



TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS EN FILTROS ANAEROBIOS DE FLUJO ASENDENTE DE DOS FASES (DI – FAFS)

Recibido: Noviembre 23 de 2015

Aprobado: marzo 30 de 2016

Jarson Alexis Rodríguez Chona¹; Julio Isaac Maldonado²; Ángela Maritza Cajiao³, Jorge Luis Ortiz Carrillo⁴

1. M. Sc (C) Maestría en Ingeniería Ambiental Facultad de Ingenierías y Arquitectura Universidad de Pamplona.

2. M.Sc.Docente, Programa de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingenierías y Arquitectura Universidad de Pamplona.

3. M. Sc (C). Docente, Directora Cepario, Coordinadora de Laboratorios Microbiología Universidad de Pamplona.

4. Microbiólogo, Facultad de Ciencias Básicas, Programa de Microbiología Universidad de Pamplona.

* E-mail Autor de Correspondencia. jalexisrch@gmail.com

Resumen

Los lixiviados por sus altas concentraciones de materia orgánica y metales pesados entre otros contaminantes, pueden llegar a ser una alta fuente de contaminación, por esto se propuso tratarlos empleando un sistema de filtros anaerobios de flujo ascendente de dos fases (DI – FAFS). Según las características químicas y físicas del lixiviado utilizado, permitió clasificarlos como lixiviado joven, con concentraciones intermedias y unidades de pH superiores a 8. Estos filtros en la fase ácida tienen alturas proporcionales al 20, 50 y 80% de la altura total del filtro y la fase metanogénica con alturas del 80, 50 y 20% complementa la altura total del mismo. Los DI-FAFS fueron operados con tres cargas orgánicas volumétricas (COV): alta: 3,71; media: 2,76 y baja: 1,80 Kg DQO/m³-día respectivamente, con temperaturas de 20, 27 y 34°C. Se empleó como parámetro de control, la medición eficiencia en la remoción de la Demanda Química de Oxígeno (DQO). El tiempo de retención hidráulico para los DI-FAFS fue de 18 ± 0,5 horas. La eficiencia máxima obtenida en los Di-FAFS fue del 72.86% en la remoción de DQO, logrado con una temperatura de



34°C y con una relación de alturas (fase ácida/metanogénica) de 20/80, que determina igualmente relación de volúmenes de las fases ídem de 20/80.

Palabras Clave: Carga Orgánica Volumétrica, Actividad Metanogénica, Filtros Anaerobios, Di-FAFS.

Área temática: Biotecnología aplicada

ABSTRACT.

Leachate by high concentrations of organic matter and heavy metals and other pollutants, can become a high source of contamination of bodies of water, so it was proposed to treat them using a system of anaerobic filters upstream of two phases (DI - FAFS). According to the chemical and physical characteristics of the leachate used, allowed leachate classified as Type III (Intermediate). The DI- FAFS were operated with three volumetric organic loads (VOC): High: 3.71; medium: 2.76, low 1.80 kg COD / m³ – day, with temperatures of 20, 27 and 34 °C. It was used as a control parameter, the removal efficiency measurement of Chemical Oxygen Demand (COD). The hydraulic retention time for DI- FAFS was 18 ± 0.5 hours. The maximum efficiency obtained in the Di - FAFS was 72.86 % in removing COD, achieved with a temperature of 34 ° C and a height ratio (acid phase/ phase methanogenic) 20/80, which also determines volume ratio of phases (acid phase/phase methanogenic) of 20/80.

