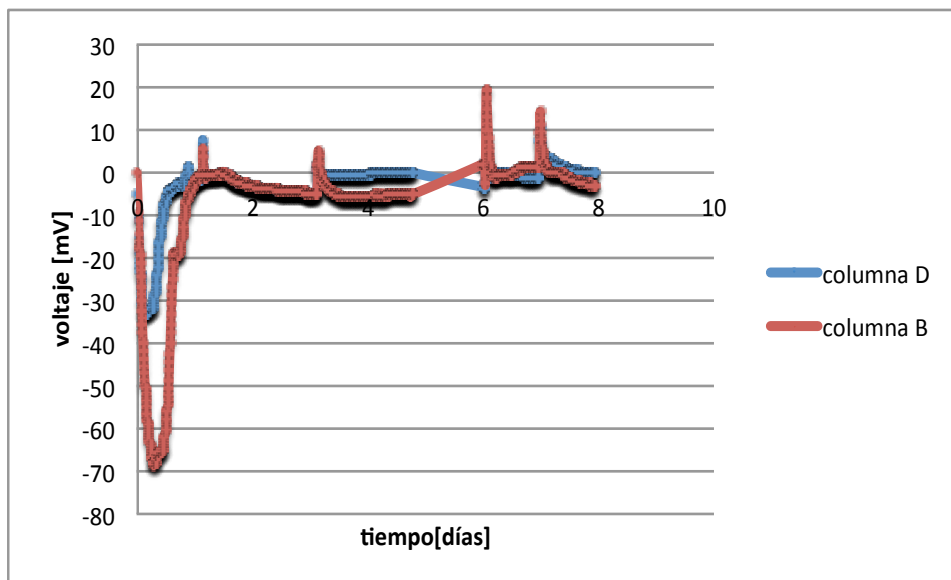


Figura B.0.2: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 2.

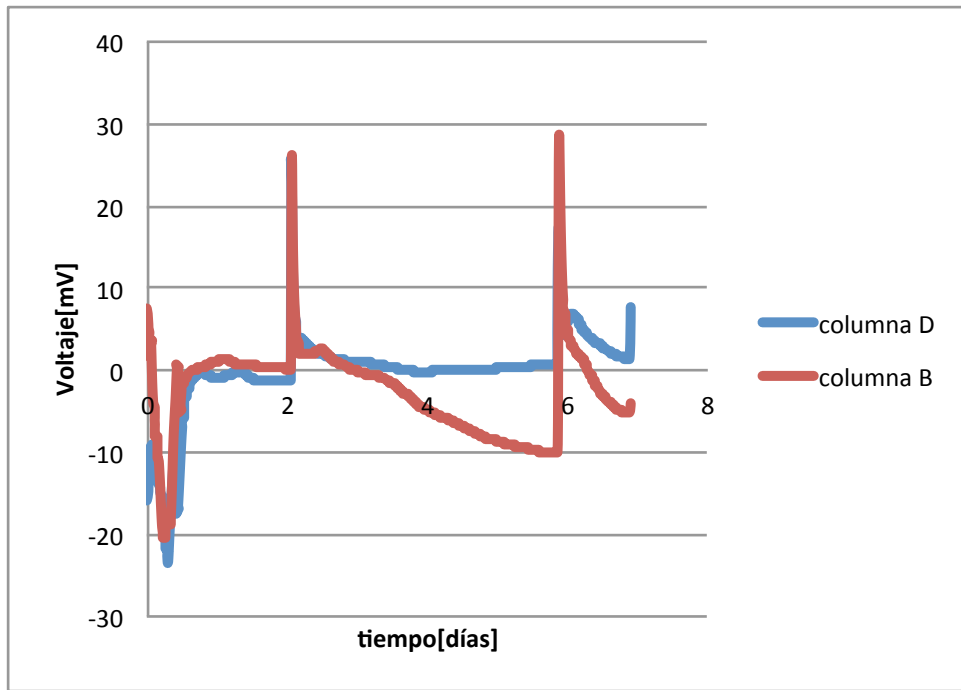


Figura B.0.3: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 3.

