



Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro

Dirección de Investigación
Subdirección de Programación y Evaluación



Proyecto de Investigación 2018

Unidad:	Saltillo	División:	Agronomía	Departamento:	Botánica
Tema estratégico (ANA/PEP):	Biotecnología				
Programa de Investigación:	Biotecnología Agrícola				
Línea de investigación:	Biotecnología Agrícola				
Título del proyecto:	Estudio comparativo del desempeño de reactores de flujo continuo empacados con compósitos a base de fibras naturales para el tratamiento de agua residual del rastro TIF 377.				
Presupuesto solicitado (Máximo \$100,000)	\$20,000.00	El proyecto es:	Nuevo	Continuación	x
Tipo de investigación:	Básica	<input checked="" type="checkbox"/> Aplicada	<input type="checkbox"/> Tecnológica	e-mail del responsable	silvia.martinez@uaaan.mx
Vinculación:	Si	<input checked="" type="checkbox"/> No	Fondos concurrentes:	Equipo y material	
Cooperante(s) :	Universidad Autónoma de Coahuila (FCQ), Universidad Autónoma de San Luis Potosí (COARA)				
Entidad (es):	Coahuila	Municipio (s):	Saltillo		
Localidades:	Saltillo				
A realizar durante el año(s):	2017-2018				
Participantes	Adscripción (Clave Depto.)	Expediente No.	Firma		
Responsable	Dra. Silvia Yudith Martínez Amador	Botánica (3614)	3796		
Colaborador:	Dra. Iveth Dalila Antonio Carmona	Botánica (3614)	4173		
Colaborador:	Dra. Erika Nohemí Rivas Martínez	Botánica (3614)	3923		
Colaborador:	Dr. Miguel Ángel Pérez Rodríguez	Botánica (3614)	4104		
Colaborador:	Dr. Víctor Manuel Ovando Medina	COARA-UASLP			
Colaborador:	Dr. José Antonio Rodríguez de la Garza	FCQ-UAdeC			
	Nivel estudios	Matrícula	Firma		
Tesista:	Juanita Vázquez Roque	Licenciatura	41154493		
Programa Docente:	Ingeniero en Agrobiología				
Tesista:	Leonardo Alonso Padilla Tovar	Licenciatura	41154360		
Programa Docente:	Ingeniero en Agrobiología				
Tesista:					
Programa Docente:					
Vo. Bo.		Autoriza			
Firma y sello	Universidad Autónoma Agraria "Antonio Narro" 				
Nombre	Dra. Silvia Yudith Martínez Amador Jefe de Departamento		Dr. Armando Robledo Olivo Subdirector de Programación y Evaluación		

- Cada Jefe de Departamento deberá dejar copia para su archivo

Protocolo para Proyecto de Investigación 2017

Titulo del proyecto

Estudio comparativo del desempeño de reactores de flujo continuo empacados con compósitos a base de fibras naturales para el tratamiento de agua residual del rastro TIF 377.

Introducción

En México, uno de los problemas más graves que afectan al medio ambiente son las descargas de aguas residuales, sobre todo aquellas provenientes de los rastros municipales (Romero *et al.*, 2012). La mayoría de los rastros que actualmente operan en los estados de Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas, que forman parte de los 1133 rastros y los 108 rastros Tipo de Inspección Federal (TIF), no cuentan con sistemas adecuados para la valorización y/o el tratamiento de estos subproductos, llamados desechos. Los rastros impactan negativamente al ambiente al descargar al ambiente efluentes con alto contenido de materia orgánica biodegradable, sólidos suspendidos, aceites, grasas, nitrógeno y fósforo. La presencia de estos contaminantes varía de acuerdo a la planta, al proceso industrial y al tipo de animal sacrificado (Saddoud & Sayadi, 2012; Del Nery *et al.*, 2007). Además los rastros generan grandes volúmenes de aguas residuales (Jensen *et al.*, 2015). Otro factor que contribuye es el número de animales sacrificados, mismo que aumenta proporcionalmente con la demanda de alimentos en numerosos países a nivel mundial (Taskan, 2016).