Keywords: Volumetric Organic Load, Methanogenic Activity, Anaerobic filters, Di - FAFS

Subject area: Applied Biotechnology

INTRODUCCIÓN

El mundo se enfrenta a una crisis ambiental en términos de cantidad y calidad del agua, a causa del incremento de la población, la industrialización, los altos niveles de vida, el calentamiento global, el desarrollo y comportamiento antrópico; que ha generado como consecuencia grandes volúmenes de aguas residuales e industriales. El desarrollo tecnológico e industrial, el incremento de la producción industrial y el crecimiento de las poblaciones ha ocasionado que los contaminantes de los residuos líquidos (industriales, domésticos) se incrementen día a día, en volumen, carga, concentración y diversidad, que al verterlas sobre los cuerpos receptores generan también incrementos en el grado de contaminación(Maldonado & Ramón 2006). Los riesgos al ambiente y a la salud humana causados por la generación de residuos químicos y peligrosos han



generado alertas por los efectos adversos que estos han ocasionado al planeta. La contaminación de los cuerpos acuíferos (aguas subterráneas y fuentes hídricas) Vera (2013) , que se vierten al medio ambiente causando el deterioro de las aguas receptoras (superficiales, subterráneas) y de los suelos; en este sentido es de gran relevancia buscar alternativas para el tratamiento de aguas residuales con altas cargas contaminantes, siendo necesario mejorar los procesos de tratamiento de aguas residuales existentes.

Una de las alternativas más estudiadas hoy en día son los tratamientos donde se realiza el proceso de estabilización de sustratos en sistemas anaerobios, con buenos resultados en la remoción de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5), Demanda Química de Oxígeno (DQO), contenido de sólidos, ajustes de pH entre otros; mejorando así la calidad del agua vertidas y reduciendo los impactos.

En esta investigación se utilizó un sistema de filtros anaerobios de flujo ascendente separados en dos fases (DI-FAFS), donde se utilizó como sustrato lixiviado del relleno sanitario Los Guayabales, generados como consecuencia de la compactación de grandes cantidad de residuos sólidos vertidos por la ciudad de Cúcuta (Col.), como resultado de productos usados, que cumplieron la función para los cuales fueron adquiridos y cuya eliminación es una necesidad y hace parte integral del entorno urbano, donde es necesaria la planificación de infraestructuras, que garanticen un ambiente seguro y saludable (Torres et.al., 2014)

Generalmente, el impacto ambiental de los rellenos sanitarios está asociado principalmente, con la emisión de gases de efecto invernadero, como el dióxido de carbono (CO_2) y metano (CH_4) y producción de lixiviados, producidos como consecuencia de la percolación de las aguas lluvias, a través de la masa de residuos, de las reacciones químicas y biológicas ocurridas en las celdas que contienen los residuos y del contenido de agua. Según (Torres et al.,2014) existen varios antecedentes de tratamiento aerobio y anaerobio de lixiviados, que van desde experiencias a escala laboratorio a experiencias a escala real. El tipo de tratamiento aerobio más extendido es lodos activados o lagunas aireadas, también existen otros sistemas aerobio como los reactor de Discos Biológicos Rotatorios. En cuanto al tratamiento anaerobio, el sistema de más utilizado es el reactor UASB, el cual ha reportado muy buenos resultados (Álvarez y Suárez, 2006), concluyéndose que los sistemas biológicos, como el tratamiento anaerobio solo o combinado con otros procesos son una biotecnología consolidada para el tratamiento residuos líquidos orgánicos, principalmente en países con condiciones climáticas favorables (climas cálidos) que permiten una elevada biodegradabilidad, lo que representa una ventaja técnica y económica, ya que en estos procesos hay una alta reducción de la materia orgánica, menor producción de lodos digeridos, menores requerimientos de área comparados con otros métodos, con generación de subproductos altamente energéticos, como es el CH_4 contenido en el biogás; adicionalmente, presentan un bajo



o nulo requerimiento de insumos químicos, dadas las condiciones adecuadas de pH, alcalinidad y de nutrientes.