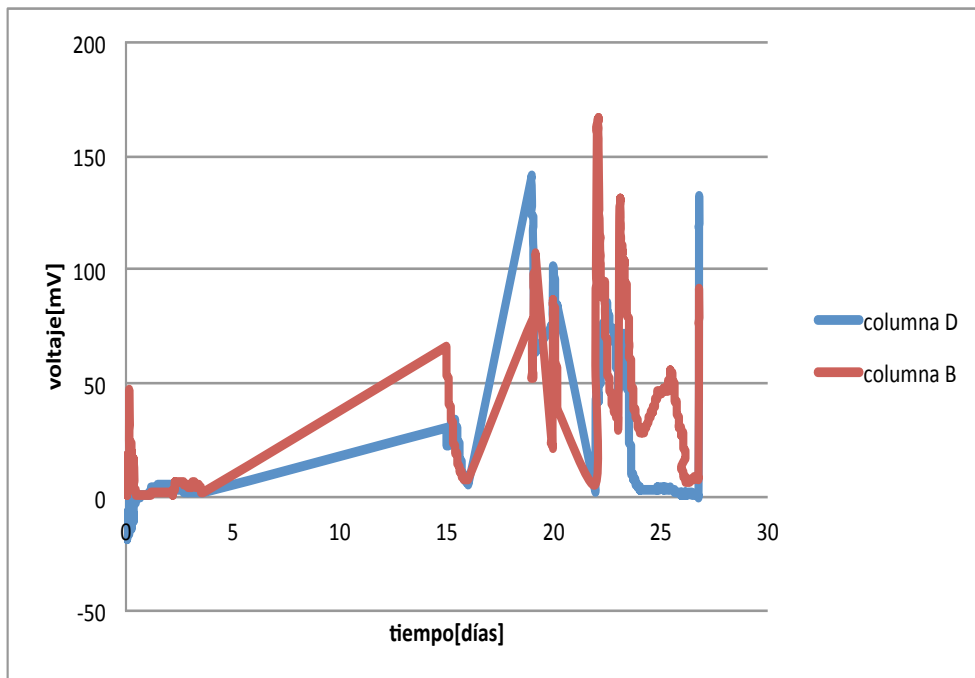


Figura B.0.4: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 4.

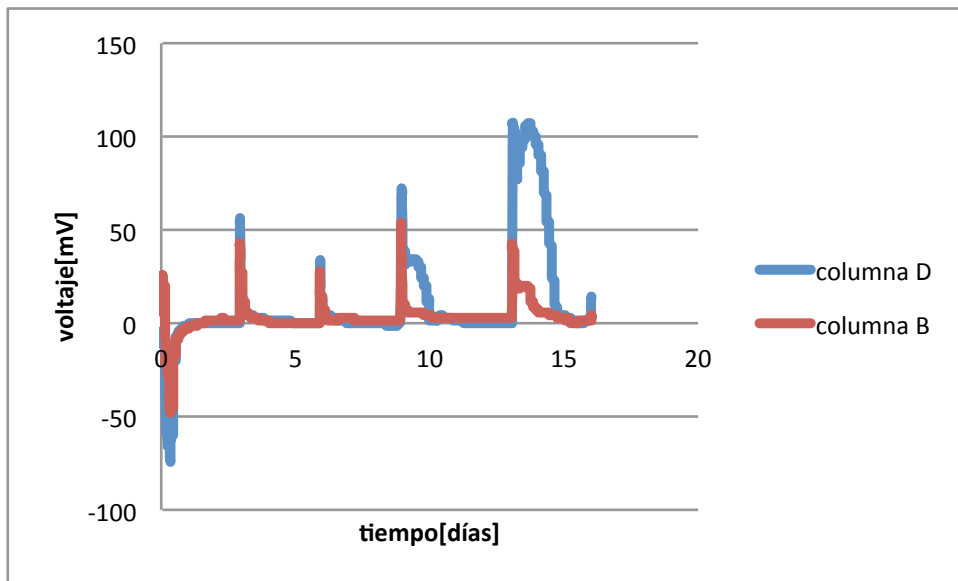


Figura B.0.5: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 5.