Numerosos procesos han sido usados para el tratamiento de agua residuales de rastros (ARR), en particular los procesos anaerobios son bastante apropiados, lo anterior debido a la composición (Reyes *et al.*, 2012; Taskan, 2016).

El tratamiento aerobio no es usualmente considerado apropiado apto para aguas residuales concentradas como las ARR, debido al alto costo energético asociado a la aireación, a la alta producción de sólidos y a la capacidad limitante en la transferencia de O₂ (Park *et al.*, 2012). Los procesos anaerobios remueven una fracción significativa de materia orgánica, pero una baja cantidad de N (Liu *et al.*, 2015), por lo cual se debe tener en cuenta que una combinación adecuada de procesos anaerobios y aerobios permitiría la remoción biológica de N y P (Del Pozo & Diez, 2005).

Los procesos biológicos se clasifican de dos tipos de acuerdo a si la biomasa este libre o adherida a un soporte físico. Un ejemplo de los sistemas de biomasa adherida es el biofiltro, empleado para remover contaminantes del aire y del agua. Un biofiltro es una columna con biomasa biológicamente activa adherida a un material de soporte formando una biopelícula (biomasa inmovilizada), mediante la cual los compuestos orgánicos son degradados. Uno de los parámetros más importante que gobierna el desempeño del biofiltro es la adherencia de la biomasa al soporte (Chaudhary *et al.*, 2003; Wang *et al.*, 1996). Los materiales que se utilizan como soporte han sido clasificados en naturales o sintéticos, estos últimos biológicamente inactivos. Se ha reportado el uso de diversos materiales sintéticos como: alcohol polivinílico (Takei *et al.*, 2011), poli metil metacrilato (Sousa *et al.*, 1997), polipropileno (Naik y Setty, 2012), poliestireno (Ullah *et al.*, 2010), poliuretano (Lin *et al.*, 2006, He *et al.*, 2009) y poliuretano modificado (Zhou *et al.*, 2010), entre otros. La inmovilización de células en espuma de poliuretano tiene como ventajas una alta resistencia mecánica a solventes orgánicos y al ataque microbiano, además una fácil manipulación, regenerabilidad y rentabilidad (Patil *et al.*, 2006).

Un compósito es una combinación de dos o más fases químicamente distintas e insolubles; sus propiedades y rendimiento estructural son químicamente superiores a aquellas de los constituyentes, al actuar de forma independiente (Kalpakjian y Schmid, 2002). En el 2010, Zhou *et al.*, reportaron el uso de un compósito a base de Fe₃O₄/espuma de poliuretano como soporte de un biofiltro, detectando una mayor colonización microbiana y una alta eficiencia en la remoción de tolueno que con la espuma poliuretano pura.

Objetivos

Etapa 1

Polimerizar dos soportes naturales *Luffa cylindrica* y *Agave* sp. con polipirrol-co-polianilina.

- Establecer la fase de acondicionamiento para la formación de biopelícula sobre los soportes naturales polimerizados y sin polimerizar (fase anaerobia).
- Cuantificar la eficiencia de remoción de la demanda química de oxígeno y la formación de metano a partir del tratamiento de agua residual del rastro TIF 377, utilizando los soportes naturales polimerizados y sin polimerizar ya con biopelícula formada en reactores batch (fase anaerobia).

Etapa 2

- Establecer la fase de acondicionamiento para la formación de biopelícula sobre los soportes naturales polimerizados (reactores secuenciales anaerobio y aerobio).