En general, a temperaturas entre 20 y 45 °C se alcanzan eficiencias de reducción de DQO entre el 70% al 80% (Torres et al., 2014). Dependiendo de la edad del lixiviado y la relación DBO₅/DQO se puede cuantificar el índice de Biodegradabilidad que es la capacidad que tiene un grupo de microorganismos de descomponer una sustancia compleja en sustancias más simples; también la alta presencia de ácidos húmicos y fúlvicos indican baja capacidad de biodegradabilidad; esto es debido a la liberación de las grandes moléculas orgánicas recalcitrantes de los residuos sólidos. En consecuencia los lixiviados maduros se caracteriza por su baja relación de DBO₅/ DQO originada por baja concentración de la DBO₅ y DQO bastante altos; también se caracterizan por presentar muy altos contenidos de sales disueltas, en particular de cloruros, sodio, carbonatos y amonio (Torres, 2010)

Debido a esto y pese a la antigüedad de los filtros anaeróbicos de flujo ascendente y otros reactores anaeróbicos, han recibido poca atención en nuestro medio, especialmente por las limitaciones operativas, como la acidificación asociada a problemas de olores, el atascamiento de sólidos y/o material orgánico y la baja velocidad de la hidrólisis, consideradas como limitantes de la eficiencia en la remoción de carga orgánica en reactores anaeróbicos. Otra limitante es que la fase No Metanogénica puede desarrollar los bioprocesos de fermentación y formación de hidrógeno y ácido acético a una velocidad mucho mayor que la fermentación del (CH₄), problemática que se ha venido estudiando y correlacionando con el fin de disminuir los tiempos de biodegradación y acelerar todo el tratamiento anaeróbico y aumentar la eficiencia del tratamiento.

Por lo anterior, (Cohen, 1983) y (Romero, 2001) han recomendado separar la hidrólisis y formación de ácidos grasos de la fermentación metanogénica a fin de mejorar la eficiencia de estos procesos de tratamiento, de los cuales no se conocen criterios específicos de diseño.

Por lo antes mencionado, el presente estudio propuso separar la fase metanogénica de las fases no metanogénica (hidrolítica – acidogénica y acetogénica) en el proceso de biodegradación de la materia orgánica, empleando filtros anaerobios de flujo ascendente separados en dos fases (DI-FAFS).

Este trabajo se obtuvo una relación de alturas de DI-FAFS (fase acida/metanogénica), que determina igualmente la relación de volúmenes de las fases ídem.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se caracterizaron seis muestras de lixiviados del relleno sanitario Los Guayabales durante un periodo de 12 días en el mes de marzo de 2014; se evaluaron parámetros como pH, DQO, DBO₅,



ST, SST, SSV, Conductividad, Turbiedad, Cloruros, Dureza Total, Alcalinidad Total, N – NH₃, Nitritos, Fosfatos, Sulfatos, Metales pesados, Grasas – Aceites y Coliformes (totales y fecales).

Se midió la Actividad Metanogénica específica (AME) o producción de CH₄ según metodología indicada por Jim Field (Field, J. 1987) y lo aplicado por Maldonado J. Isaac (Maldonado, J.I., 1993), en los cuatro inóculos seleccionados al azar, procedentes de las PTAR de Rio Frio, Campollo, Macpollo y estiércol fresco de cerdo, determinando en todos la cantidad de SST, SSV y se determinó la relación de SSV/SST mediante análisis estandarizados (Standard Methods, 1992).

Se dimensionaron y construyeron tres series de DI-FAFS con diámetro de 2+1/2" y una relación de alturas (fase ácida/metanogénica) ò relación de volúmenes de las fases ídem: 80/20, 50/50 y 20/80, tomando como base un filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA) de fase única con un tiempo de retención de 18 ± 0,5 horas y un caudal de 3.5 ml/min, para volumen total de 4.11 litros, con unidades de tratamiento preliminar para remover grasas y aceites en el afluente de los 9 DI-FAFS, con TRH = 10 minutos en la Trampa de grasas y un TRH = 110 minutos en el sedimentador y un tiempo total de pretratamiento: 2 horas).