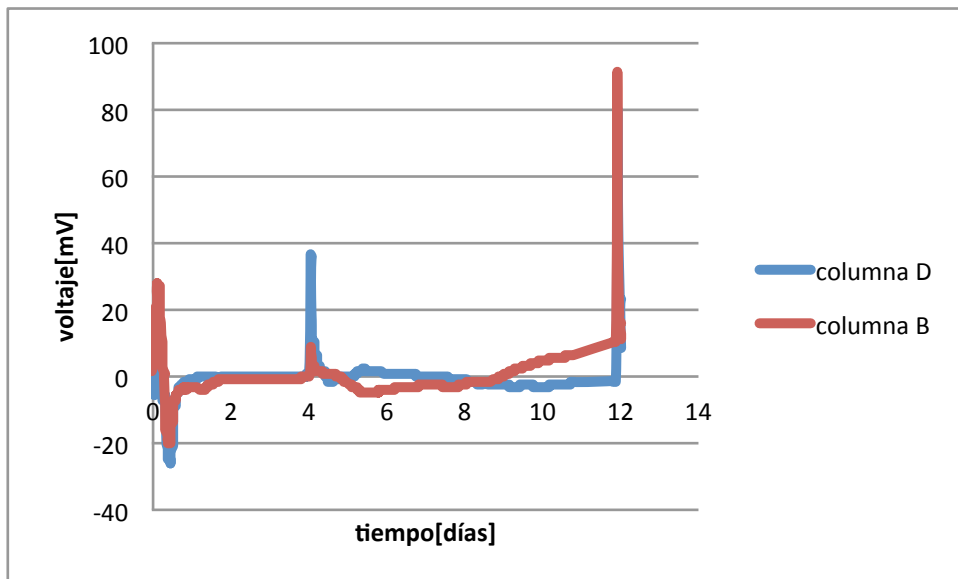


Figura B.0.6: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 6.

