

Evaluación inicial de parámetros de campo en un biodigestor anaeróbico para el tratamiento de aguas residuales

Preliminary evaluation of field parameters at an anaerobic biodigester designed for the treatment of wastewater

María Antonieta Sánchez Góngora^{*}, Ignacio Enrique Peón Escalante^{**},
Teresita Cardona Juárez^{**}, Lesli Ortega Arroyo^{**}, Guillermo Urriolagoitia Calderón^{***}

DOI: 10.15446/rev.colomb.biote.v18n1.57725

Resumen

El biodigestor anaerobio utilizado en este estudio, se diseñó para tratar agua residual doméstica en un sanitario de prueba, y se caracteriza por ser de: flujo continuo, baja carga orgánica y tener cuatro etapas de proceso.

La importancia del prototipo estudiado radicó en las condiciones reales en que se probó. La primera etapa consistió en la selección del sitio, construcción del prototipo en ferrocemento con capacidad de 1 m³, impermeabilización y carga. En esta etapa se inoculó el reactor con materia orgánica procedente de las descargas del sanitario, durante el periodo de agosto a diciembre de 2011.

La evaluación de este periodo consistió en la medición de parámetros de campo: pH, conductividad eléctrica, sólidos sedimentables, temperatura del influente - efluente y oxígeno disuelto del sistema que permitieron verificar el comportamiento del proceso del digestor durante la fase de arranque.

Los resultados obtenidos para estas determinaciones a la entrada y salida del biodigestor respectivamente son los siguientes: pH (8.03; 8.43), conductividad eléctrica (1510.83 μS/cm; 1207.00 μS/cm), temperatura del proceso (19.2°C; 20.1°C), sólidos sedimentables (144.5 mL/L; 0.02 mL/L), oxígeno disuelto (4.5992 mg/L; 0.1924 mg/L) estos datos proporcionaron un punto de partida para el tratamiento de aguas residuales de tipo doméstica.

Palabras clave: agua residual, agua tratada, biodigestión, biodigestores de flujo continuo, digestor, temperatura psicrófila.

Abstract

The anaerobic biodigester analyzed in the present study was designed for the treatment of domestic wastewater in a test restroom, characterized by its continuous flow, low organic load and a four-stage processing system.

The value of the prototype under research consists in the real daily conditions under which it was tested. The first stage consisted of the site selection, and the manufacture of a waterproof iron reinforced cement prototype, with a 1 m³ loading capacity. At this stage, during the period from August to December 2011, the reactor was inoculated with organic matter originating from the aforementioned restroom discharges.

The evaluation of this stage consisted in taking measurements of the following field parameters: pH, electrical conductivity, sedimentable solids, and inflow and outflow temperature along the system. These records substantiated the behaviour of the processes within the digester during the starting phase.

The results obtained through these determinations at both the biodigester entry and exit points are respectively: pH (8.03; 8.43), electrical conductivity (1510.83 μS/cm; 1207.00 μS/cm), inflow and outflow temperatures (19.2°C; 20.1°C), sedimentable solids (144.5 mL/L; 0.02 mL/L) and dissolved oxygen (4.5992 mg/L; 0.1924 g/L). These data provided a starting point for the treatment of domestic wastewater.

Key words: wastewater, treated water, biodigestion, continuous flow biodigesters, digester, psychrophilic temperature.

Recibido: diciembre 10 de 2015 **Aprobado:** mayo 20 de 2016

* Ph.D. Escuela Superior de Ingeniería Mecánica y Eléctrica del Instituto Politécnico Nacional (ESIME-IPN) Zacatenco IPN Edif. 5, 3° Piso Av. Luis Enrique Erro s/n Zacatenco, Gustavo A. Madero 07738, México, Distrito Federal. mariaantonieta_gongora@yahoo.com.mx (México)

** Ph.D. (ESIME-IPN) Zacatenco. ignaciopeon@gmail.com (México)

** M. at C. (CIITEC-IPN) Azcapotzalco. sanfer_73@yahoo.com.mx (México)

** Ph.D. (ESIME-IPN) Azcapotzalco. lortegaa@ipn.mx (México)

*** Ph.D. (ESIME-IPN) Zacatenco. urrio332@hotmail.com (México)

Introducción

La generación de agua residual es alta a nivel mundial, de la cual se estima que entre el 90 y el 95 % del agua residual municipal descargada no recibe tratamiento depurativo alguno, esto afecta la calidad de los cuerpos de agua superficiales por la presencia de agentes contaminantes como: materia orgánica soluble y suspendida, nitrógeno, amonio, fosfatos, sulfatos los cuales derivan de la materia orgánica en descomposición o de compuestos químicos de origen antropogénico; dichos nutrientes al encontrarse en altas concentraciones activan la eutrofización de los cuerpos (Cervantes *et al.*, 2011).

Además de contaminar los suelos con metales pesados (Keser *et al.*, 2012), el agua negra es considerada un riesgo para la salud (Panikkar *et al.*, 2010) por ser portadora de bacterias, virus, coliformes, protozoarios, amebas, huevo de helminto y nematodos. (Cervantes *et al.*, 2011; Keser *et al.*, 2012)

Sin embargo, al paso del tiempo y la escasez de agua ha llevado a usar el agua residual para riego agrícola, valorando en el influente una alternativa sostenible en la agricultura convencional (Cortois *et al.*, 2012). En México una gran cantidad de este líquido se reusa en labores agrarias, y un menor porcentaje en industrias y en termoeléctricas.

El caso del Valle de México, tiene importancia al estar constituido por 100 municipios ubicados en Estado de México, Hidalgo, Tlaxcala además de las 16 delegaciones de la Ciudad de México; alcanzando un abastecimiento de agua potable del 96.5 %, disponer de una red de alcantarillado con cobertura del 97.2 % y tratar únicamente el 10 % del agua servida eliminada.

Este porcentaje es bajo, considerando que se eliminan 1255.8 millones de m³/año de agua residual y la infraestructura existente para su tratamiento solo puede manejar 8655 L/seg, de los cuales se procesan únicamente 4353 L/seg de agua servida (De la Peña *et al.*, 2013).

El agua residual puede tratarse mediante procesos biológicos aerobios o anaerobios, donde cada tratamiento tiene requerimientos particulares de oxígeno disuelto, ambos procesos se fundamentan en los ciclos de la naturaleza, donde los microorganismos consumen la materia orgánica para producir material celular nuevo o gas, utilizando dichos procesos para estabilizar la materia orgánica, coagular y remover los sólidos coloidales que no pueden sedimentarse así como, para reducir nutrientes (nitrógeno y fósforo) (Torres *et al.*, 2012).

Además, los tratamientos anaerobios se destacan por ser una opción de bajo costo (Cervantes *et al.*, 2011), sostenibles, fácil implementación, menor producción de lodos y ser útiles para procesar agua residual doméstica e industrial. (Lettinga *et al.*, 1995).

Estos procesos se desarrollan en diversos tipos de biodigestores, como el reactor (UASB) tipo Upflow con lecho anaeróbico de lodos, el digestor (EGSB) en cuya cama granular extendida se usan completamente sus lodos y tienen una mayor cantidad microorganismos participantes en el proceso.

Los grupos tróficos microbianos que se encuentran en los lodos, estructuran redes con organismos fermentativos y organismos metanogénicos que degradan completamente los residuos lo que contribuye a una operación estable y eficiente del reactor (Oz *et al.*, 2012), en condiciones ambientales donde la biomasa se puede climatizar, adaptar e inmovilizar facilitando la formación de micro-nichos que al tener contacto suficiente con el agua residual (Lettinga *et al.*, 1995), y los valores característicos en sus parámetros químicos como el pH, la temperatura y el oxígeno permiten la competencia de unos microorganismos con otros de diferente metabolismo (Grady *et al.*, 2000).

La estabilidad de las citadas variables depende de: caracterizar el influente, tipo de lodo, tasa de carga orgánica; para lo cual se requiere de un diseño y una operación apropiada de los siguientes parámetros: Tiempo de Retención Hidráulica (TRH), Tiempo de Retención de los Lodos (TRL) y tipo de inóculo (Oz *et al.*, 2012).