Tabla No 1: Dimensiones de las unidades de pretratamiento

Unidad	Caudal (m ³ /minuto)	Tiempo de Retención Hidráulico TRH (minuto)	Longitud (m)	Altura (m)	Ancho (m)
Trampa de Grasas y Aceites	0,000192	10	0,10	0,12	0,16
Desarenador	0,000192	110	0,86	0,12	0,16

Fuente (Rodríguez, J. y Maldonado J.I., 2015)

En la tabla siguiente se muestran las dimensiones de las alturas para cada una de las fases.

Tabla No 2 Dimensiones de los DI-FAFS

Volumen Fase	Dimensiones de los DI-FAFS			Diámetro (m)
	DI-FAFS (1) Altura (m)	DI-FAFS (2) Altura (m)	DI-FAFS (3) Altura (m)	
Acida (Hidrolisis-Acidogenesis-acetogenesis)	0,24	0,60	0,96	0,0635
Metanogénesis	0,96	0,60	0,24	0,0635

Fuente (Rodríguez, J. y Maldonado J.I., 2015)



. **Inoculación y Adaptación:** Construidas las unidades de tratamiento preliminar y primario y conociendo el lodo de mayor producción de CH₄ (mejor AME), se inocularon los DI-FAFS agregando un volumen equivalente al 30% del volumen de cada fase y seguidamente se inició la formación de la biopelícula adherida, haciendo pasar agua residual con DQO entre 250 mg /L y 800 mg/L durante ocho días continuos.

. **Aclimatación:** Se procedió a suministrar una mezcla volumétrica de ARD y Lixiviados variable, que reducía cada 24 hora el volumen del ARD en un 5% e incrementaba el volumen de lixiviados en el mismo porcentaje, lixiviados diluidos con concentraciones constantes en cada una de las tres series de los DI-FAFS así; Serie No 1 baja: 1700 mg/L; Serie No 2 media 2600 mg/L y Serie No 3, alta 3500 mg/L.

Tabla No 3 relación de volúmenes ARD lixiviados

No	VOLUMEN %	
	ARD	LIXIVIADOS
1	100	0
2	95	5
3	90	10
4	85	15
5	80	20
6	75	25
7	70	30
8	65	35
9	60	40
10	55	45
11	50	50
12	45	55
13	40	60
14	35	65
15	30	70
16	25	75
17	20	80
18	15	85
19	10	90
20	5	95
21	0	100

Fuente (Rodríguez, J. y Maldonado J.I., 2015)

. **Arranque:** Se inició el tratamiento de lixiviados a una temperatura baja constante de 20°C para todas series y con Cargas Orgánicas Volumétricas (COV) variables en cada una de ellas; Serie No1 COV baja 1,80, Serie No 2 COV media 2.76 y Serie No 3 COV alta 3,71 DQO kg/m³- día. Una vez logradas condiciones estable se incrementó a la temperatura media 27°C y posteriormente a la temperatura alta 34°C, monitoreando siempre la DQO afluente y efluente en todos los DI-FAFS, proceso que demandó durante un periodo de monitoreo de cien días y un periodo total de investigación discontinua de dos años.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla 4 se observan las características del lixiviado utilizado como sustrato, con las concentraciones promedio y valores máximos y mínimos de los parámetros de las seis (6) muestras analizadas.

