

ESTUDIO COMPARATIVO ENTRE UN PROCESO FÍSICOQUÍMICO Y UNO BIOLÓGICO PARA TRATAR AGUA RESIDUAL DE RASTRO

ALBERTO LÓPEZ LÓPEZ, JORGE DE LA BARRERA FRAIRE, RAMIRO VALLEJO RODRÍGUEZ Y CARLOS BARAHONA ARGUETA

RESUMEN

Se llevó a cabo un estudio comparativo a nivel de laboratorio entre un proceso fisicoquímico y uno biológico para el tratamiento de agua residual de matadero (rastró) municipal. Para el proceso fisicoquímico de coagulación-floculación se utilizó sulfato de aluminio como coagulante y un polímero aniónico como auxiliar de la floculación. La mayor eficiencia de remoción alcanzada de demanda química de oxígeno (DQO) fue del 94% con una dosis de $250\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ de sulfato de aluminio y una dosis de polímero de $5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ a un $\text{pH}=4$. Por otro lado, el proceso biológico se desarrolló en un sistema anaerobio/aerobio (An/Ar)

secuencial, compuesto por un filtro anaerobio (FA) y un reactor aerobio por lotes (SBR). El FA operó con cargas orgánicas (CO) en un intervalo $3,7\text{-}16,5\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$, las eficiencias de remoción de DQO variaron entre 50 y 81% y fueron inversamente proporcionales al valor de la CO. La degradación de la materia orgánica (MO) en el SBR mostró una cinética de pseudo primer orden con respecto a la concentración de MO. La remoción de la DQO por el proceso biológico (FA+SBR) fue del 97% para un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 20h para el FA y de 9h de aireación para el SBR.

En México existen oficialmente 1000 rastros o mataderos municipales y solo 25 de ellos cuentan con plantas de tratamiento de aguas residuales (CONAGUA, 2007), siendo las causas principales de ello los altos costos de construcción, operación y mantenimiento, entre otros factores (Balladares, 1998; Gutiérrez *et al.*, 2004; CONAGUA, 2007). Las aguas residuales de un rastro municipal son altamente contaminantes debido a su elevada carga orgánica, con una demanda bioquímica de oxígeno (DBO) de $5000\text{-}10000\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, por lo que provocan un alto impacto ambiental en cuerpos recepto-

res de agua y en suelo (Massé y Masse, 2000; López-López *et al.*, 2007). Así, la elevada concentración de materia orgánica (MO) reduce la concentración de O_2 disuelto en el cuerpo de agua, provocando la muerte de especies acuáticas (Balladares, 1998; Gutiérrez *et al.*, 2004). Además, las aguas residuales de rastro contienen una gran cantidad de microorganismos patógenos tales como *Salmonella*, *Shigella*, *Vibrio cholerae* y virus, entre muchos otros, los cuales generan un gran número de enfermedades como fiebre tifoidea, disentería, cólera, hepatitis, etc. (Veall, 1997; Balladares, 1998; Gutiérrez *et al.*, 2004).

Existen diversas opciones para el tratamiento de aguas residuales de rastro municipal de tipo fisicoquímico y biológico; sin embargo, inconvenientes económicos y técnicos han frenado su aplicación masiva. El tratamiento fisicoquímico comprende básicamente un proceso de coagulación-floculación utilizando sales de Fe y Al. Aguilar *et al.* (2005) efectuaron pruebas de tratabilidad fisicoquímica a aguas residuales de rastro mediante la aplicación de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ y $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3\cdot 18\text{H}_2\text{O}$, encontrando eficiencias de remoción de DQO del 87% al utilizar una dosis de $500\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3\cdot 18\text{H}_2\text{O}$ a un $\text{pH}=5$. Por su parte,

PALABRAS CLAVE / Aerobio / Agua Residual / Anaerobio / Coagulación-Floculación / Matadero / Rastro /

Recibido: 26/10/2007. Modificado: 27/05/2008. Aceptado: 02/06/2008.

Alberto López López. Ingeniero Químico, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla (BUAP), México. Maestro en Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Doctor en Ingeniería de Procesos y del Medio Ambiente, Intitute National des Sciences Apliqueés, Toulouse, Francia. Investigador, Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco (CIATEJ), México. Dirección: Av. Normalistas 800, Colinas de la Normal, 44270, Guadalajara, Jalisco, México. e-mail: alopez103@yahoo.com.

Jorge De la Barrera Fraire. Químico, UNAM. Maestro en Protección Ambiental, Universidad de Guadalajara, México. Investigador, CIATEJ, México.