- Determinar la eficiencia de remoción de la demanda química de oxígeno y la formación de metano a partir del tratamiento de agua residual del rastro TIF 377, utilizando los soportes naturales polimerizados ya con biopelícula en reactores de flujo continuo (reactores secuenciales anaerobio y aerobio).
- Medir la remoción *Salmonella*, *Shigella*, coliformes totales y fecales a partir del tratamiento de agua residual del rastro TIF 377, utilizando los soportes naturales polimerizados ya con biopelícula en reactores de flujo continuo (reactores secuenciales anaerobio y aerobio).

Hipótesis

El uso de fibras naturales polimerizadas con polipirrol y polianilina como soporte para biopelículas aumentará la eficiencia de remoción y la formación de metano a partir del tratamiento de agua residual del rastro.

Revisión de Literatura

Aguas residuales del rastro (ARR)

Las aguas residuales de los rastros varían en la composición de contaminantes, debido al número y tipo de animales sacrificados, así como del tipo de proceso y prácticas implementadas. Las aguas residuales de los rastros se caracterizan por contener altas concentraciones de proteínas, grasas, aceites, sólidos suspendidos y otros productos de la industria de la carne, así como presentar pH básicos. La disposición efectiva de este tipo de aguas ha tomado gran importancia debido a los requerimientos normativos tan estrictos considerados para la calidad de los efluentes (Rodríguez *et al.*, 2002). El volumen de aguas residuales generadas en un rastro, está directamente relacionado con la cantidad de agua utilizada. En algunos estudios se estima que de un 80% a un 95% del agua que se usa se desecha, sin embargo, otros estudios sugieren un rango de 97% al 100%, pues consideran como producto de desecho el agua contaminada que se evapora y la que se utiliza en la manufactura de subproductos (Borges *et al.*, 2012).

La República Mexicana tiene carencias importantes de agua ya que el 11% de la población no tiene acceso a este servicio y la mayor concentración natural del recurso se encuentra en la región del sureste donde está asentado únicamente el 22% de los habitantes. En el resto del país existe una cantidad importante de asentamientos industriales, ciudades y, lo más importante, el 78% restante de la población, que para satisfacer su demanda explota los cuerpos de agua produciendo una gran presión que dificulta la regeneración del mismo con la suficiente rapidez. Lo anterior demanda un uso racional del agua en los rastros y mataderos. Por lo que se recomienda hacer un uso eficiente del líquido durante todos los procesos de limpieza que se desarrollen (Bonilla, 2007).

Las aguas residuales industriales y municipales deben ser tratadas por cuestiones de salud y protección al medio ambiente. El proceso debe ser estable, de bajo costo y sobre todo eficiente para conseguir la calidad necesaria del agua que podría ser descargada al medio ambiente (Méndez-Romero *et al.*, 2011). Los efluentes de los rastros tienen un alto contenido de materia orgánica biodegradable, sólidos suspendidos, aceites, grasas, nitrógeno y fósforo. Además de los contaminantes antes mencionados se ha detectado la presencia de *Escherichia coli* enterohemorrágica y cepas productoras de beta lactamasas de espectro extendido, enzimas que le proveen mayor resistencia a los antibióticos, haciendo más difícil el tratamiento por infecciones causadas por estas cepas de *E. coli* (Diallo *et al.*, 2013). El contenido de contaminantes de las ARR varía de acuerdo a la planta, al proceso industrial y al tipo de animal sacrificado (Saddoud & Sayadi, 2012; Del Nery *et al.*, 2007). Además los rastros generan grandes volúmenes de aguas residuales (Jensen *et al.*, 2015). Otro factor que contribuye es el número de animales sacrificados, mismo que aumenta proporcionalmente con la demanda de alimentos en numerosos países a nivel mundial (Taskan, 2016).