En México, los digestores de lodos anaerobios construidos operan bajo condiciones mesofílicas (35 °C), o en rango termofílico de (55 °C), ambas temperaturas aumentan el grado de destrucción de sólidos orgánicos al separar la fase sólida y la fase líquida. Sin embargo, estos procesos tienen limitada hidrólisis de materia orgánica con biodisponibilidad mínima de materiales orgánicos solubles durante la estabilización, la cual se origina al emplear métodos químicos como ácidos minerales fuertes o álcalis del tipo óxido de calcio (CaO) e hidróxido de calcio (Ca(OH)₂).

En el caso de los reactores con dos fases de digestión anaerobia, cada una tiene su producción de lodos (primario y secundario), lo cual facilita estabilizar y solubilizar la materia orgánica así como, reducir los microorganismos patógenos contenidos en reactores alimentados con flujo ascendente (Terreros *et al.*, 2009).

Metodología

Para el presente estudio el digestor utilizado es de forma rectangular, contiene cuatro cámaras con un volumen total de operación de 1 m³, la primera cámara actúa como un sedimentador principal donde comienza a llevarse a cabo el proceso por biodigestión, mientras en el cuarto compartimiento se complementa el proceso de sedimentación continuando la digestión anaerobia.

La puesta en operación del biodigestor requirió instalar un baipás en la descarga de un sanitario y una

alcantarilla, ingresando poca cantidad de aire al descargarse el agua residual al prototipo.

La construcción del prototipo se llevó a cabo en un lugar poco soleado al norponiente de la zona metropolitana en la Ciudad de México, en su elaboración fueron utilizadas placas de ferrocemento con 5 cm de espesor; donde cada placa separa el siguiente compartimiento (ver figura 1), dicho digestor es de fácil construcción, manejo y mantenimiento.

Este reactor es de flujo horizontal, en su diseño se ocupó el principio de vasos comunicantes para evitar gasto de energía, de tal manera que la cantidad de agua que entra es la misma que sale en forma libre, manteniendo el equilibrio hidrológico.

Una vez finalizada la construcción del digestor, se procedió a impermeabilizarlo con una disolución a base 500 g de hidróxido de calcio (cal hidratada) y 50 g sal yodurada. La mezcla se aplicó en las paredes interiores, se dejó secar y se concluyó con un reposo de 2 semanas con una solución de cal al 10 % antes de proceder al llenado para comenzar con el funcionamiento, en este caso la carga.

El llenado tuvo una duración de cinco meses, en dicho periodo se realizó la etapa de prueba, donde se realizaron mediciones del caudal con un promedio de carga de 20.78 L/día (agua, orina, materia fecal y residuos de jabón).

El plan de muestreo fue formulado para caracterizar el agua residual y evaluar el proceso del agua sometida al tratamiento durante la carga del biodigestor, acorde a los parámetros de campo establecidos por la normatividad oficial mexicana (NMX-AA-003-1980); seleccionando las siguientes variables de campo: sólidos sedimentables, temperatura, pH, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto.

Dichas determinaciones se realizaron en un total de 50 muestras, por cada prueba a realiza en cada punto

de monitoreo, dos veces por semana en horarios matutinos hábiles preestablecidos.

La determinación de Sólidos Sedimentables (S.S) se desarrolló mediante la técnica de sedimentación en Conos Imhoff (NMX-AA-004-SCFI-2000), la lectura se tomó directamente del cono, en este caso solamente se realizó una medición por muestra.

La determinación de Temperatura (T °C) del agua fue medida en campo con un termómetro TC-2 calibrado, de vidrio con relleno de mercurio (marca Taylor®, rango -20 a 110 °C, serie: 6332) en 100mL de muestra de agua, en la entrada y salida del proceso de acuerdo al método (NMX-AA-007- SCFI-2000 y APHA, AWWA, 1995) la determinación se realizó por triplicado y finalmente se trabajó con los valores promedio por muestra.

La determinación de pH se realizó de acuerdo a la norma mexicana (NMX-AA-008-SCFI-2011 y APHA, AWWA, 1995), lo que requirió tomar 500mL de muestra en los puntos de entrada C-1 y salida C-4 del proceso a temperatura ambiente, con un equipo medidor de pH (pH-Meter, marca CONDUCTRONIC®, modelo PC-18, rango 0-14 \pm 0.02) calibrado con soluciones amortiguadoras de pH 7.00 y 10.00 (marca J.T. BAKER®), posterior a la calibración se realizaron las mediciones por triplicado y solamente se usaron los valores promedio para la evaluación de dicho parámetro.

El análisis de Conductividad Eléctrica (C.E) se evaluó con conductímetro por triplicado (marca CONDUCTRONIC®, modelo PC18, serie 3212, rango 1-999.9 μ S/cm; 1-99.99 mS/cm, con una tolerancia de 0.1 μ S/cm), según el método estándar (NMX-AA-093-SCFI-2000 y APHA, AWWA, 1995), se tomaron los valores promedio para la evaluación del funcionamiento del digestor.

La medición del Oxígeno Disuelto (O.D), siguió el procedimiento yodométrico descrito en la (NMX-AA-012-SCFI-20011).

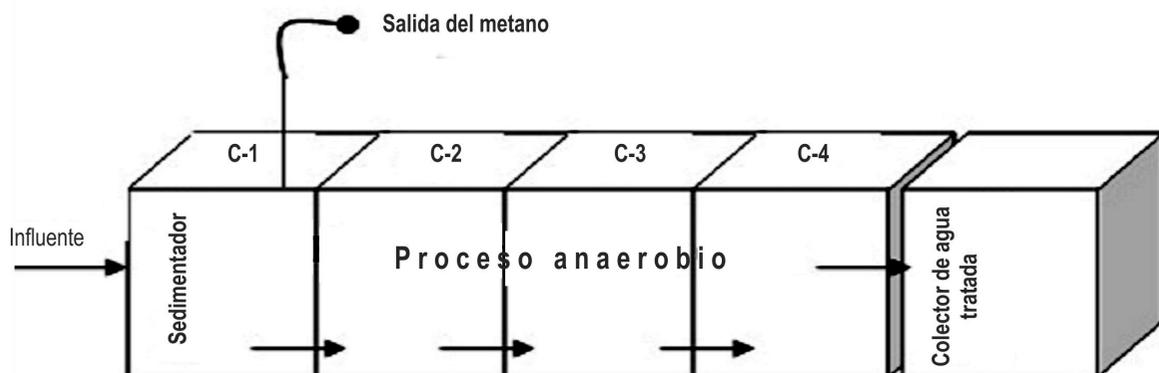


Figura 1. Biodigestor: Diagrama del Biodigestor rectangular de cuatro cámaras, la inyección del influente a tratar se realiza por la pared lateral en la parte superior de C-1 para que en el interior, el flujo transite en forma horizontal en la parte inferior de las cámaras, una vez finalizado el tratamiento el efluente sale en forma libre y se recupera en un colector exterior.

Resultados y discusión

Los datos de campo obtenidos de cada variable se conjuntaron en una tabla de frecuencias, fueron agrupados así como ordenados para ser tratados con la estadística tradicional en Excel y ser interpretados los gráficos con Origin 6.1 con su respectivo ajuste y ser interpretados con un modelo Lorenziano para las variables de campo (S.S, temperatura, pH, C. E y O.D) del influente a tratar en el biodigestor anaerobio de cuatro cámaras durante el periodo de carga.

Los mencionados gráficos muestran mediante la línea continua los datos obtenidos, mientras que la línea de puntos indica el ajuste realizado.

La información de las figuras se complementa con los resultados mencionados en la tabla (1), donde aparecen las siguientes medidas estadísticas: la media estadística, desviación estándar, coeficiente de variación, por ciento de coeficiente de variación, moda, máximo, mínimo, promedio y varianza de cada medición.

integran sólidos inertes como arcilla y arena procedentes de los escasos escurrimientos externos al sanitario.