Ramiro Vallejo Rodríguez. Ingeniero Químico y Maestro en Ingeniería de Proyectos, BUAP, México.

Carlos Barahona Argueta. Ingeniero Agrónomo, Maestro y Doctor en Ciencias Agrícolas, Universidad Patricio Lumumba, URSS. Profesor-Investigador, Instituto de Ciencias, BUAP, México.

Amuda y Alade (2006) realizaron también pruebas a aguas residuales de rastro utilizando una dosis de 750mg·l⁻¹ de sulfato de aluminio en un intervalo de pH entre 8,5 a 9,0 alcanzando una eficiencia de remoción de DQO del 65%. Resultados similares de remoción de DQO utilizando el proceso de coagulación-floculación han sido reportados por otros autores (Núñez *et al.*, 1999; Satyanarayan *et al.*, 2005).

Por otro lado, los procesos biológicos anaerobios y aerobios son otra opción para el tratamiento de aguas residuales de rastro (Balladares, 1998; Chen y Lo, 2003). Sin embargo, dado el alto contenido de MO biodegradable presente en el agua residual de rastro, los procesos anaeróbicos suelen ser técnica y económicamente más factibles para el tratamiento de estos efluentes (Lettinga *et al.*, 1987; Malina y Pohland, 1992, Veall, 1997; Martínez *et al.*, 1995; Mittal, 2006). Así, el comportamiento de un reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente (UASB por sus siglas en inglés) fue estudiado a 37°C, lográndose hasta el 80% de remoción de DQO (Caldera *et al.*, 2005). Rodríguez *et al.* (2002) utilizaron un UASB para tratar agua de rastro logrando una eficiencia de remoción de DQO del 80%. Massé y Masse (2000) trató agua residual de rastro utilizando reactores anaerobios secuencial por lotes (ASBR por sus siglas en inglés) y la remoción de DQO fue del 90% para cargas orgánicas (CO) de 2,1kg·m⁻³·d⁻¹.

Una variante más del proceso anaerobio utilizado para tratar aguas residuales de rastro, es el filtro anaerobio (FA), el cual presenta ventajas con respecto a los antes citados ya que puede soportar variaciones de CO y presión hidráulica, y amortigua los cambios de pH, temperaturas y concentraciones ligeras de tóxicos que pudiera contener el agua residual. El sistema no requiere de energía mecánica ni instrumentación compleja, lo cual se refleja en bajos costos de inversión, operación y mantenimiento (Metzner y Temper, 1990; Malina y Pohland, 1992; Balladares, 1998; Omil *et al.*, 2003; EPA, 2004; Mittal, 2006).

A nivel de laboratorio, Borja *et al.* (1994) lograron una reducción del 94,5% de DQO con un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 12h, a una temperatura de operación de 35°C y una CO de 10,1kg·m⁻³·d⁻¹. Ruiz *et al.* (1997) operaron un FA a 37°C y obtuvieron una remoción de DQO de 65% cuando la CO fue cercana a 3,0kg·m⁻³·d⁻¹. Tritt (1992) logró una reducción de la DQO de 80% a una CO cercana a 2,5kg·m⁻³·d⁻¹. A gran escala, Balladares (1998) utilizó un FA para tratar agua residual procedente rastro a 25°C y TRH=20h, y Metzner y Temper

(1990) operaron un FA a gran escala a 36°C a una CO entre 3,0 y 10,0kg·m⁻³·d⁻¹; en ambos casos la remoción de MO no fue mayor a 80%.

El objetivo de este trabajo es comparar el proceso de coagulación-floculación y un proceso biológico An/Ar integrado por un filtro anaerobio y un reactor aerobio por lotes, respecto a la remoción de materia orgánica presente en el agua residual de matadero o rastro municipal. Además, este estudio se realiza para encontrar y escalar un proceso técnica y económicamente factible para tratar las aguas residuales de rastros municipales en México.

Materiales y Métodos

Análisis del agua residual

El agua residual se obtuvo del rastro municipal de Celaya, Guanajuato, México. En una jornada de trabajo de 8h se recolectaron cuatro muestras simples para formar una muestra compuesta de agua residual de 4 litros. Esta dinámica de muestreo en el rastro se llevó a cabo en dos días de la semana con intensidad de matanza diferente, obteniéndose dos muestras compuestas, con concentración media (CM) y concentración alta (CA). A las muestras compuestas se le realizaron análisis fisicoquímicos y microbiológicos (Tabla I) conforme los métodos estandarizados (APHA, 2005). Paralelamente, volúmenes más grandes de muestras compuestas de agua residual se recolectaron para realizar las pruebas de tratabilidad.