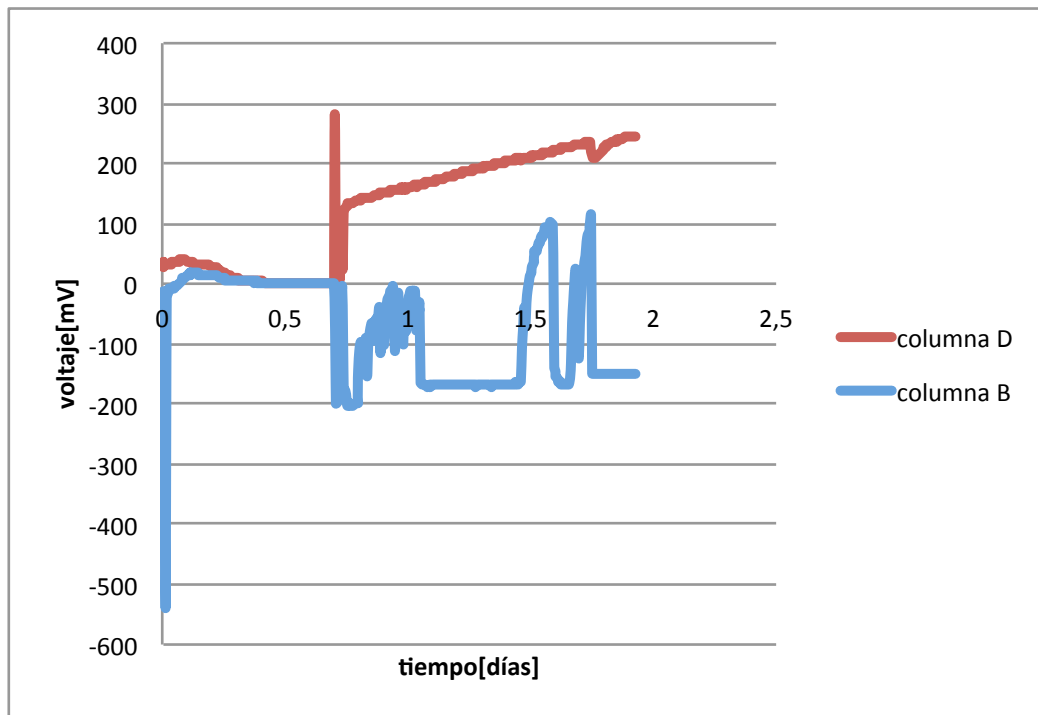


Figura B.0.7: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 7.

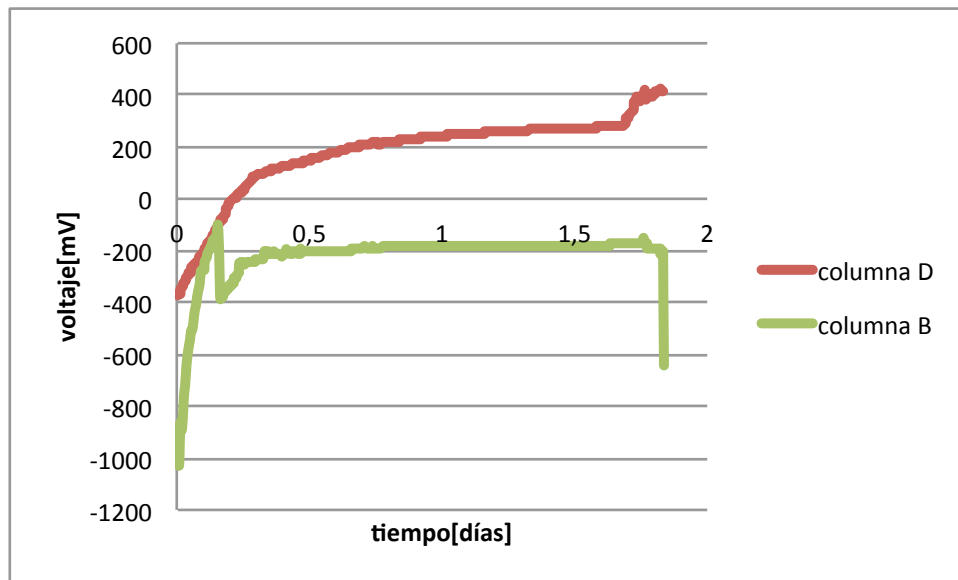


Figura B.0.8: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 8.