Esta composición es característica del agua cruda proveniente del sanitario de prueba, dicho influente se inyecta en un volumen aproximado de 0.02013 m³/día en C-1, su ingreso es por caída libre en forma intermitente originando una sedimentación inicial, lo que facilita la acumulación de sólidos así como el aumento de lodos dentro del reactor, esto evita la pérdida de sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (SSV) (Ghani *et al.*, 2013).

Como consecuencia la materia orgánica disminuye parcialmente en nutrientes y en oxígeno disuelto presentes en los sedimentos. Este consumo es realizado por la microflora nativa de las partículas (Haller *et al.*, 2009), la cual tiene dos capas que forman el lecho de lodos al fondo del compartimiento y al no estar expuestos a una agitación pesada se obtiene una buena formación del lecho anaeróbico (Lettinga *et al.*, 1995).

Tabla 1. Concentración de datos estadísticos

		Media Est.	DS	CV (%)	CV	Moda	Máximo	Mínimo	Promedio	Varianza
S. S	C-1	143.5	95.550	66.11	0.661	100.0	450	36.0	144.5	-
	C-2	7.7	7.882	-	-	3.0	40	2.3	8.7	-
	C-3	0.1	2.840	-	-	0.0	18	0.0	1.1	7.906
	C-4	0.1	0.069	-	-	0.0	0.40	0.0	0.02	0.005
Temp.	C-1	18.24.	1.684	8.75	0.087	21.3	21.7	16.0	19.2	2.780
	C-2	18.43	1.729	8.90	0.089	22.6	22.6	16.4	19.4	2.970
	C-3	18.67	1.490	7.57	0.075	22.3	22.3	17.1	19.6	2.203
	C-4	19.14	1.816	9.02	0.090	21.2	23.6	16.30	20.1	3.232
pH	C-0	8.05	1.222	15.18	0.151	8.17	9.28	6.72	8.03	1.465
	C-1	7.59	0.325	3.78	0.037	8.77	9.36	8.06	8.60	0.103
	C-2	7.34	0.359	8.99	0.089	8.53	9.21	8.30	7.38	0.109
	C-3	7.27	0.274	3.32	0.033	8.32	9.26	8.20	7.66	0.056
	C-4	7.42	0.103	1.23	0.012	8.77	8.43	8.47	8.43	0.010
C. E	C-0	1539.34	428.970	27.86	0.278	1868	2290	979	1510.83	-
	C-1	1386.36	342.828	24.71	0.247	1624	2106	563	1387.00	-
	C-2	1001.88	158.436	15.79	0.157	1256	1386	758	1002.88	-
	C-3	1004.72	216.535	21.53	0.215	956	1628	690	1005.72	-
	C-4	1206.54	122.001	10.10	0.101	1376	1376	1152	1207.00	-

(C-0) corresponde a la alcantarilla, (C-n) indica el número de cámara, (T°C) Temperatura, pH, (C.E, µS/cm) Conductividad Eléctrica, (S.S, mL/L) Sólidos Sedimentables

Contenido de Sólidos Sedimentables (S.S mL/L)

Se observó que del 100 % de los S.S, el 80 % de los elementos precipitados lo constituyen sólidos biodegradables fermentables no degradados en su totalidad, provenientes de la materia fecal y el 20 % restante lo

A lo largo del muestreo se observó que la concentración de S.S presentó variaciones cíclicas dependientes de la cantidad de materia orgánica disponible, considerando que 1/3 parte de los S.S del influente están constituidos por materia orgánica (Van Andel y Kato,

2006), y su abastecimiento no es constante en el biodigestor.

El monitoreo se efectuó a la entrada C-1 del biodigestor en dos periodos cada uno de 25 días figuras 2(A) y 2 (B), mientras que el total correspondientes a 50 días de forma continua se grafican en C-4 figura 2(C). Estos resultados muestran en la figura 2 (A) sesgos en los primeros 25 días de los S.S donde se registró un intervalo de 151.51 mL/L – 247.53 mL/L, encontrando el mayor número de concentraciones en 174.44 mL/L – 201.59 mL/L los cuales reflejan la inestabilidad del sistema en sus inicios durante el primer periodo de carga.

Estas cantidades de S.S se modificaron a lo largo de los meses hasta completar el llenado del digestor, en el gráfico mostrado en la figura 2 (B). El comportamiento

durante este lapso mostró una concentración constante en un valor de 45.55 mL/L, para después incrementarse rápidamente a 55.28 mL/L como se observa en el tercer pico y llegar a un máximo del ciclo en 99.87 mL/L de S.S. El valor máximo de los S.S indica la presencia de un número alto de microorganismos en los lodos, dicha cantidad decrece en una etapa posterior reflejándose en el mínimo de S.S donde los sólidos se encuentran en escasa cantidad que al no ser agitados evita sólidos en suspensión (Hanna *et al.*, 2014), produciendo un efluente de color ligeramente gris-ámbar.

Al continuar la circulación del agua tratada de la primer cámara mediante flujo horizontal a C-2, se estimó una disminución del 93.97 % en la concentración de S.S en C-2, se observaron S.S de característica granulo fino, pequeño de color gris-café, (sin materia orgánica) de fácil