Tabla No 4 Caracterización de lixiviados relleno sanitario Los Guayabales

Parámetro	Unidad	Promedio	Valor Mínimo	Valor Máximo	Desviación
pH		8,47	8,29	8,60	0,14
DQO	mg/L O ₂	9438,33	6440,00	12100,00	2424,66
DBO ₅	mg/L O ₂	2925,00	2200,00	4500,00	1125,94
ST	mg/L	13562,92	12930,00	14320,00	574,92
SST	mg/L	1015,83	670,00	1420,00	339,48
SSV	mg/l	5337,08	4860,00	5840,00	333,01
Conductividad	ms/cm	21,43	20,60	22,30	0,70
Turbiedad NTU	UNT	695,88	510,40	1051,20	215,08
Cloruros	mg/L Cl ⁻	2147,86	746,28	3455,00	1201,82
Dureza Total	mg/L CaCO ₃	2142,39	1128,40	3210,00	829,61
Alcalinidad Total	mg/L CaCO ₃	9736,81	8942,00	10730,40	730,79
N - NH ₃	mg/L NH ₃	33,33	20,00	60,00	15,06
Nitritos	mg/L NO ₂	1,95	0,22	3,70	1,39
Fosfatos	mg/L PO ₄	284,50	132,00	437,00	114,06
Sulfatos	mg/L SO ₄	200,00	190,00	210,00	14,14
Cobre	mg/L Cu	0,51	0,06	1,04	0,45
Plomo	mg/L Pb	0,59	0,10	1,21	0,44
Cromo	mg/L Cr	0,76	0,54	0,94	0,18
Zinc	mg/L Zn	0,58	0,05	1,02	0,41
Manganeso	mg/L Mn	0,87	0,26	1,77	0,63
Hierro total	mg/L Fe	20,19	18,45	21,53	1,27
Potasio	mg/L K	2381,00	309,00	3208,00	1123,00
Sodio	mg/L Na	1056,87	808,40	1227,80	172,04
Calcio	mg/L Ca	182,42	156,14	223,20	30,74
Magnesio	mg/L Mg	220,39	172,18	251,60	75,11
Grasas y Aceites	mg/L	8,00	5,00	9,50	1,76
Coliformes Totales	NMP/ 100 ml	2150,00	500,00	3000,00	1029,08
Coliformes Fecales	NMP/ 100 ml	1300,00	300,00	3000,00	1033,44

Fuente (Rodríguez, J. y Maldonado J.I., 2015)

La variación de pH en las muestras analizadas es poca, tiene condiciones ligeramente básicas que pueden ser un factor de inhibición durante el tratamiento. Según (Nájera et.al.,2009) los valores de pH y la alcalinidad corresponden a un lixiviado tipo 3 o intermedio, siendo bajas las concentración de la DQO y de la DBO₅ lo ubican dentro de los rangos típicos para un lixiviado de vertedero nuevo (Salgado y Trujillo, 2004), pero según el funcionamiento del relleno se puede describir que presenta una mezcla de lixiviados provenientes de celdas jóvenes e intermedios, ya que le relleno tiene alrededor de 10 años de operación.

El índice de biodegradabilidad es de 0,35 y según (Luo et.al.,2015) registros entre 0,1-0,5 se considera que es un lixiviado tipo intermedio con un índice de biodegradabilidad media. Además reportó baja concentración de metales y con presencia de materiales orgánicos recalcitrantes que son parcialmente estables y biológicamente resistentes. En la siguiente tabla se muestran concentraciones de metales pesados en lixiviados de diferentes rellenos sanitarios del mundo.

Tabla No 5. Presencia de metales pesados en cinco lixiviados de rellenos sanitarios diferentes

Parámetro	Unidad	(Estudio Actual) Relleno Sanitario Guayabales, Cúcuta, 2014.	Vertedero de Guanabacca, la Habana 2014	Relleno Sanitario Doña Juana, 2011	Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México 2008.	Relleno Sanitario Mérida; Yucatán, México 2002-2003.	Relleno Sanitario el Carrasco, Santander, Colombia. 2001.
Cobre	mg/L Cu	0,51	1,4	0,067	0,19	0,214	0,16
Plomo	mg/L Pb	0,59	0,71	0,23	1,851	0,236	ND
Cromo	mg/L Cr	0,76	0,12	ND	0,827	6,98	0,79
Zinc	mg/L Zn	0,58	6,2	0,59	3,425	3,2	4
Manganeso	mg/L Mn	0,87	ND	0,17	ND	0,81	ND
Hierro total	mg/L Fe	20,19	ND	17,73	21,159	64,05	312,5
Potasio	mg/L K	2381	ND	ND	ND	10252	ND
Sodio	mg/L Na	1056,87	ND	ND	ND	11850	ND
Calcio	mg/L Ca	182,42	ND	ND	ND	ND	ND
Magnesio	mg/L Mg	220,39	ND	ND	ND	ND	ND