Proceso fisicoquímico

Para las pruebas de coagulación-floculación se usó un sistema de jarras marca Quimipura, con 6 unidades rectangulares de polipropileno de 2 litros de capacidad y sistema de agitación mecánica de 0 a 300rpm. El proceso de coa-

gulación-floculación se desarrolló en tres etapas i) determinación de la dosis óptima de coagulante, ii) determinación del pH óptimo y iii) adición del polímero aniónico como ayudante de coagulación-floculación. La eficiencia de tratabilidad de las etapas se evaluó midiendo la turbidez, el color y la DQO del clarificado.

Las condiciones de agitación fueron las mismas para cada etapa de la prueba de tratabilidad: 200rpm durante 10s para la fase de coagulación, 20rpm durante 20min para la fase de floculación y 20min de sedimentación sin agitación. (Rusten *et al.*, 1990; Amuda y Alade, 2006).

En la primera etapa se utilizó solo el coagulante Al₂(SO₄)₃·14H₂O, en concentraciones de 150 a 600mg·l⁻¹, que fue seleccionado con base en una prueba preliminar previamente realizada utilizando Al₂(SO₄)₃·14H₂O y Fe₂(SO₄)₃. El pH de esta etapa del proceso fue el pH del agua cruda, de 7,2. La segunda etapa se desarrolló a diferentes pH (4 a 9) a la dosis constante de Al₂(SO₄)₃·14H₂O previamente determinada. La tercera etapa se desarrolló utilizando la dosis óptima de coagulante a diferentes pH (4 a 9); así, después de la adición del coagulante, y una vez iniciada la agitación a 200rpm se dosificó a cada una de las jarras 5mg·l⁻¹ de un polímero aniónico (Erjopol 209-A), comercializado por Erjoquim S.A. de C.V.

Proceso biológico

El proceso biológico consistió en el acoplamiento secuencial de un sistema anaerobio y uno aerobio (An/Ar), integrado por un filtro anaerobio (FA) y un reactor aerobio por lotes (SBR), ambos construidos en plexiglás. El FA presenta un compartimiento donde llega el agua, previo a la cámara principal; en seguida el agua pasa y es distribuida a la cámara de digestión a través de una abertura de 5mm ubicada a lo ancho de la parte inferior de la mampara que separa dichos

TABLA I
CARACTERIZACIÓN DE LAS MUESTRAS COMPUESTAS DE AGUA RESIDUAL

Parámetro		Muestra CM	Muestra CA
pH	U.P.	7,2	7,2
Color	U Pt/Co	2000	2000
DBO	mg·l ⁻¹	5143	8360
DQO	mg·l ⁻¹	6363	11000
SST	mg·l ⁻¹	4144	8150
G y A	mg·l ⁻¹	197	784
PO ₄ ³⁻	mg·l ⁻¹	45,7	82,7
Norg	mg·l ⁻¹	67,5	80,2
N-NH ₃	mg·l ⁻¹	46,6	137,3
N-NO ₃	mg·l ⁻¹	N.A.	<0,1
Coliformes fecales	NMP/100ml	19	90

G y A: grasas y aceites

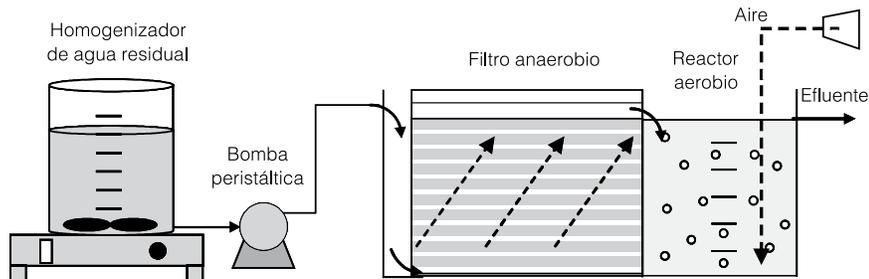


Figura 1: Arreglo del sistema experimental An/Ar.