Tratamiento de aguas residuales del rastro

Existen diversas opciones para el tratamiento de ARR, tanto de tipo fisicoquímico como biológico; sin embargo, los inconvenientes económicos y técnicos han frenado su aplicación. El tratamiento fisicoquímico comprende básicamente un proceso de coagulación-floculación utilizando sales de Fe y Al. Por otro lado, los procesos biológicos anaerobios y aerobios son otra opción para el tratamiento de aguas residuales de rastro. Sin embargo, el alto contenido de materia orgánica biodegradable presente en el ARR, los procesos anaeróbicos suelen ser técnica y económicamente más factibles para el tratamiento de estos efluentes (López *et al.*, 2008). Entre los procesos anaerobios, los sistemas de lecho fijo han sido usados ampliamente para el tratamiento de aguas residuales debido a su estabilidad, la cual es el resultado de su capacidad para mantener un alto tiempo de residencia celular, aún operando a tiempos de residencia bajos. Estas ventajas hacen que el tratamiento de lecho fijo, requiera un área más compacta, una mayor resistencia a tóxicos y además que se pueda alimentar a los reactores con concentraciones de 1000 hasta 20 000 mg/l de DQO (Méndez-Romero *et al.*, 2011).

Tratamiento anaerobio

La digestión anaerobia es una práctica de tratamiento de residuos atractivo en el que se pueden lograr tanto el control

de la contaminación y la recuperación de energía (Chen *et al.*, 2007), así mismo implica la degradación y la estabilización de materiales orgánicos bajo condiciones anaeróbicas por organismos microbianos y conduce a la formación de biogás (una mezcla de dióxido de carbono y metano, una fuente de energía renovable) y la biomasa microbiana (Kelleher *et al.*, 2002). La digestión anaerobia es un proceso biológico en el que la materia orgánica, en ausencia de oxígeno y mediante la acción de un grupo de bacterias específicas, se descomponen en productos gaseosos o biogás (CH_4 , CO_2 , H_2 , H_2S), y en digestato, que es una mezcla de productos minerales (N, P, K, Ca, etc.) y compuestos de difícil degradación (Besel, 2007).

Etapas de la digestión anaerobia

El proceso de degradación anaerobia se lleva a cabo en ausencia de oxígeno. Un gran número de microorganismos que trabajan en serie o en serie-paralelo, degradan la materia orgánica en sucesivas etapas. El mecanismo de digestión anaerobia se divide en cuatro etapas (Acosta & Abreu, 2005):

Hidrólisis o licuefacción

En esta etapa los compuestos orgánicos son solubilizados por enzimas excretadas por bacterias hidrolíticas que actúan en el exterior celular por lo que se consideran exoenzimas. La hidrólisis es, por tanto, la conversión de los polímeros en sus respectivos monómeros.

Acidogénesis

En esta etapa los compuestos orgánicos solubles que comprenden los productos de la hidrólisis son convertidos en ácidos orgánicos tales como acético, propiónico y butírico.

Acetogénesis

Se le conoce también como acidogénesis intermediaria en la cual los productos correspondientes son convertidos en ácido acético, hidrógeno y CO_2 . El avance de esta fase está fuertemente influenciado por las condiciones del medio especialmente por la presión parcial del hidrógeno. En esta etapa intervienen bacterias acetogénicas (productoras de hidrógeno) y bacterias metanogénicas (consumidoras de hidrógeno).

Metanogénesis

En esta etapa metabólica el CH_4 es producido a partir del ácido acético o de mezclas de H_2 y CO_2 , pudiendo formarse también a partir de otros sustratos tales como ácido fórmico y metanol.

Tipos de reactores anaerobios

Los reactores biológicos utilizados para el tratamiento de aguas residuales pueden dividirse en dos grandes grupos con base el tipo de crecimiento bacteriano.

- 1.- De lecho fijo formando biopelículas
- 2.- De crecimiento libre o suspendido

En los primeros la biomasa está constituida por bacterias formando una película sobre un soporte inerte, mientras que los segundos dependen de que los microorganismos formen gránulos o flóculos en el reactor. Las bacterias que crecen en suspensión deben de formar estructuras que las permitan permanecer en el reactor y no ser lavadas con el efluente y la eficiencia del proceso depende en buena parte de la capacidad del inoculo (lodos/residuos) para formarlas (Márquez *et al.*, 2011).