Fuente (Rodríguez, J. y Maldonado J.I., 2015)



CIAU

Comparando los datos registrados por (Pellón et.al., 2015), (Montenegro, 2013), (Nájera et.al.,2009), (Méndez et.al.,2008), (Villamizar y Plata, 2013) en caracterizaciones de los diferente RS, los reporte del Relleno Sanitario Los Guayabales de Cúcuta en año 2014 presentó para el plomo, cromo, hierro valores intermedios; mientras que los valores para zinc, potasio y sodio se encuentran por debajo de este mismo rangos; y el manganeso ligeramente por encima de estos valores medios. Los análisis de calcio y magnesio no se pudieron comprar.

Según(Torres et al.,2014) presenta valores de ST para clasificar lixiviados jóvenes, intermedios y maduros, que comparados con los datos del RS los Guayabales clasifican a éste lixiviado tipo Intermedio es decir para RS con una edad entre 5-10 años.

Se construyeron las unidades de tratamiento preliminar para retención de grasas y aceites, sedimentación de las partículas que puedan generar obstrucciones en las tuberías.

También se construyeron los DI-FAFS sabiendo que la sumatoria de las alturas en cada fase no puede superar los 1,2 m en la zona con material soporte del FAFA. Se empleó como material de soporte, trozos de tubería de media pulgada de PVC para agua caliente de un centímetro de largo como se muestra en la imagen.

Imagen 1: Montaje general las tres series de DI-FAFS



Fuente (Rodríguez, J. y Maldonado J.I., 2015)

Imagen 2. Medio de soporte de los DI-FAFS



Fuente (Rodríguez, J. y Maldonado J.I., 2015)



Se caracterizó y se realizó el ensayo de AME para cuatro lodos mencionados donde se obtuvieron los resultados indicados en la tabla 6, donde se muestra las concentraciones de los SST y de los SSV de los lodos analizados

Tabla No 6 Caracterización de lodos

LODO	SST mg/l	SSV mg/l	SSV/SST mg/
MACPOLLO	28750	18659	0,65
CAMPOLLO	33350	18150	0,54
PTAR RIO FRIO	24600	14800	0,60
ESTIERCOL CERDO	18590	14550	0,78

Fuente (Rodríguez, J. y Maldonado J.I., 2015)

La relación de solidos SSV con respecto a SST indica que la biomasa presente en los lodos es alta, que permite buenos rendimientos en la biodegradabilidad de sustratos orgánicos y producción de metano. La tabla 7 muestra el lodo de mayor AME.

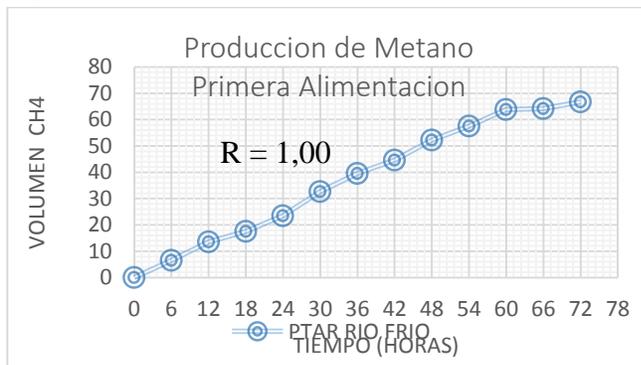
Tabla No 7 Valores para Ensayo de AME

LODO	AME 1	AME 2	ITEAA	IOAA	2ITEAA	IOAA < 2ITEAA	ESTADO
PTAR Macpollo	0,04	0,06	4,70	0,70	9,40	SI	Crecimiento
PTAR Campollo	0,04	0,06	4,70	0,54	9,40	SI	Crecimiento
PTAR Rio Frio	0,04	0,09	4,73	0,97	9,47	SI	Crecimiento
Estiércol de Cerdo	0,05	0,04	4,03	0,22	8,06	SI	Crecimiento