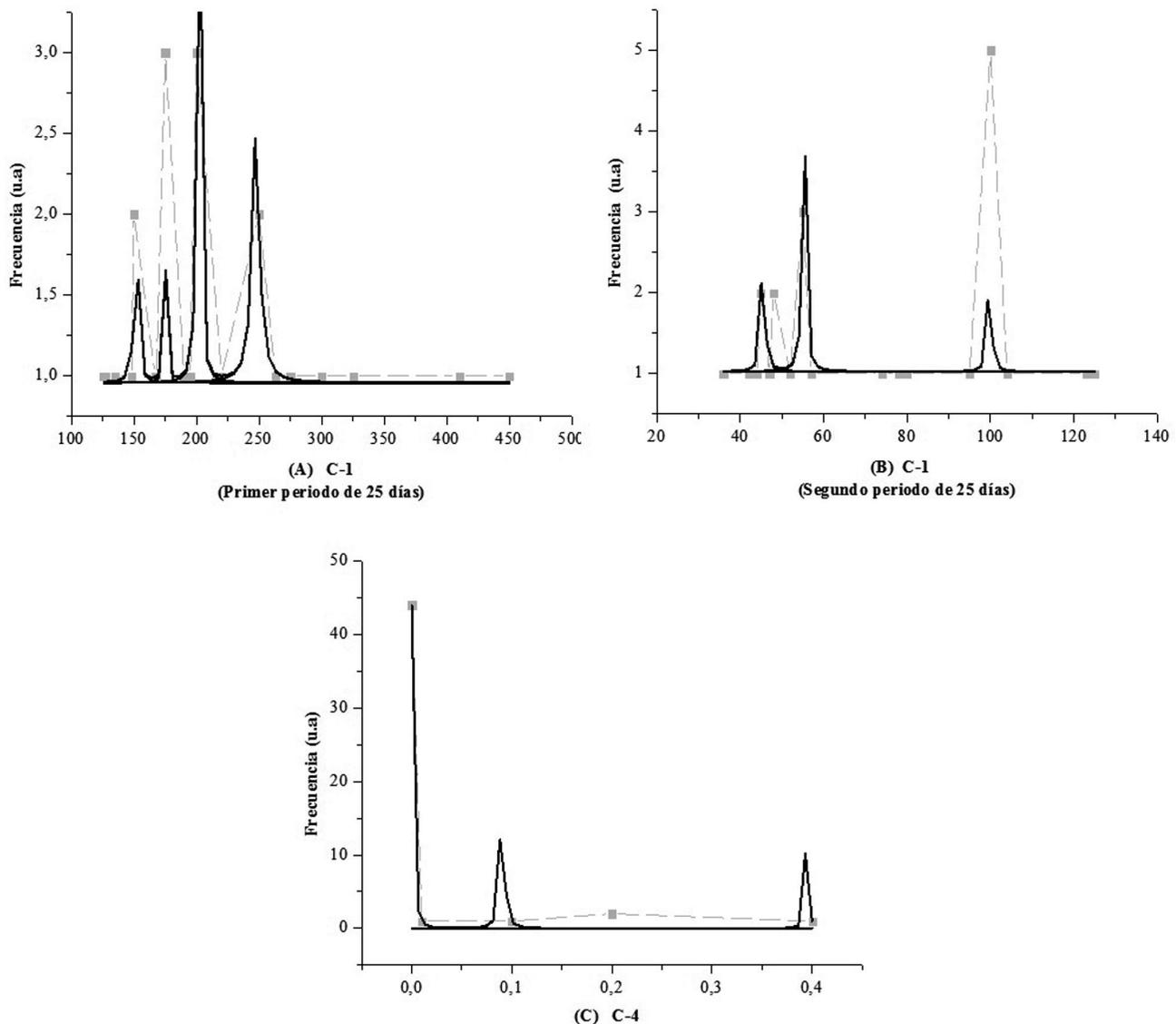


Figura 2. Gráficos de Sólidos Sedimentables (A) y (B) pertenecientes a la cámara uno C-1 muestran el resultado obtenido del muestreo de 50 días dividido en dos periodos de 25 días cada uno, mientras que (C) es concerniente a C-4

sedimentación, el líquido presenta color ligeramente gris con predominio ámbar. Este caudal fluye a C-3 donde la cantidad de S.S se apreció como un limo gris en cantidad despreciable y el agua tratada adquiere un color ámbar.

Al pasar el agua en tratamiento a C-4 (salida) las características del efluente no se alteraron severamente en relación al líquido contenido en la C-3; sin embargo existe una variación en los componentes de los S.S constituidos por materia orgánica, nutrientes, minerales y oxígeno disuelto por acción de la microflora (Haller *et al.*, 2009), así como por los efectos de la sedimentación de la tres primeras cámaras y del proceso anaerobio al que se sometió el agua cruda. Estos cambios se aprecian en el tipo de sedimento donde los S.S forman un limo fino de color gris claro en escasa cantidad, mientras que el efluente conservó su color ámbar.

Dicha información se complementa con los datos estadísticos en la última cámara (C-4), cuyo ajuste se realizó con un modelo Lorentziano obteniendo una $R^2 = 0.9974$. Lo que respecta a los valores experimentales de S.S arrojaron una concentración máxima de 0.40 mL/L y una mínima de 0.0 mL/L (ver tabla 1).

El gráfico mostrado en la figura 2 (C), muestra la estabilidad del sistema con una importante disminución de materia orgánica así como el tipo de sólido presente en esta cámara.

En este punto el registro del mayor número de repeticiones en el valor mínimo reveló variaciones despreciables, el limo sedimentado no mostró cambio en textura manteniendo uniforme su color café-gris pese a los cambios en las variables ambientales del momento, logrando

obtener resultados dentro de los límites máximos permisibles señalados por la NOM-001- SEMARNAT-1996 para agua tratada, utilizada en riego agrícola.

Temperatura (T °C)

La carga del biodigestor, se realizó en los meses de agosto a diciembre que corresponden al periodo de precipitación pluvial y descenso de frentes fríos estacionales del año, provocando ligeras filtraciones de agua lluvia en la alcantarilla de entrada al digestor, mañanas frías acompañadas de tardes calurosas. Las condiciones ambientales mencionadas y la ausencia de dispositivos reguladores de temperatura en el sistema, pueden propiciar variaciones térmicas que afecten los mecanismos cinéticos del proceso así como el rendimiento (Donoso *et al.*, 2009) del sistema, considerando la estrecha dependencia de esta variable en los parámetros cinéticos.

En el transcurso del llenado del biodigestor se estableció un rango específico de temperatura el cual favoreció la presencia de poblaciones bacterianas específicas de bajas temperaturas, mismas que pueden verse afectadas ante cambios severos de la variable (Pervin *et al.*, 2013), modificando sus rutas de proceso (Rizvi *et al.*, 2013) así como la reducción en la absorción y la biodegradación de los micro-contaminantes (Kopittke *et al.*, 2004).

El influente de C-1 tuvo un intervalo de operación entre $16\text{ °C} \pm 0.44$ a $21.2\text{ °C} \pm 0.03$ ver figura 3 (D); el cual no afectó los valores obtenidos en la sedimentación, pH o CE, estos valores se presentan específica-

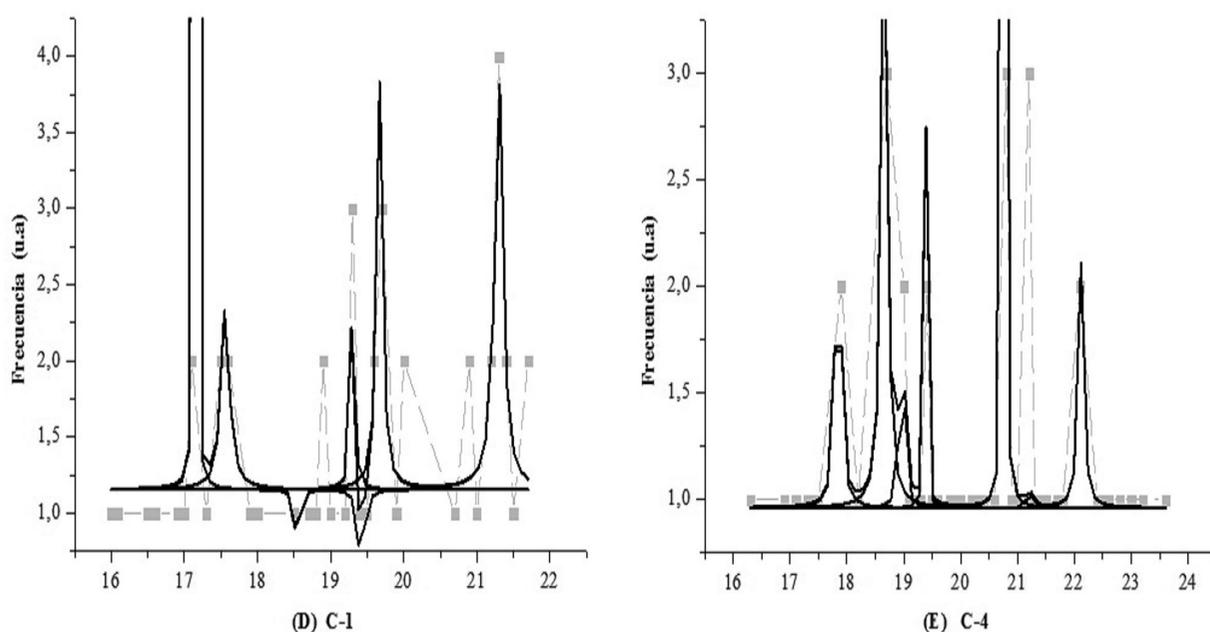


Figura 3. Gráficos de Temperatura: El gráfico (D) muestra el comportamiento de temperatura durante 50 días del muestreo en la cámara uno (C-1), mientras que la figura (E) describe las fluctuaciones de temperatura en el intervalo señalado de la cámara C-4.

mente en la digestión anaerobia psicrófila (≤ 20 °C) (McKeown *et al.*, 2012).

Su característica es producir una alta acumulación de sólidos en suspensión en el lecho (Chong *et al.*, 2012; Lettinga *et al.*, 1995), formación de gránulos incompletos, poco volumen de sólidos, menor actividad metanogénica de los microorganismos presentes en los lodos, disminuyendo la hidrólisis y la tasa de consumo del sustrato (McKeown *et al.*, 2012), como es el caso de este proceso donde el influente muestra un color ámbar así como la presencia de sólidos en suspensión causando ligera turbiedad en las cuatro etapas del proceso, encontrando un promedio de 19.43 °C para C-2 y de 19.67 °C para C-3 (ver tabla 1), estos valores indican una aceleración del proceso así como una mayor degradación de la materia orgánica.