Reactores de biomasa adherida o de biomasa fija

En este tipo de reactores, la biomasa se retiene en forma de película biológica, adherida a un soporte inerte que puede ser móvil o fijo (Espinosa, 2011). En los reactores con biomasa adherida (biopelículas) los microorganismos crecen adheridos a un material inerte, ya sea sintético (como materiales plásticos, espumas, cerámicas, entre otros) o natural (principalmente rocas, carbón, basalto, entre otros). En este tipo de reactores las bacterias se adhieren a la superficie del material mediante la producción de sustancias poliméricas extracelulares (SPE) que actúan como pegamento y permiten el crecimiento de la biopelícula. Estos sistemas han demostrado su eficiencia y flexibilidad en el tratamiento de aguas residuales con carga orgánica alta debido a que se caracterizan por presentar una mayor concentración de biomasa en el reactor; actividad metabólica elevada atribuida a la alta concentración de nutrientes adheridos a la biopelícula y a las diferentes interacciones entre especies microbianas (Nava *et al.*, 2014).

Reactores de biomasa suspendida

En los reactores con biomasa en suspensión los microorganismos se asocian en flóculos, los cuales están suspendidos en el líquido gracias al mezclado. Los flóculos presentan un área superficial alta, que permite una buena penetración de nutrientes y oxígeno. Al final del proceso, se utiliza un tanque sedimentador para separar los microorganismos de la fase líquida y recircular una parte de la biomasa. Un claro ejemplo de este tipo de reactores es el conocido sistema de lodos activados (Nava *et al.*, 2014).

Sin embargo esta tecnología de tratamiento de aguas residuales convencionales tienen ciertas desventajas. Por ejemplo, tienen únicamente la capacidad de remover materia orgánica de fácil a mediana degradación y el sistema presenta poca estabilidad cuando en el influente hay presencia de compuestos tóxicos, los cuales no son removidos totalmente, por lo que se obtiene un efluente de baja calidad (Mesquita *et al.*, 2011).

Tratamiento aerobio

En este tipo de tratamiento se efectúa una oxidación biológica de la materia orgánica por medio de microorganismos heterótrofos con metabolismo respiratorio, que utilizan el oxígeno molecular como aceptor final de los electrones, Espinosa (2011). Un posterior proceso anóxico denominado desnitrificación permite la reducción del nitrito o nitrato hasta nitrógeno atmosférico, completando el ciclo de eliminación de nitrógeno del agua.

Procesos aerobios/ anóxicos

Las plantas de tratamiento de aguas residuales existentes para la eliminación de carbono orgánico y nitrógeno de aguas residuales, como las modificaciones que se realizan en las instalaciones existentes, se fundamenta en la secuencia de etapas aerobia y anóxica en donde tienen los diferentes procesos biológicos (Castellanos *et al.*, 2002).

- Oxidación de materia orgánica (etapa aerobia)
- Nitrificación aerobia (oxidación biológica del amonio)
- Desnitrificación anóxica (reducción a nitrógeno molecular de los nitritos y nitratos generados en la nitrificación).

En los procesos aerobios (en presencia de oxígeno) las bacterias heterótrofas (las que obtienen carbono de compuestos orgánicos) oxidan alrededor de un tercio de la materia orgánica coloidal y disuelta en productos finales estables ($\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$) y transforman los dos tercios restantes en nuevas células microbianas susceptibles de eliminarse de las aguas residuales por sedimentación (Glynn *et al.*, 1999).

Procedimiento Experimental

Etapa 1. Reactores batch anaerobios.

En todos los experimentos se utilizará agua residual del rastro TIF 377 ubicado en Saltillo, Coahuila, previamente colada, para eliminar partículas mayores a 1 mm.