Fuente (Rodríguez, J. y Maldonado J.I., 2015)

Los resultados observados muestran mayor actividad AME en el lodo de PTAR rio frio durante la primera alimentación. La gráfica siguiente permite detallar la producción de CH₄

Fig. 1. Producción de metano PTAR Rio Frio



Fuente (Rodríguez, J. y Maldonado J.I., 2015)



Por los resultados anteriores se empleó lodo de la PTAR Rio Frio como inóculo por ser el que reporto la mayor AME. Cada DI-FAFS fue inóculado con un 30 por ciento del volumen de lodo en cada una de sus fases.

Imagen 3. Inoculación de los DI-FAFS



Fuente (Rodríguez, J. y Maldonado J.I., 2015)

Hecha la inoculación se hizo circular agua residual con contracciones desde 250 mg/L hasta 800 mg/L de DQO; posteriormente se aclimataron los DI-FAFS mediante una mezcla de agua residual y lixiviados cuyo porcentaje de éstos últimos en la mezcla se fue incrementando en el tiempo, mientras que el del agua residual disminuían, verificando la concentración mediante ensayos simultáneos.

Aclimatados los DI-FAFS se inició el tratamiento de lixiviados con diferentes COV simultáneamente y una temperatura inicial de 20°C, que se incrementó a 27°C y por último a 34°C. Se trabajó teniendo como variable de control la remoción de la DQO. La tabla 8 muestra los resultados en cuanto a eficiencias para cada DI-FAFS, en las diferentes condiciones de volúmenes cargas y temperaturas de operación

Tabla No 8. Eficiencias en los DI-FAFS

T°C	COV								
	3,71			2,76			1,80		
	DI-FAFS 1	DI-AFS 2	DI-FAFS 3	DI-FAFS 1	DI-FAFS 2	DI-FAFS 3	DI-FAFS 1	DI-FAFS 2	DI-FAFS 3
	EF%	EF%	EF%	EF%	EF%	EF%	EF%	EF%	EF%
	80-20	50-50	20-80	80-20	50-50	20-80	80-20	50-50	20-80
20	27,50	37,50	48,75	40,38	42,31	44,23	31,25	43,75	37,50
27	41,73	53,30	66,45	55,77	63,25	70,00	46,40	52,00	60,45
34	59,42	63,77	65,22	62,26	64,15	72,86	52,94	59,45	68,57



CIAU

Fuente (Rodríguez, J. y Maldonado J.I., 2015)

Se observa en los resultados que las mayores eficiencias se obtuvieron para COV entre media y alta, a temperaturas entre 27°C y 34°C y con volúmenes No metanogénicos medios y bajos (20% - 50%) y volúmenes metanogénicos medios y altos (50% - 80%), lo que guarda relación con los tiempos de duplicación de los grupos bacterias de cada fase.

CONCLUSIONES

Los lixiviados provenientes de RS Los Guayabales se pueden clasificar como Lixiviados Tipo 3 (Intermedio).

Los lixiviados provenientes de RS se pueden tratar mediante DI-FAFS y logran eficiencias hasta del 72% en la remoción del DQO.

Los DI-FAFS permite mejorar las eficiencias del tratamiento anaeróbicos siempre que los volúmenes de las fases No Metanogénicos oscilen entre el 20 y el 50% y los metanogénicos ocupen volúmenes que oscilen entre el 50 y el 80%

Mediante software estadístico se precisaron de manera preliminar que la mayores eficiencias en la remoción del DQO se pueden lograr con volúmenes de las fases No Metanogénicos 70 - 80% y los metanogénicos ocupen volúmenes que oscilen entre el 20 y el 30%.