TABLA II
CONDICIONES EXPERIMENTALES EN EL FILTRO ANAEROBIO

Etapa	DQO (mg/l)	TRH (h)	Carga orgánica (kg/m ³ -d)
Adaptación	1270 ^a	12	2,54
Crecimiento	3515 ^a	12	7,03
Estabilización	6300 ^b	16; 20; 24	9,5; 7,6; 6,3
Estabilización	11000	16; 20; 24; 48; 72	16,5; 13,2; 11,0; 5,5; 3,7

a: concentraciones obtenidas a partir de diluciones de b.

compartimientos. Este arreglo genera una dirección de flujo ascendente. Como medio de soporte de la biopelícula, el FA utilizó Tezontle (piedra de origen volcánico), el cual presentó un tamaño de partícula de 1" y una porosidad intersticial $\epsilon=0,64$; así el volumen efectivo del FA fue de 4,5l.

Por su parte, el SBR con una capacidad de 7 litros fue utilizado para tratar el efluente del filtro anaerobio. El sistema An/Ar (Figura 1) contó también con una etapa previa de homogeneización y bombeo consistiendo de un recipiente de 10l con agitador magnético Thermolyne Mod. SP46925 y bomba peristáltica Masterflex Mod. 7518-00, para establecer caudales constantes.

La puesta en marcha en régimen continuo del FA se inició introduciendo agua residual e incrementando paulatinamente las concentraciones de DQO de 1250 hasta 6500mg·l⁻¹ durante un periodo de dos semanas, además de inocular el FA con lodos anaerobios de una planta de tratamiento de vinazas. Para acelerar el crecimiento de la biopelícula se agregó una mezcla de nutrientes compuesta de minerales de P, Ca y Mg (Massé y Masse, 2000). Después de las dos semanas de operación se inició la estabilización del FA, la cual operó a dos concentraciones distintas de DQO (CM y CA) para diferentes tiempos de retención hidráulica (RTH), lo cual dio como resultado diferentes valores de carga orgánica (CO). Las condiciones se resumen en la Tabla II.

Dos SBR eran utilizados alternadamente para tratar el efluente del FA, mientras un SBR era utilizado

para recibir y acumular el efluente del FA hasta un volumen de 7 litros, el otro SBR estaba en aireación para tratar un volumen equivalente de agua. Así, los diferentes ensayos en el SBR correspondieron a las diferentes condiciones bajo las cuales operó el FA en la etapa de estabilización. El tiempo total de la etapa de aireación del SBR para cada experimento fue de 12h, sin embargo la aireación era interrumpida a las 1, 3, 6, 9 y 12h para obtener muestras de agua, previa sedimentación por 20min. A las muestras se les analizó DQO, turbiedad y color.

Resultados y Discusión

Proceso de coagulación-floculación

Primera etapa (dosis óptima de coagulante). La Figura 2 muestra que el valor más bajo para el color se obtiene para una dosis de 250mg·l⁻¹ de Al₂(SO₄)₃·14H₂O como coagulante y los niveles más bajos de turbiedad se obtuvieron para una dosis de coagulante de 500mg·l⁻¹, aunque para esta última condición el color incrementa considerablemente. Así, la dosis óptima de coagulante correspondió a 250mg·l⁻¹ (muestra 3), lo cual implica la mitad de dosis máxima de coagulante, la máxima reducción de color (60%) y una reducción de la turbiedad de ~40%.

Segunda etapa (pH óptimo a dosis óptima). Los resultados de la segunda etapa son presentados en la Figura 3, donde se observa que a menor valor de pH, mayor es la remoción de color, turbiedad y DQO, para una dosis óptima de 250mg·l⁻¹ de Al₂(SO₄)₃·14H₂O. La mejor calidad de agua se obtuvo a pH=4, con eficiencias de remoción de color, turbiedad y DQO del orden de 95, 90 y 85%, respectivamente; sin embargo estas condiciones implican consumo de ácido y a gran escala esto representará elevados costos por reactivos. Como se puede apreciar, el pH juega un rol importante en esta etapa de la prueba.

Tercera etapa (adición del polímero). La tercera etapa del proceso de coagulación-floculación se desarrolló adicionando a una dosis óptima de 250mg·l⁻¹ de coagulante, 5mg·l⁻¹ de polímero en cada una de las jarras y variando el pH de estas últimas en un intervalo de 4 a 9. Los resultados se presentan en la Figura 4. Se aprecia que las eficiencias de remoción de color, turbiedad y DQO incrementan conforme disminuye el pH. Particularmente, se observa una mayor remoción de

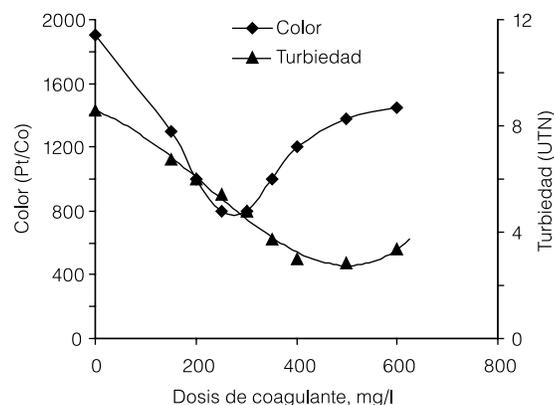


Figura 2: Resultados de la 1ª etapa del proceso de coagulación-floculación.