Al llegar el efluente a C-4, se definió el rango de temperatura del proceso entre 17.8 °C \pm 2.83 y 22.1 °C \pm 0.28 ver figura 3 (E), este intervalo pertenece a una población bacteriana psicrófila anaeróbica cuyo ambiente óptimo de temperatura es de 15 °C a 25 °C (McKeown *et al.*, 2012).

En el transcurso del muestreo los intervalos de temperatura se asocian esta variación a los grupos microbianos, su actividad correspondiente y la rapidez del proceso, el cual al terminar permitió que la temperatura del efluente final se encontrara dentro de los límites permisibles de la NOM-001-ECOL-1996 para la descarga.

pH

El influente que transita a través de C-0 (alcantarilla) para alimentar a C-1 del digestor está sujeto a las siguientes variables ambientales como: la temperatura, los ligeros escurrimientos de tierra, la cantidad y la composición de excretas humanas, mismas que impactan significativamente en la calidad del agua cruda para reflejarse en los valores reportados de los parámetros seleccionados como el caso del pH.

En la figura 4 (F), para C-0 se muestran un comportamiento estadístico lineal donde las variaciones de unidades de pH con frecuencia de dos dentro registran los picos en un intervalo amplio de 7.1 a 8.02 \pm 0.007 como resultado del impacto de las variables ambientales a las que el proceso estuvo sujetas durante el periodo experimental.

En las primeras mediciones se encontraron variaciones de pH neutro a ligeramente básico donde el valor máximo es 7.88 \pm 0.23, aquí se establece un rango estrecho con varios picos entre 7.88 \pm 0.237 y 8.02 \pm 0.007, condiciones que favorecen el inicio de la fermentación (Corbitt *et al.*, 2003), manteniendo un intervalo predominante de pH 8 que no afecta el influente (SEMARNAT *et al.*, 2010) y no requiere ajuste alguno del agua residual antes de cargar el prototipo, además que este valor cubre las condiciones de descarga en

alcantarillado urbano estipuladas por NOM-002-SE-MARNAT-1996.

Al descargar el agua cruda en C-1 se observó un incremento del pH que define y al mismo tiempo establece un rango para estabilizar el sistema entre 8.31 \pm 0.034 y 8.77 \pm 0.001 (Covarrubias *et al.*, 2011), donde se produce un proceso de alcalinización ver figura 4 (G) como resultado de la producción de carbonatos a partir de la materia orgánica carbonada para transformarse a Ácidos Grasos Volátiles (AGV) y carbonatos, sin producir una completa mineralización (Cervantes *et al.*, 2011).

Estos cambios de pH también se asocian a los cambios en las comunidades bacterianas con respecto al tiempo (McCleskey *et al.*, 2012), de acuerdo al ciclo de vida para cada grupo de microorganismos, se ha reportado una relación entre el aumento de pH y la presencia de *E. coli*. (McLaughlin *et al.*, 2012) en el agua sometida a este tipo de tratamiento.

Este líquido continuo a C-2, donde se registro una disminución del pH alcanzando un promedio de 7.38, para que en C-3 se incremente el pH a 7.66 resultando en ambos compartimientos valores neutros, los cuales no tuvieron fluctuaciones significativas durante la fase experimental considerando una pequeña diferencia entre los datos (ver tabla 1). Lo cual sugiere que las condiciones características de los compartimientos favorece la presencia de grupos microbianos específicos aclimatados para continuar el proceso depurativo de tipo anaeróbico.

Una vez que llega el agua a C-4, nuevamente el influente entra en un proceso de alcalinización donde la diferencia de pH es de 0.1 con relación a C-1, y el intervalo más estrecho de C-4 registra un pH de 8.24 \pm 0.41 a 8.50 \pm 0.12 ver figura 4(H), aquí se aprecia la misma frecuencia en las fluctuaciones de estos valores. Esto sugiere un balance entre todos los microorganismos del tratamiento anaerobio propios de esta etapa, así como un equilibrio de los carbonatos presentes en el efluente y una baja concentración de AGV (McKeown *et al.*, 2012).

Al observar los resultados de las cuatro cámaras, no se encontraron modificaciones significativas de las lecturas ante la dilución generada por las precipitaciones pluviales propias de la temporada, los descensos de temperatura matutinos como consecuencia de los frentes fríos correspondientes, lo anterior indica que encontramos un sistema estable ante las variables ambientales y el efluente de descarga se encuentra dentro del rango de pH señalado por la NOM-002- SEMARNAT-1996 cubriendo las condiciones para descarga de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano.

Conductividad Eléctrica (C.E. μ S/cm)

En la alcantarilla el resultado de conductividad eléctrica (C.E.), presentó un solo pico de 1863.02 μ S/cm,

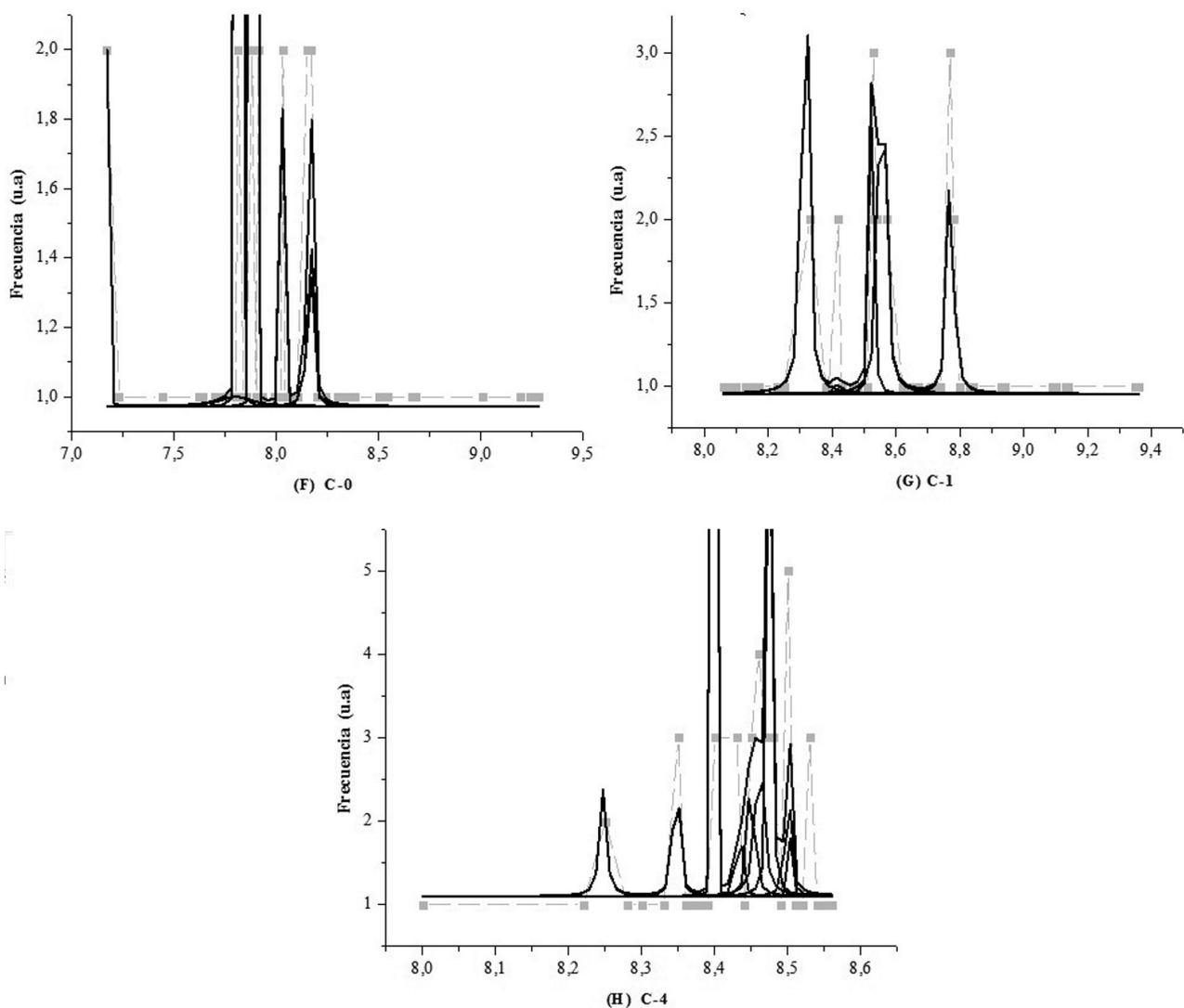


Figura 4. Gráficos de pH: El gráfico (F) alcantarilla (C-0) muestra el comportamiento del pH antes ingresar al biodigestor. En el gráfico (G) cámara uno (C-1), indica el pH del inicio del proceso. Mientras que el gráfico (H) cámara cuatro (C-4), indica variaciones del pH en un rango alcalino.