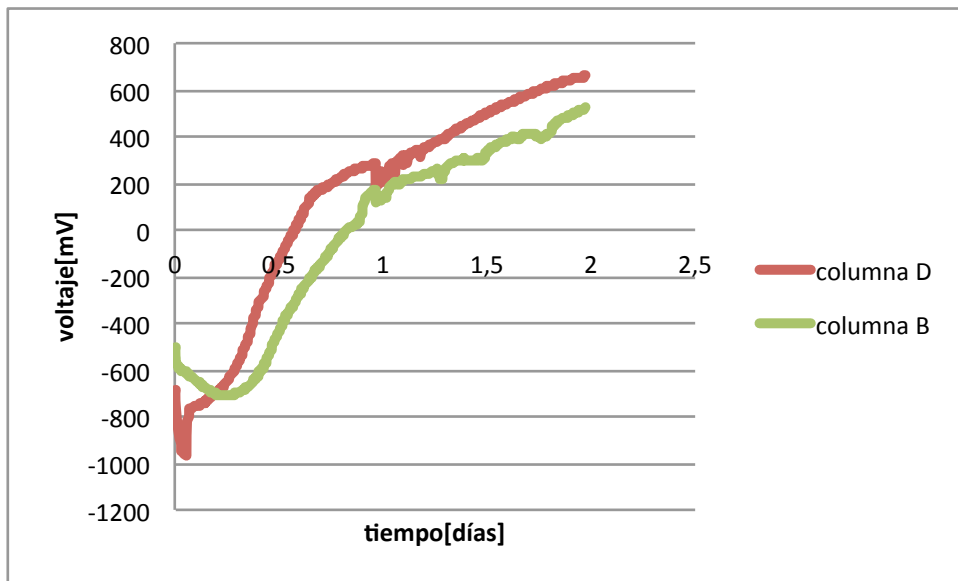


Figura B.0.9: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 9.

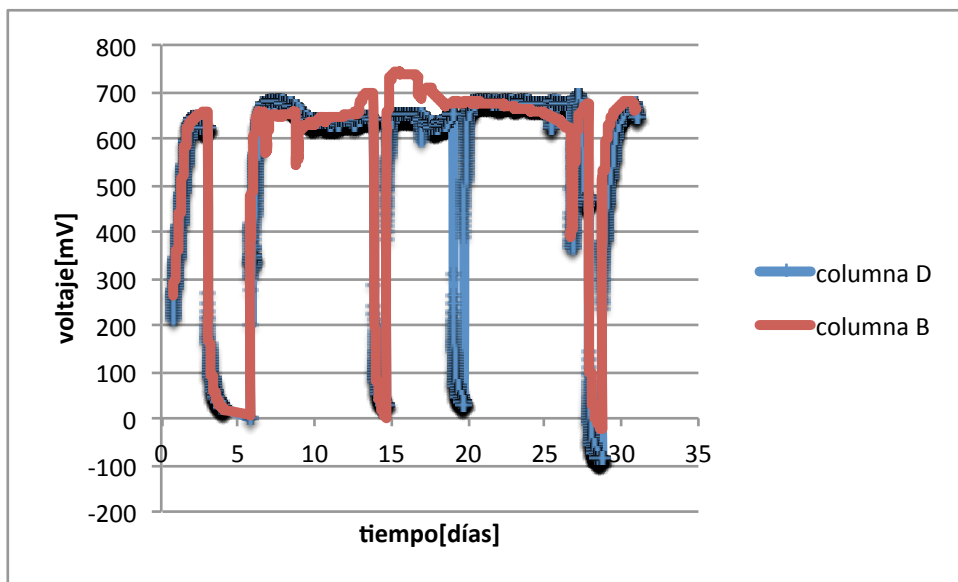


Figura B.0.10: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 10.

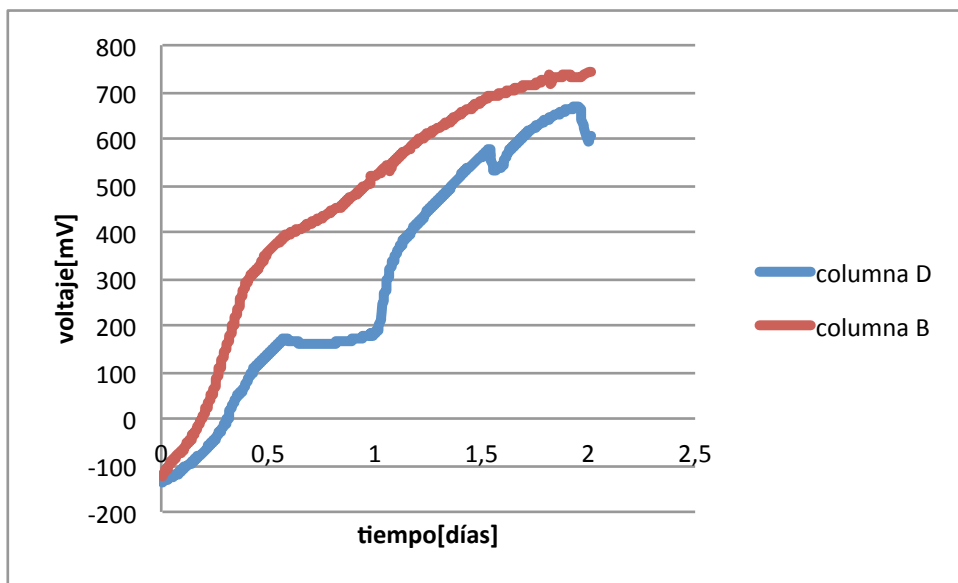


Figura B.0.11: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 11.