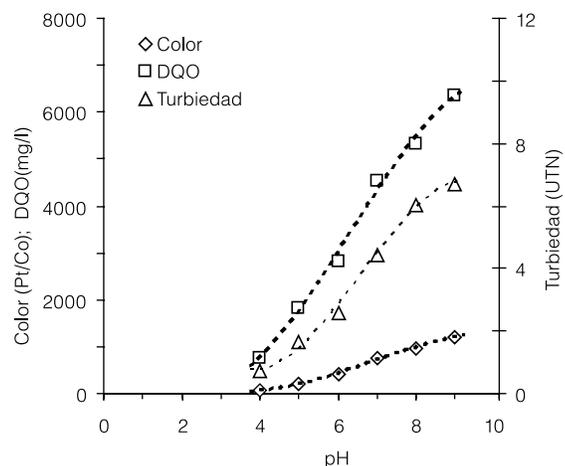


Figura 3: Resultados de la etapa 2 del proceso de coagulación-floculación.

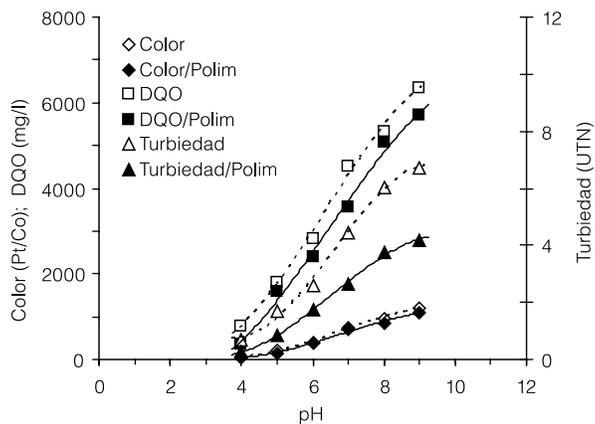


Figura 4: Resultados de la etapa 3 del proceso de coagulación floculación.

la turbiedad y de la DQO con respecto a la etapa anterior, lo cual se atribuye a la adición del polímero. Sin embargo, la adición del polímero no causó efecto en la remoción del color.

La jarra 1 (pH=4) alcanzó un 94% de eficiencia de remoción de DQO y fue la mayor de todas. Así, las condiciones más adecuadas para el proceso fisicoquímico son $250\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3\cdot 14\text{H}_2\text{O}$ y $5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ de polímero, a un pH=4. Los resultados obtenidos de este proceso fisicoquímico son similares a los reportados por Aguilar *et al.* (2005) y Amuda y Alade (2006). La Tabla III muestra otros parámetros de calidad del sobrenadante obtenido, para fines comparativos con los valores obtenidos del proceso biológico.

Resultados del proceso biológico

Etapa anaerobia. La Figura 5 muestra la evolución de la eficiencia de remoción de la DQO del agua residual en el FA para diferentes TRH. La primera parte de la

gráfica corresponde a la etapa de adaptación y crecimiento de biopelícula. En la primera semana de adaptación se observa una elevada eficiencia de remoción, la cual es atribuida a un fenómeno de filtración física; en esta etapa la biodegradación es mínima (EPA, 2004). Durante la segunda semana se observa un crecimiento de biopelícula, y aún cuando la eficiencia de remoción disminuye, ésta es atribuida a los microorganismos, más que a la filtración física. Las pruebas definitivas se inician a partir de la tercera semana, cuando se observa un crecimiento considerable de la biopelícula a causa de la buena inoculación y adición de nutrientes al FA (Malina y Pohland, 1992; EPA, 2004). De manera general, se puede observar dos cosas: a mayor TRH se logra una mayor remoción de DQO y al incrementar la concentración de DQO a la entrada del FA pueden lograrse mayores eficiencias de remoción. Un mayor análisis de las eficiencias de remoción en función de CO y concentraciones de DQO del FA aquí utilizado, puede encontrarse en López-López *et al.* (2007).