como se observa en la figura 5 (I), un máximo de 2290 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y un mínimo de 979 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (ver tabla 1) muestra una frecuencia continua entre estos valores que indican: salinidad, fuerza iónica, concentraciones de soluto y concentraciones de sólidos disueltos totales (McCleskey *et al.*, 2012) presentes en agua cruda. Estos datos se encontraron por debajo del rango de 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ establecidos por la NOM-CCA-032-ECOL/1993, la cual regula las condiciones para descargas que van al alcantarillado urbano o municipal, para este caso en particular el agua residual que alimenta a C-1 del biodigestor.

En la primera cámara C-1 del sistema, se recibe el influente donde se origina la sedimentación e inicia el

proceso alcalino con baja carga orgánica, también se encuentra una C.E. con un comportamiento estadístico lineal, cuyos iones disueltos en solución forman un pico de 1621.9 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ver figura 5(J), un máximo de 2106 $\mu\text{S}/\text{cm}$, un mínimo 563 $\mu\text{S}/\text{cm}$ así como un promedio de 1387 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (ver tabla 1); no se observaron intervalos o variaciones intensas que reflejaran un impacto originado por las condiciones ambientales correspondientes al día de estudio.

El paso del influente a C-2 registró un máximo de 1386 $\mu\text{S}/\text{cm}$, un mínimo de 758 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y un promedio de 1002.88 $\mu\text{S}/\text{cm}$; mientras que en C-3 se estimó un máximo de 1628 $\mu\text{S}/\text{cm}$, un mínimo de 690 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y un promedio de 1005.72 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (ver tabla 1); obser-

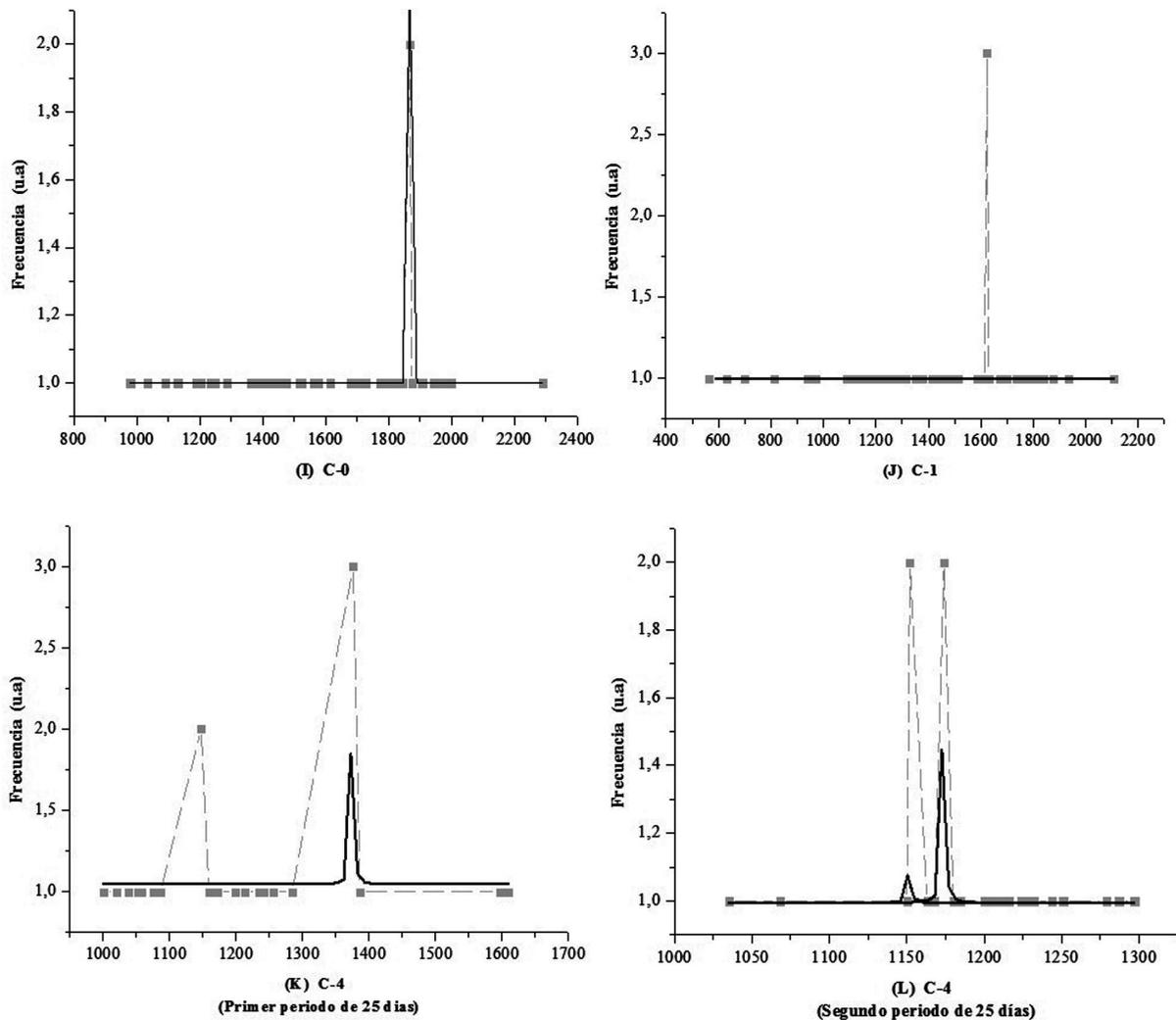


Figura 5. Gráficos de Conductividad Eléctrica: El gráfico (I) muestra los datos de C.E en el flujo de la alcantarilla (C-0). La grafica (J) muestra un comportamiento lineal de las lecturas en C-1. Mientras que los gráficos (K) y (L), refieren valores menores de C. E en C-3 y C-4.

vando una ligera apertura en el intervalo de valores entre ambos compartimientos, con aumento para C-3 lo cual indica una mayor disponibilidad de iones disueltos para el proceso.

En el C-4 se maneja un rango de $1151.6 \mu\text{S}/\text{cm} \pm 9.2$ - $1173.60 \mu\text{S}/\text{cm} \pm 1.32$ de C.E. ver figura 5(L). Estas ligeras fluctuaciones se asocian con la presencia de carbonatos, mientras que las variaciones de temperatura en esta cámara, también tuvieron influencia del suministro de calor externo procedente de las horas de sol irradiado sobre la tierra circundante al digestor, lo cual influyó sobre las reacciones propias de la biodigestión y por consiguiente en la C.E, permitiendo obtener el valor promedio dentro del límite máximo permisible la de $2000 \mu\text{S}/\text{cm}$, señalada por la NOM-CCA-032-ECOL/1993 para agua tratada destinada a riego agrícola.

Oxígeno Disuelto (O.D mg/L)

En el transcurso del primer momento experimental correspondiente a la carga del reactor, se efectuaron mediciones del O.D, variable que indica el nivel de contaminación en relación con la calidad del agua (Reza *et al.*, 2014).