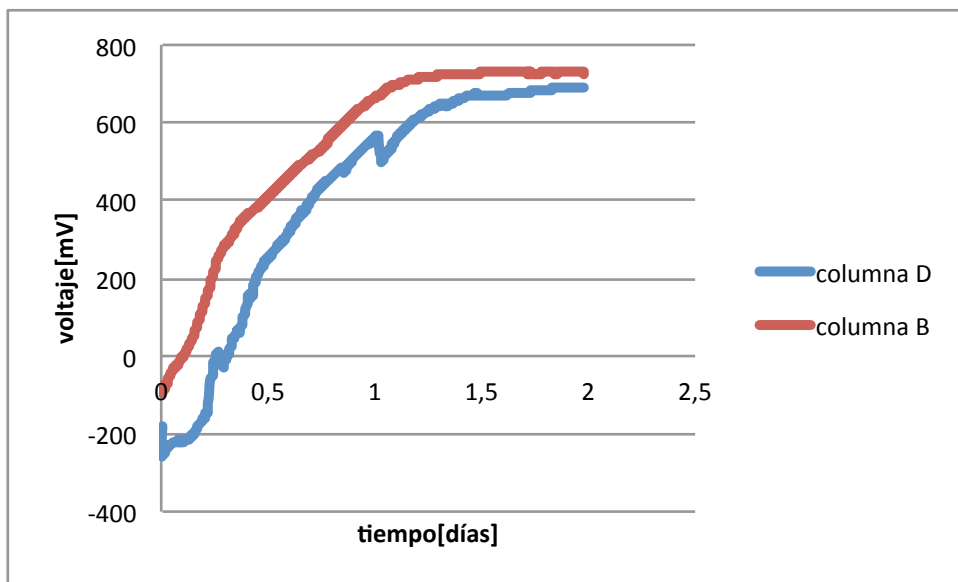


Figura B.0.12: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 12.

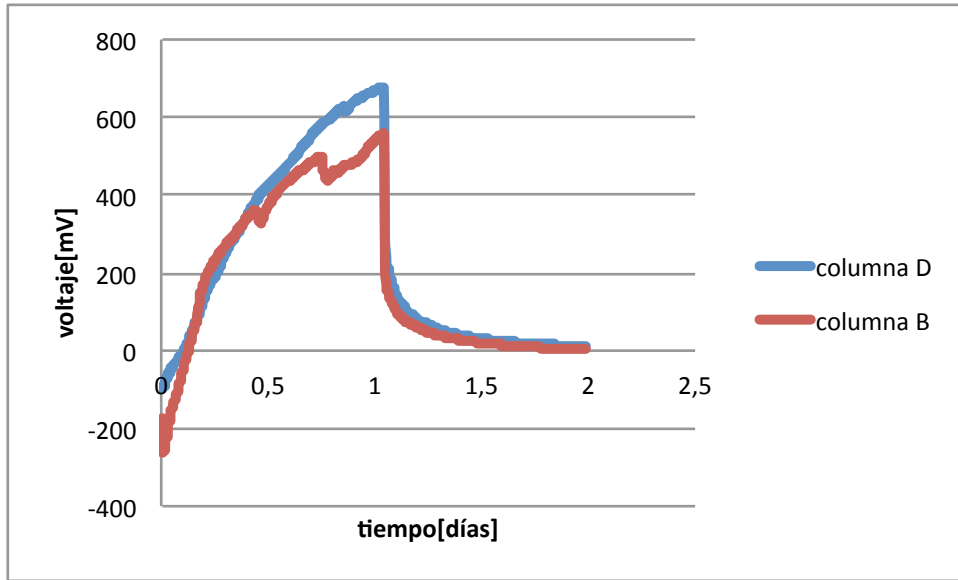


Figura B.0.13: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 13.