TABLA III
RESUMEN DE RESULTADOS DE LA CALIDAD DE AGUA ANTES Y DESPUÉS DE CADA PROCESO DE TRATAMIENTO

Parámetro	Unidad	Fisicoquímico $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3\cdot 14\text{H}_2\text{O}$: $250\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$; Poliectrolito: $5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$; pH= 4		Biológico Exp. 5 FA: TRH= 20h SBR: Aireación= 9h	
		Entrada	Salida	Entrada	Salida
pH	U.P.	7,2	4	7,2	7,8
Color	U Pt/Co	2000	60	2000	130
DBO	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	5143	115	8360	90
DQO	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	6363	363,6	11000	284
SST	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	4144	76	8150	62
G y A	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	197	8	784	136
PO_4^{3-}	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	45,7	15	82,7	16,5
Norg	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	67,5	17,9	80,20	10
N-NH ₃	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	46,6	<10	137,3	< 10
N-NO ₃	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	ND	ND	<0,1	1,3
Coliformes fecales	NMP/100ml	19	<19	90	<19

ND: no determinado. G y A: grasas y aceites

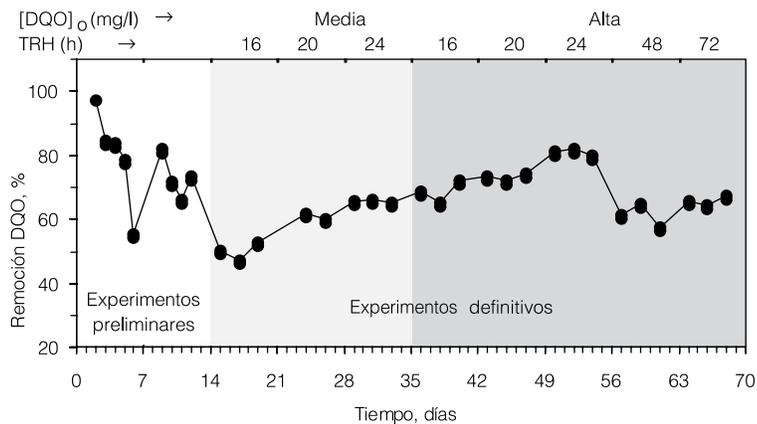


Figura 5: Evolución de la remoción de DQO a diferentes TRH para el FA.

La caída de eficiencia que se observa a $\text{TRH} > 24\text{h}$ para concentración elevada de DQO obedece a una posible saturación superficial del medio de soporte con grasa y aceite. Diversos autores han mostrado que la ruptura de las moléculas de grasa causa la generación de ácidos grasos volátiles (p.e. ácido butírico), los cuales pueden ejercer efectos inhibitorios significativos en este tipo de procesos biológicos (Lettinga *et al.*, 1987; Caldera *et al.*, 2005). Esta problemática muestra la necesidad de una eliminación física preliminar de la grasa en la corriente de agua residual cruda.

La Figura 5 muestra también que la mayor remoción de DQO (81,2%) se obtuvo a $\text{TRH} = 24\text{h}$ y a temperatura ambiente, resultados que son comparables a los obtenidos por Tritt (1992), quien logró una reducción de DQO de 80% a CO de $2,5\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$; por Ruiz *et al.* (1997), quienes operaron un FA a 37°C y obtuvieron una remoción de DQO de 65% con CO de $3,0\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ y por Borja *et al.* (1994), quienes lograron reducción del 94,5% de DQO a 35°C y CO de $10,1\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$.

Etapa aerobia. Las pruebas de tratabilidad aerobia, realizadas al efluente del FA, muestran una cinética de degradación de la materia orgánica muy similar. En las primeras 3h la degradación promedio fue 70%, después de 6h fue de ~80%; al final de las 9h de aireación se logró eliminar 90% de la MO; finalmente, en las últimas 3h la reducción de MO fue mínima. Así, la cinética de degradación siguió una reacción de pseudoprimer orden y pudo ser representada por la ecuación

$$-\frac{dC}{dt} = k_d C \quad (1)$$

donde $-dC/dt$: velocidad de degradación de la materia orgánica (DQO; $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$), C: concentración de materia orgánica ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), y k_d : constante de biodegradación (s^{-1}).