Para la experimentación se utilizarán fibras de *Luffa cylindrica* y de *Agave* sp. mismas fibras que sirven comúnmente de estropajos. Estas serán sometidas a los procesos de polimerización (COARA, UASLP) y de formación de biopelícula propuestos por Antonio-Carmona *et al.* (2015).

Los reactores batch de 200 ml de capacidad serán empacados con las fibras polimerizadas y sin polimerizar, se tendrán por lo tanto 4 lotes de reactores con 4 repeticiones. En esta etapa se inicia la formación de la biopelícula para que se inicie la cinética de monitoreo de la Demanda Química de Oxígeno (DQO mediante la técnica espectrofotométrica- NMX-AA-030-SCFI-2001) y metano (por cromatografía de gases con detector de conductividad térmica (UADEC) y/o por la botella de Mariotte (UAAAN)). Los experimentos en batch se realizarán a temperatura controlada por lo cual se utilizará una incubadora (CO_2 , INCUBATOR SERIES, Sheldon Manufacturing Inc), a justada a una temperatura entre 35 a 37°C.

Etapa 2. Reactores de flujo continuo anaerobio-aerobio

En esta etapa se utilizará la misma metodología usada en la etapa batch, con excepción que estos reactores serán alimentados en forma continua. Después de los procesos de polimerización de fibra suficiente para empacar reactores de 2 litros, se procederá a utilizar la metodología para formar biopelícula antes citada. Terminado el tiempo de formación de biopelícula sobre los soportes de fibras polimerizadas se iniciará una cinética de prueba con el fin de conocer si hay remoción de la DQO).

La etapa de arranque y estabilización del sistema secuencial de reactores anaerobio-aerobio se realizaría para el 2018, donde se pretende monitorear remoción de materia orgánica, producción de metano, pH, sólidos totales suspendidos, y análisis microbiológicos de *Salmonella*, *Shigella*, coliformes totales y coliformes fecales (*Escherichia coli*) por los métodos marcados por las normas mexicanas (NOM-114-SSA1-1994, NOM-210-SSA1-2014).

Cronograma de actividades.

Actividad a realizar	AÑO 2018	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Polimerizar dos soportes naturales <i>Agave</i> sp. con polipirrol-co-polianilina para empacar reactor de 2 litros		x	x	x									
Establecer la fase de acondicionamiento para la formación de biopelícula.					x	x	x						
Cuantificar la eficiencia de remoción de la demanda química de oxígeno y la formación de metano a partir del tratamiento anaerobio de agua residual del rastro TIF 377 en un reactor de flujo continuo.								x	x	x	x	x	x