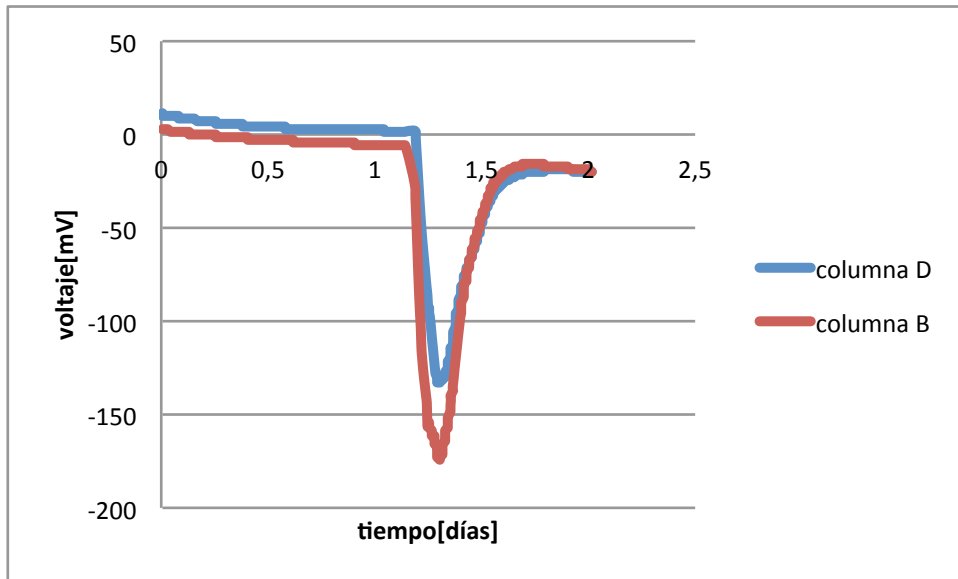


Figura B.0.14: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 14.

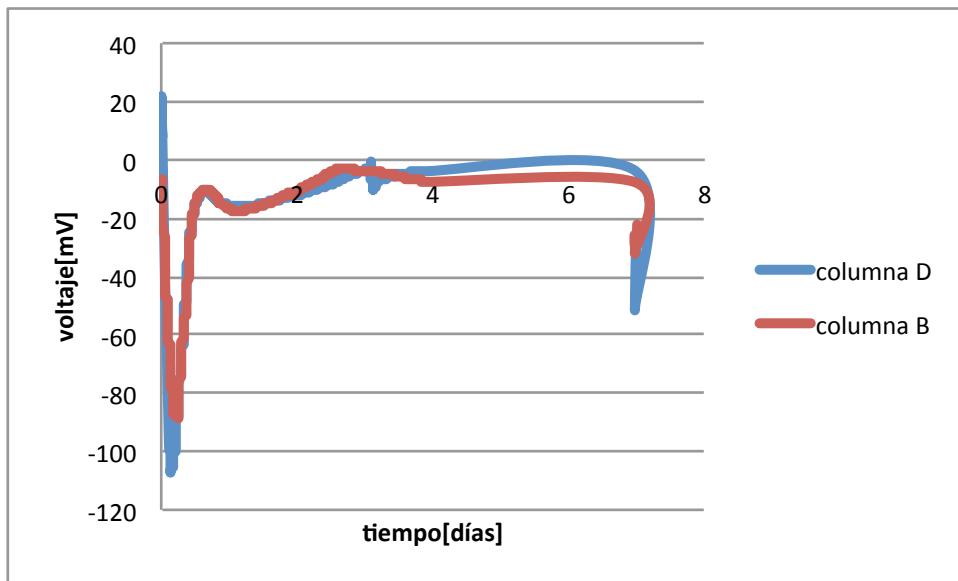


Figura B.0.15: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 15.