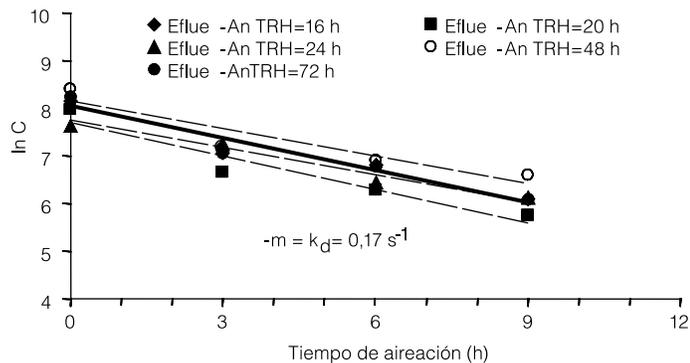


Figura 6: Cinéticas de degradación de pseudoprimer orden.

Ordenando términos e integrando se obtiene la forma lineal de la Ec. 1,

$$\ln C = -k_d t + \ln C_0 \quad (2)$$

La representación gráfica de la Ec. 2 para el tratamiento del efluente anaerobio de CA se presenta en la Figura 6. Se observa que la constante de biodegradación (k_d) representada por las pendientes de las gráficas es muy similar en todos los casos y es del orden de $0,17s^{-1}$ en promedio. Las réplicas de las gráficas obtenidas confirman el hecho que el sustrato contenido en el agua residual es el mismo. Una gráfica similar fue obtenida para el tratamiento del efluente anaerobio de CM.

Finalmente, con las pruebas de tratabilidad biológica se logró establecer las mejores condiciones de tratamiento del sistema An/Ar. La Tabla IV resume las condiciones globales de las pruebas de tratabilidad y las eficiencias de remoción de DQO. Los porcentajes de remoción de DQO cuando solo se aplica el proceso anaerobio son de 60-80%; sin embargo la eficiencia se hace >90% cuando el agua recibe un tratamiento completo (FA+SBR). Las mayores eficiencias de remoción de DQO (97,1%) se dieron con TRH=

20h para FA y aireación de 9h para SBR en el experimento 5.

Análisis comparativo de los dos procesos

Una vez efectuadas las pruebas de tratabilidad fisicoquímicas y biológicas se realizó una comparación de los resultados. La Tabla

III resume los resultados de calidad de agua antes y después de cada proceso de tratamiento aplicado. Se puede observar que ambos procesos resultan viables técnicamente para tratar aguas residuales de rastro. Los dos procesos alcanzaron a eliminar más del 90% de materia orgánica como DBO o DQO. Las grasas y aceites (G y A) son mejor removidas por el proceso fisicoquímico que por el biológico y valores elevados de este parámetro representan un problema de operación para el proceso biológico. Ambos procesos fueron capaces de reducir sustancialmente los coliformes fecales.

Por otro lado, hay que considerar ventajas y desventajas técnicas, además de un análisis económico mayor para decidir en el escalamiento de uno de estos procesos. En este sentido, el proceso fisicoquímico implica mayores gastos por reactivos, coagulante, polímero y ácido para ajuste del pH, de lo cual el proceso biológico queda exento. Una estimación del lodo generado por litro de agua tratada en cada proceso mostró que el proceso fisicoquímico genera el doble del lodo generado por el proceso biológico. Además, el traslado, acondicionamiento y disposición de lodo fisicoquímico conlleva un mayor costo de operación. El lodo biológico, una vez estabilizado, puede tener valor agregado como mejorador de suelos,

lo que representa otra ventaja más para el proceso biológico.

Conclusiones

Se desarrollaron dos procesos, uno de tipo fisicoquímico de coagulación floculación y otro de tipo biológico An/Ar, siendo ambos técnicamente factibles para el tratamiento de agua residual de rastro. El primero de ellos alcanzó una eficiencia de remoción de DQO del 94,2% inicial, con una dosis óptima de $250mg \cdot l^{-1}$ de $Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$ más una dosis de $5mg \cdot l^{-1}$ de un polímero aniónico, el ERJOPOL 2098-A a pH=4; las velocidades de agitación para la fase de coagulación y floculación fueron de 200rpm durante 10s y de 20rpm durante 20min respectivamente. Respecto al proceso biológico, la eficiencia de remoción cuando solo se aplica la etapa anaerobia fue de 60-80%; sin embargo, al aplicar el proceso global An/Ar se alcanzó el 97% de remoción de materia orgánica medida como DQO. Las mejores condiciones para el tratamiento biológico fueron un TRH de 20h para el FA y 9h de aireación para el SBR. El FA ha sido clave en el sistema biológico An/Ar, ya que se obtuvieron eficiencias más altas de remoción al incrementar la carga orgánica suministrada.

REFERENCIAS

Aguilar MI, Sáez J, Lloréns M, Soler A, Ortuño JF, Meseguer V, Fuentes A (2005) Improvement of coagulation-flocculation process using anionic polyacrilamide as coagulant aid. *Chemosphere* 58: 47-56.