Encontrando en la figura 6(M) 1 de C-1 a la entrada, escasa variación en la concentración del mencionado parámetro con promedio de $4.5992 \text{ mg}/\text{L}$, máximo de $4.8109 \text{ mg}/\text{L}$ y mínimo de $4.4206 \text{ mg}/\text{L}$, como resultado de los siguientes factores: la adaptación de los grupos microbianos a condiciones específicas como es la temperatura (Chelme *et al.*, 2008), la calidad de los lodos (Vlad *et al.*, 2012) y las cargas de oxígeno en el sistema (Botheju *et al.*, 2009) en el momento del llenado donde se tiene una mayor proporción de aire

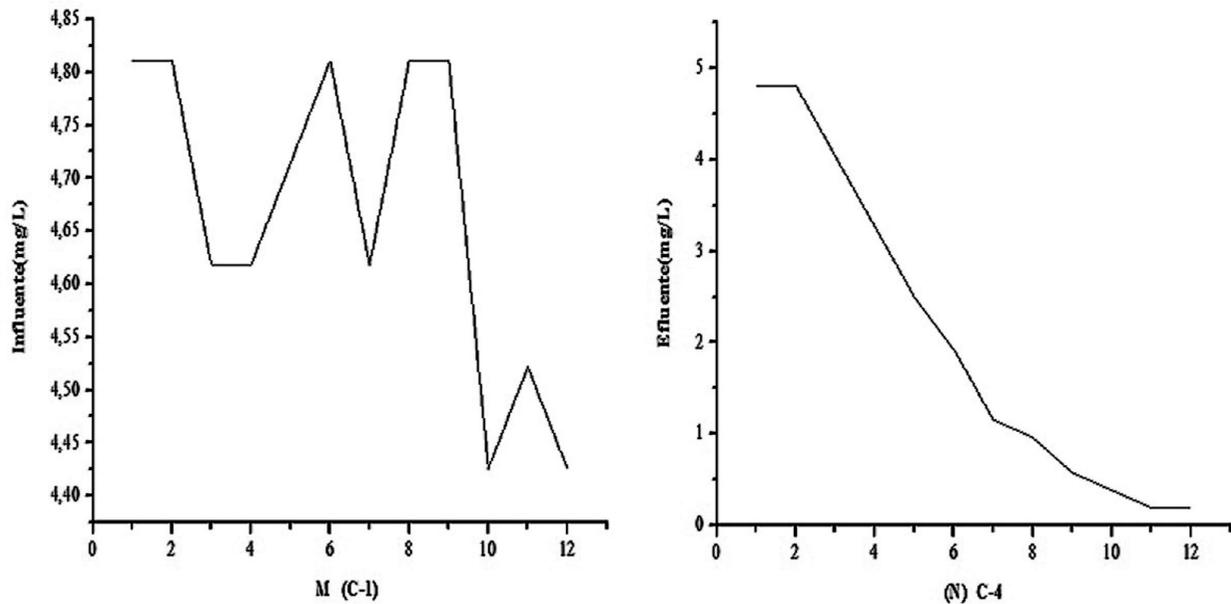


Figura 6. Gráficos de Oxígeno Disuelto. (M) corresponde a C-1 muestra la variación en la concentración de O. D, mientras que (N) concierne a C-4 se aprecia el decrecimiento del valor de O. D.

en el biodigestor en relación al volumen de influente suministrado.

Pese a que el agua residual suministrada tiene un contenido de materia orgánica rica en nutrientes, los cuales favorecen el crecimiento acelerado de los microorganismos (Ramhalo *et al.*, 2003), estos necesitan un tiempo mayor para aclimatarse hasta tener un lodo característico.

Por lo que la acumulación de sustrato puede ser un mecanismo ante la presencia de nitrito, cuando se identifica O.D anóxico o de baja concentración durante el periodo alimentación del reactor (Chelme *et al.*, 2008); considerando que el oxígeno tiene una media de saturación la cual va a depender de la densidad en la biomasa, tamaño de los floculos así como la velocidad de difusión del oxígeno (Van Hulle *et al.*, 2010).

Sin embargo, el recorrido el agua en tratamiento a través de las cámaras del biodigestor concluye en C-4 donde el muestreo indicó las siguientes mediciones: promedio 2.0205 mg/L, máximo 4.8109 mg/L y mínimo 0.1924 mg/L, este último valor se considera importante por haberse completado la carga del digestor, así como ser la concentración menor de O.D misma que indica las condiciones anaerobias del reactor, dichos valores se aprecian en la figura 6(N).

En este gráfico, se observa en los primeros monitoreos valores alrededor de cuatro, lo cual sugiere la presencia de oxígeno disuelto en el transcurso del proceso de nitrificación, donde el oxígeno actúa como aceptor

de electrones en la reacción bioquímica (Mahdi *et al.*, 2013).

No obstante el valor mínimo del líquido en C-4 indica la formación de lodos a baja concentración de O.D (Chelme *et al.*, 2008), y conforme sigue bajando la concentración, no hay oxígeno disponible, sin embargo, la degradación anaeróbica continúa por acción de microorganismos anaerobios (Al-Hashimi *et al.*, 2013).

Conclusiones

Durante el periodo de carga del prototipo de escala real, las diferencias significativas se tienen entre C-0 (alcantarilla) y C-1, donde la variación del pH y la C.E, muestran el cambio positivo para el proceso, debido a que se presenta una disminución en las lecturas de pH y conductividad del influente con respecto a C-0 en el momento que ingresa al sistema, lugar donde al inicio una disminución progresiva del O.D para dar paso al proceso de biodigestión anaerobia de baja temperatura.

La cual al ser constante no interfirió con la sedimentación cuya eficiencia se favoreció con el suministro intermitente del agua residual procedente de sanitario de prueba. Esto coadyuvó a una degradación satisfactoria en la materia orgánica en C-1, simplificando el proceso de biodigestión para las tres cámaras subsecuentes.

Lo anterior se refleja en el efluente de C-4 donde se obtuvo un lodo final de tipo limo originando una nueva

etapa del proceso con su particular película bacteriana continuando el tratamiento depurativo alcanzando el cumplimiento de las condiciones para la descarga en el sistema de alcantarillado estipuladas por la NOM-002- SEMARNAT-1996, NOM-002- SEMARNAT-1996 y la NOM-CCA-032-ECOL/1993 para concluir de esta manera la fase de llenado.

Con esto se concluye que es un sistema el cual cumple con la normatividad vigente para tratamiento de aguas residuales domésticas

Agradecimientos

Al Centro de Investigación e Innovación Tecnológica (CIITEC) perteneciente al Instituto Politécnico Nacional (IPN), por permitir instalar el digestor de capacidad real en sus instalaciones, así como el uso de material y equipo del Laboratorio de Control Ambiental para realizar las pruebas de laboratorio pertinentes y al Consejo Nacional para la Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el otorgamiento de la beca de estudios doctorales.

Referencias bibliográficas

Al-Hashimi, M., Hussain, H. (2013). Stabilization Pond for Wastewater Treatment. *European Scientific Journal*, 9(14), 278-294

APHA, AWWA & WEF. (1995). *Standard methods for examination of water and wastewater*. Washington, D.C., U.S.A. American Public Health Association

Botheju, D., Lie, B., Rune, B. (2009). Oxygen Effects in Anaerobic Digestion. *Modeling, Identification and Control*, 30(4), 191-201

Cervantes, A., Cruz, M., Aguilar, R., Castilla, P., Meraz, M. (2011). Caracterización Físicoquímica y Microbiológica del agua tratada en un reactor UASB escala piloto. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 10(1), 67-77.

Corbit, R., (2003). *Manual de Referencia de la Ingeniería Ambiental*. España. Mc Graw Hill (Ed.): Tratamiento anaerobio, pp. 6.127-6.129.

Cortois, R., De Deyn, G. (2012). The curse of the Black box. *Plant Soil*, DOI 10.1007/s11104-011-0963-z.