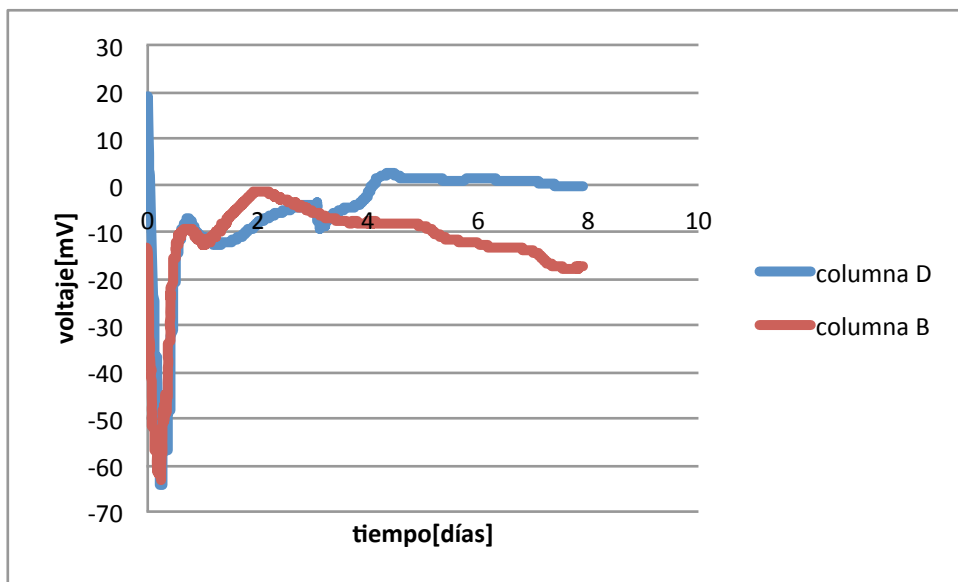


Figura B.0.16: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 16.

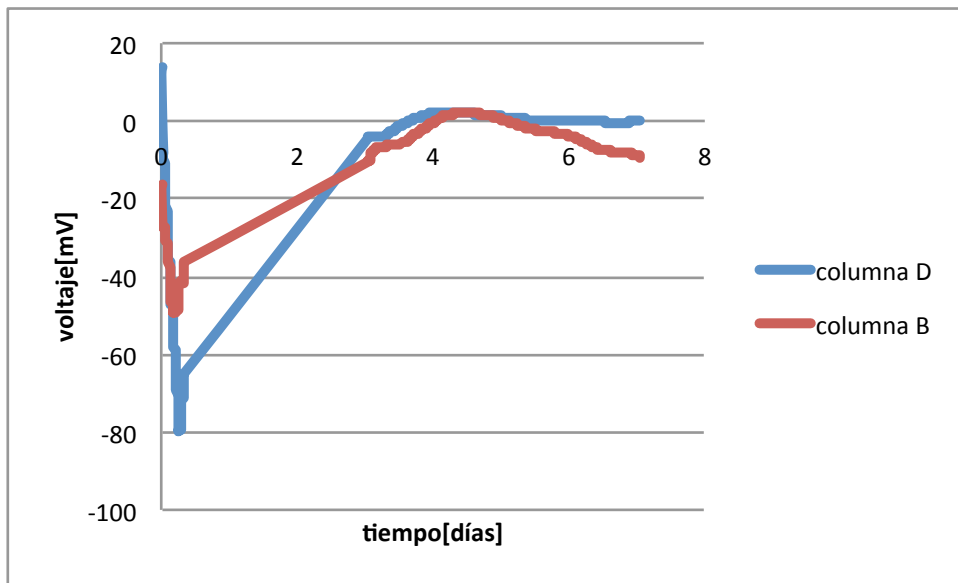


Figura B.0.17: Curva de voltaje v/s tiempo de columnas B y D durante ciclo 17.