5.-Productos esperados

1 borrador de tesis de licenciatura

1 borrador de artículo

6.-Literatura citada

- Acosta, Y. L., & Abreu, M. C. O. (2005). La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I.
- Antonio-Carmona, I. D., Martínez-Amador, S. Y., Martínez-Gutiérrez, H., Ovando-Medina, V. M., & González-Ortega, O. (2015). Semiconducting polyurethane/polypyrrole/polyaniline for microorganism immobilization and wastewater treatment in anaerobic/aerobic sequential packed bed reactors. *Journal of Applied Polymer Science*, 132(28).
- Besel S.A. (2007). Biomasa-Digestores anaerobios. Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía, 1(1): 27-28.
- Bonilla, P., M. (2007). Guía para el Manejo de Residuos de Rastros y Mataderos Municipales. Comisión Federal para la Protección Contra Riesgos Sanitarios. ISBN 970-721-402-3.
- Borges, E. R. C., Rojas, A. B., & Novelo, R. I. M. (2012). Remoción de materia orgánica en aguas residuales de rastro por el proceso de Contactor Biológico Rotacional. *Grasas y aceites (mg/L)*, 100, 600.
- Saddoud, A., & Sayadi, S. (2007). Application of acidogenic fixed-bed reactor prior to anaerobic membrane bioreactor for sustainable slaughterhouse wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 149(3), 700-706.
- Castellanos, P. Márquez, M. Avances en Calidad Ambiental. 1ª Edición. Universidad Salamanca. 2002. Pp. 421.
- Chaudhary, D. S., Vigneswaran, S., Ngo, H. H., Shim, W. G., & Moon, H. (2003). Biofilter in water and wastewater treatment. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 20(6), 1054-1065.
- Chen, Y., Cheng, J. J., & Creamer, K. S. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: a review. *Bioresource technology*, 99(10), 4044-4064.
- Del Nery, V., De Nardi, I. R., Damianovic, M. H. R. Z., Pozzi, E., Amorim, A. K. B., & Zaiat, M. (2007). Long-term operating performance of a poultry slaughterhouse wastewater treatment plant. *Resources, Conservation and Recycling*, 50(1), 102-114.
- Del Pozo, R., & Diez, V. (2005). Integrated anaerobic-aerobic fixed-film reactor for slaughterhouse wastewater treatment. *Water Research*, 39(6), 1114-1122.
- Diallo, A. A., Brugère, H., Kérourédan, M., Dupouy, V., Toutain, P. L., Bousquet-Mélou, A., ... & Bibbal, D. (2013). Persistence and prevalence of pathogenic and extended-spectrum beta-lactamase-producing *Escherichia coli* in municipal wastewater treatment plant receiving slaughterhouse wastewater. *Water research*, 47(13), 4719-4729.
- Espinosa Antón, J. J. (2011). Tratamiento de aguas residuales de matadero con elevado contenido en sangre mediante combinación de sistemas, anaerobio de película fija (BAPF) y aerobio de membrana (MBR).
- Glynn, H. Heinke, W. Ingeniería ambiental. Segunda edición. Pearson Educación. 1999. ISBN: 970-17- 0266- 2.
- He, Z., Zhou, L., Li, G., Zeng, X., An, T., Sheng, G., ... & Bai, Z. (2009). Comparative study of the eliminating of waste gas containing toluene in twin biotrickling filters packed with molecular sieve and polyurethane foam. *Journal of hazardous materials*, 167(1), 275-281.
- Jensen, P. D., Yap, S. D., Boyle-Gotla, A., Janoschka, J., Carney, C., Pidou, M., & Batstone, D. J. (2015). Anaerobic membrane bioreactors enable high rate treatment of slaughterhouse wastewater. *Biochemical Engineering Journal*, 97, 132-141.
- Kalpakjian, S. & Schmid, R.S. (2002). Manufactura, ingeniería y tecnología. Cuarta edición. Pearson Edición de México S.A. de C.V. México.
- Kelleher, B. P., Leahy, J. J., Henihan, A. M., O'dwyer, T. F., Sutton, D., & Leahy, M. J. (2002). Advances in poultry litter disposal technology—a review. *Bioresource Technology*, 83(1), 27-36.
- Lin, Y. H., Hwang, S. C. J., Shih, W. C., & Chen, K. C. (2006). Development of a novel microorganism immobilization method using anionic polyurethane. *Journal of Applied Polymer Science*, 99(3), 738-743.
- Liu, Y., Kang, X., Li, X., & Yuan, Y. (2015). Performance of aerobic granular sludge in a sequencing batch bioreactor for slaughterhouse wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 190, 487-491.
- López, A., De la Barrera, J., Vallejo, R., & Barahona, C. (2008). Estudio comparativo entre un proceso fisicoquímico y uno biológico para tratar agua residual de rastro. *Interciencia*, 33(7), 490-495.
- Márquez, V., M, Martínez, G., S. (2011). Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente (RAFA's o UASB). Antología. Centro Tecnológico Aragón. Pp. 18.
- Mesquita, D. P., Amaral, A. L., & Ferreira, E. C. (2011). Identifying different types of bulking in an activated sludge system through quantitative image analysis. *Chemosphere*, 85(4), 643-652.
- Naik, S.S. & Setty, Y.P. (2012). Biological denitrification of wastewater with immobilized cells of *Pseudomonas stutzeri* attached to polypropylene and polyoxymethylene. *International Journal of Biological, Ecological and Environmental Science*, 1(2): 42-45.