Se comprobó que a temperaturas mayores a $\geq 27^{\circ}\text{C}$ las eficiencias en la remoción de DQO se pueden lograr en los DI-FAFS eficiencias $\geq 70\%$.

Se comprobó también que con COV alrededor de 2.76 Kg DQO/m³- día se pueden lograr en los DI-FAFS eficiencias en la remoción de DQO $\geq 70\%$ con volúmenes de las fases No Metanogénicos entre el 70 - 80% y los metanogénicos ocupen volúmenes que oscilen entre el 20 y el 30% para temperaturas $> 20^{\circ}\text{C}$.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Alexis Pellón., Matilde López., María Espinosa., Orestes González (2015). Propuesta para tratamiento de lixiviados en un vertedero de residuos sólidos urbanos. Ingeniería Hidráulica Y Ambiental, 36(2), 3–16.

APHA, AWWA, WPCF. (1992). Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales. Madrid (España): Ediciones Díaz de Santos, S.A.

Álvarez, Alexander; Suárez, J. (2006). Tratamiento biológico del lixiviado generado en el relleno sanitario “El Guayabal” de la ciudad San José de Cúcuta. Ingeniería Y Desarrollo, 20, 95–105.



Cohen A. (1983) Two- Phase Digestion of Liquid and Solid Waste. Third International Symposium on Anaerobic Digestion, Boston-USA.

Field, Jim. (1987). Medición de parámetros en reactores del manto de lodos anaeróbicos de flujo ascendente, Universidad Agrícola de Wageningen Holanda - Universidad del Valle - Corporación Autónoma Regional del Cauca.

Luo, J., Qian, G., Liu, J., & Xu, Z. P. (2015). Anaerobic methanogenesis of fresh leachate from municipal solid waste: A brief review on current progress. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 49, 21–28.

Méndez Novelo, R. I., Castillo Borges, E. R., Sauri Riancho, M. R., Quintal Franco, C. A., Giácoman Vallejos, G., & Jiménez Cisneros, B. (n.d.). Comparación de cuatro tratamientos fisicoquímicos de lixiviados. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 25(3), 133–145.

Montenegro, D. (2013). Estimación del efecto del lixiviado del Relleno Sanitario Doña Juana sobre la calidad del agua del Río Tunjuelo y su posible tratamiento en la PTAR Canoas.

Maldonado & Ramón (2006). Sistema de tratamiento para aguas residuales industriales en mataderos. *Revista ambiental agua, aire y suelo*. Vol. 1. Número 1.

Nájera, H; Castañón, J; Figueroa, J y Rojas-Valencia, M. (2009). caracterización y tratamiento fisicoquímico de lixiviados maduros producidos en el sitio de disposición final de tuxtla gutiérrez, chiapas, méxico.

Romero Rojas, J. (2001) Tratamiento de aguas residuales: Teoría y Principios de Diseño. Escuela Colombiana de Ingeniería, Primera Edición Reimpresa, Bogotá.

Salgado, P., & Trujillo, V. (2004). Estudio de la calidad del lixiviado del relleno sanitario filtro, esmeralda y su respuesta bajo tratamiento en ascendente, anaerobio piloto de flujo.

Torres, P. (2010.). Impacto de la incorporación de lixiviados en el arranque de reactores anaerobios al tratar aguas residuales domésticas. *Ingeniería Y Universidad*, 313–326.



CIAU

Torres P., Barba-Ho, L. E., Ojeda C., Martínez, J., & Astaño, (2014). Influence of leachates age on its physico- chemical composition and toxicity potential. Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica, 17(1), 245–255.

Vera S., Javier (2013). Tratamientos biorremediación para la eliminación de residuo de sales inorgánicas generados en laboratorios de química general mediante el uso de técnica de lombricultura. Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo. ISSN 1900-9178, 4 (1). pp: 33 - 41.

Villamizar, O. D., y Plata, S. M.(2013).Characterization and implementation of a physicochemical method ftreatment from the landfill carrasco. inovaciencia, 1, 23–29.