Covarrubias, G., Camacho, A. (2011). Evaluación de un reactor de manto de lodo con flujo ascendente (UASB) con cambios de velocidad de alimentación. *Ingeniería Investigación y Tecnología*, 12(1), 199-208.

Chelme, S., Fonseca, P., Mercado, R., Alarcon, N., Sánchez, O. (2008). Macromolecular composition and anaerobic degradation of the sludge produced in a sequencing batch reactor. *Electronic Journal of Biotechnology*, DOI: 10.2225/vol11-issue3-fulltext-12

Chong, S., Kanti Sen, T., Kayaalp, A., Ming Ang, H. (2012). The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment e A State-of-the-art-review. *Water Research*, 46, 3434 -3470.

De la Peña, M., Ducci, J., Zamora, V. (2013). *Tratamiento de Aguas Residuales en México*. Banco Interamericano de Desarrollo <http://publications.iadb.org/handle/11319/5931?localeattribute=es>. Accessed 20 January 2014.

Donoso, A., Bandara, W., Satoh, H., Ruiz, G. (2013). Explicit temperature-based model for anaerobic digestion: Application in

domestic wastewater treatment in a UASB reactor. *Bioresource Technology*, 133, 437-442.

Ghani, N., Othman, N. (2013). Study on Characteristics of Sediment and Sedimentation Rate at Sungai Lembing, Kuantan, Pahang. *Procedia Engineering*, 53, 81- 92.

Grady, L., M Filipe, M. (2000). Ecological Engineering of Bioreactors for Wastewater Treatment. *Water Air and Soil Pollution*, 123, 117-132.

Haller, L., Amedegnato, E., Poté, J., Wildi, W. (2009). Influence of Freshwater Sediment Characteristics on Persistence of Fecal Indicator Bacteria. *Water Air and Soil Pollution*, 203, 217-227.

Hanna, A., Allison, M., Bianchi, T., Marcantonio, F., Goff, J. (2014). Late Holocene sedimentation in a high Arctic coastal setting: Simpson Lagoon and Colville Delta, Alaska. *Continental Shelf Research*, 74, 11-24.

Keser, G., & G. Buyuk. (2012). Effects of water irrigation on chemical and physical properties of *Petroselinum crispum*. *Biol. Trace Elem. Res*, DOI 10.1007/s12011-011-9259-7.

Kopittke, P., Menzies, N. (2004). Control of nutrient solution for studies at high pH". *Plant and soil*, 266, 343-354.

Lettinga, G. (1995). Anaerobic digestion and wastewater treatment system. *Antonie van Leeuwenhoek*, 67, 3-28.

Mahdi, A., Azni, I., Aofah, A. (2007). Combined anaerobic-aerobic system for treatment of textile wastewater. *Journal of Engineering Science and Technology*, 2(1), 55-69

McCleskey, B., Nordstrom, D., Ryan, J., Ball, J. (2012). A new method of calculating electrical conductivity with applications to natural waters. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 77, 369-382.

McKeown, R., Hughes, D., Collins, G., Mahony, T., O' Flaherty, V. (2012). Low-temperature anaerobic digestion for wastewater treatment. *Current Opinion in Biotechnology*, 23, 444-451.

McLaughlin, M., Brooks, J., Adeli, A. (2012). Temporal flux spatial dynamics of nutrients, fecal and zoonotic pathogens in anaerobic swine manure lagoon waters. *Water Research*, 46, 4949-4960.

Norma Oficial Mexicana NOM-002-SEMARNAT-1996 Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.

Norma Oficial Mexicana NOM-CCA/032-ECOL/1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las aguas residuales de origen urbano o municipal para su disposición mediante riego agrícola.

Norma Mexicana NMX-AA-003-(1, 2, 3)-2008 Aguas residuales-Muestreo.

Norma Mexicana NMX-AA-004-SCFI-2013 Análisis de agua - Determinación de Sólidos sedimentables en Aguas Naturales, Residuales y Residuales Tratadas.

Norma Mexicana NMX-AA-007- SCFI-2013 Análisis de Agua - Determinación de la Temperatura en Aguas Naturales, Residuales y Residuales Tratadas.

Norma Mexicana NMX-AA-008-SCFI-2011 Análisis de Agua-Determinación del pH-método de prueba.

Norma Mexicana NMX-AA-012-SCFI-2001 Análisis de agua determinación de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

Norma Mexicana NMX-AA-093-SCFI-2000 Análisis de Agua-Determinación de la Conductividad Electrolítica.

- Norma Técnica Ambiental NTA-006-SMA-RS-2006.- Que establece los requisitos para la producción de los mejoradores de suelos elaborados a partir de residuos orgánicos.
- Oz, N., & Ince, O. (2012). Effect of seed sludge microbial community and activity on the performance of anaerobic reactors during the start-up period. *World J Microbiol Biotechnol*, DOI 10.1007/s11274-011-0857-5.
- Panikkar, A., Okalebo, S. (2010) *Handbook of Environmental Engineering, Volumen 11: Environmental BiogineerinL.* (Ed.), L. K. Wang et al., DOI: 10.1007/978-1-60327-031-1_16.
- Pervin, H. M., Dennis, G. P. (2013). Drivers of microbial community composition in mesophilic and thermophilic temperature-phased anaerobic digestion pre-treatment reactors. *Water Research*, doi.org/10.1016/j.watres.2013.07.053
- Ramhalo, R., Jiménez, D., de Lora, F. (2003). *Tratamiento de aguas residuales.* España. Reverte. (Ed). Caracterización de agua residual doméstica e industriales, p. 40-41
- Reza, J., Jafar, M., Razieh, Y. (2014). The study and zoning of dissolved oxygen (DO) and biochemical oxygen demand (BOD) of Dez river by GIS software. *Journal of Applied Research in Water & Wastewater*, 1(1), 26-30
- Rizvi, H., & Ahmad, N. (2013). Start-up of UASB reactors treating municipal wastewater and effect of temperature/sludge age and hydraulic retention time (HRT) on its performance. *Arabian Journal of Chemistry*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.arab-jc.2013.12.016>.
- Sarathai, Y., Koottatep, T., Morel, A. (2010). Hydraulic characteristics of an anaerobic baffled reactor as onsite wastewater treatment system. *Journal of Environmental Sciences*, 22(9), 1319–1326.
- SEMARNAT, SAGARPA, FIRCO. (2010). *Especificaciones Técnicas para el Diseño y Construcción de Biodigestores en México.* Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Fideicomiso Riesgo Compartido. México Disponible en: Documento Especificaciones Técnicas VF – Proyecto de Energía_proyectedeenergíarenovable.com/.../Biodigestor/Especificaciones... Formato de archivo: PDF/Adobe Acrobat Accessed July 2012.
- Terreros, J., Olmos, A., Noyola, A., Ramírez, F., Monroy, O. (2009). Digestión anaerobia de lodo primario y secundario en dos reactores UASB en serie. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 8 (2), 153-161
- Torres, P. (2012). Perspectivas del tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas en países en desarrollo. *Revista EIA*. 18: 115-129
- Van Haandel, A., Kato, M., Cavalcanti, P., Florencio, L. (2006). Anaerobic reactor design concepts for treatment of domestic wastewater. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, DOI 10.1007/s11157-005-4888.
- Van Hulle, S., Vandeweyer, H., Meesschaert, B., Vanrolleghem, P., Dejjans, P., Dumoulin, A. (2010). Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams. *Chemical Engineering Journal*, 162, 1–20
- Vlad, C., Sbarciog, M., Barbu, M., Caraman, S., Vande Wouwer, A. (2012). Indirect Control of Substrate Concentration for a Wastewater Treatment Process by Dissolved Oxygen Tracking. *CEAI*, 14 (1), 37-47
- Wu, J., Meng, X., Meng Liu, X., Liu, X., Zheng, Z., Xu, D., Sheng, G., Yu, H. (2010). Life Cycle Assessment of a Wastewater Treatment Plant Focused on Material and Energy Flows. *Environmental Management*, DOI 10.1007/s00267-010-9497-z.