- Nava Urrego, L. M., Gasperín Sánchez, R., & Durán Moreno, A. (2014). Comparación de un reactor de biomasa suspendida y un reactor de biomasa adherida para la biodegradación de compuestos tóxicos presentes en aguas residuales de refinerías de petróleo. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 30(1), 101-112.
- Norma Mexicana NMX-AA-030-SCFI-2001. Determinación de la Demanda Química de Oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
- Norma Oficial Mexicana NOM-114-SSA1-1994. Bienes y Servicios. Método para la determinación de Salmonella en alimentos. *Diario Oficial de la Federación*, 504, 16-22.
- Norma Oficial Mexicana NOM-210-SSA1-2014, Productos y servicios. Métodos de prueba microbiológicos. Determinación de microorganismos indicadores. Determinación de microorganismos patógenos.
- Park, J., Oh, J. H., & Ellis, T. G. (2012). Evaluation of an on-site pilot static granular bed reactor (SGBR) for the treatment of slaughterhouse wastewater. *Bioprocess and biosystems engineering*, 35(3), 459-468.
- Patil, N. K., Veeranagouda, Y., Vijaykumar, M. H., Nayak, S. A., & Karegoudar, T. B. (2006). Enhanced and potential degradation of o-phthalate by *Bacillus* sp. immobilized cells in alginate and polyurethane. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 57(2), 82-87.
- Reyes, P., M (2009). Tratamiento de Aguas Residuales Provenientes de Rastros Mediante un Sistema de Biodegradación Anaerobia-Aerobia. Tesis para Obtener el Grado de Maestría en Ingeniería Ambiental-Agua. Pp. 22-51.
- Rodríguez, J., Sosa, G. J., & Garza, Y. (2002). Bioconversión anaerobia como una alternativa para la remoción de DQO contenido en aguas residuales del rastro municipal de la Ciudad de Saltillo, Coahuila, México. *J. Mex. Chem. Soc*, 2, 185-188.
- Romero-Ortiz, L., Ramírez-Vives, F., Álvarez-Silva, C., & Miranda-Arce, M. G. (2011). Uso de hidrófitas y un sistema anaerobio para el tratamiento de agua residual de rastro. *Polibotánica*, (31), 157-167.
- Sousa, M., Azeredo, J., Feijo, J., & Oliveira, R. (1997). Polymeric supports for the adhesion of a consortium of autotrophic nitrifying bacteria. *Biotechnology techniques*, 11(10), 751-754.
- Takei, T., Ikeda, K., Ijima, H., & Kawakami, K. (2011). Fabrication of poly (vinyl alcohol) hydrogel beads crosslinked using sodium sulfate for microorganism immobilization. *Process Biochemistry*, 46(2), 566-571.
- Taşkan, E. (2016). Performance of mixed algae for treatment of slaughterhouse wastewater and microbial community analysis. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(20), 20474-20482.
- Ullah, H., Shah, A. A., Hasan, F. & Hameed, A. (2010). Biodegradation of trinitrotoluene by immobilized *Bacillus* sp. YRE1. *Pakistan Journal of Botany*, 42(5): 3357-3367.
- Wang, Z., Govind, R., Bishop, D. F., & NRMRL, U. (1996). Review of biofiltration-effect of support media on biofilter performance. In *Proceedings of the 89th Annual Meeting and Exhibition of the Air and Waste Manage. Assoc., Nashville, Tennessee*.
- Zhou, L., Li, G., An, T., & Li, Y. (2010). Synthesis and characterization of novel magnetic Fe₃O₄/polyurethane foam composite applied to the carrier of immobilized microorganisms for wastewater treatment. *Research on Chemical Intermediates*, 36(3), 277-288.