Amuda OS, Alade A (2006) Coagulation/flocculation process in the treatment of abattoir wastewater. *Desalination* 196: 22-31.

APHA (2005), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21ª ed. APHA/AWWA/WEF. Washington, DC, EEUU. 1325 pp.

Balladares AM (1998) *Rellenos sanitarios y tratamiento de residuos líquidos de mataderos municipales*. CEPIS/OPS/BVS. 150 pp.

Borja R, Banks CJ, Wang Z (1994) Stability and performance of an anaerobic downflow filter treating slaughterhouse wastewater under transient changes in process parameters. *Biotechnol. Appl. Biochem.* 20: 371-383.

Caldera Y, Madueño P, Griborio A, Fernández N, Gutiérrez E (2005) Efecto de la carga orgánica en el funcionamiento de un reactor UASB durante el tratamiento de un efluente cárnico. *Rev. Técn. Fac. Ing. Univ. del Zulia* 28: 119-127.

Chen CK, Lo SL (2003) Treatment of slaughterhouse wastewater using an activated sludge/contact aeration process. *Water Sci. Technol.* 47: 285-292.

CONAGUA (2007) *Sistema Nacional de Información del Agua*. Comisión Nacional del Agua. SEMarnat. México. (www.conagua.gob.mx/Conagua/Default.aspx). Cons. 24/04/2007.

TABLA IV
RESUMEN DE EFICIENCIAS DE REMOCIÓN DE DQO DEL PROCESO AN/AR

Exp.	Concentración DQO	Anaerobio TRH, h	Anaerobio % remoción	Aerobio ^a % remoción	Anaerobio+aerobio % remoción
1	Media	16	50,1	90,2	94,1
2	Media	20	61,0	77,3	92,2
3	Media	24	65,8	87,8	95,8
4	Alta	16	68,8	87,1	95,9
5	Alta	20	73,4	89,2	97,1
6	Alta	24	81,2	77,7	95,8
7	Alta	48	61,3	78,2	91,1
8	Alta	72	65,4	88,1	95,9

^a Remoción después de 9h de aireación del efluente anaerobio

- EPA (2004) *Onsite Wastewater Treatment Systems Technology Fact Sheet 5: Vegetated Submerged Beds and Other High-Specific-Surface Anaerobic Reactors*. EPA 625/R-04/08. US Environmental Protection Agency. Washington, DC, EEUU. 30 pp.
- Gutiérrez SA, Fernández VG, Martínez PP, Rinderknecht SN, Poggi VHM (2004) Slaughterhouse Wastewater Treatment in a Full Scale System with Constructed Wetlands. *Water Env. Res.* 76: 334-343.
- Lettinga G, De Zeeuw W, Wiegant W, Holshoff P (1987) High-rate anaerobic granular sludge UASB-reactor for wastewater treatment. *Bio-env. Syst.* 1: 132-159.
- López-López A, De la Barrera-Fraire J, Vallejo-Rodríguez R (2007) Coupling of an Anaerobic/Aerobic system for the wastewater treatment of slaughterhouse, *Rev. Latinoam. Rec. Nat.* (En prensa).
- Malina JFJr, Pohland FG (1992) *Design of Anaerobic Processes for the Treatment of Industrial and Municipal Wastes*. Vol. 7. Water Quality Management Library. Technomic. Lancaster, PA, EEUU. 213 pp.
- Martínez J, Borzacconi L, Mallo M, Galisteo M, Villas M (1995) Treatment of slaughterhouse wastewater, *Water Sci. Technol.* 32: 99-104.
- Massé DI, Masse L (2000) Characterization of wastewater from hog slaughterhouse in Eastern Canada and evaluation of their in-plant wastewater treatment system. *Can. Agr. Eng.* 42: 139-146.
- Metzner G, Temper U (1990) Operation and Optimization of a full-scale fixed-bed reactor for anaerobic digestion of animal rendering wastewater, *Water Sci. Technol.* 22: 373-384.
- Mittal GS (2006) Treatment of wastewater from abattoirs before land application: a review. *Bioresource Technol.* 27: 1119-1135.
- Núñez LA, Fuentes E, Martínez B, García PA (1999) Slaughterhouse wastewater treatment using ferric and aluminum salts and organic polyelectrolytes. *J. Env. Sci. Health* 34: 721-736.
- Omil F, Garrido JM, Arrojo B, Méndez R (2003) Anaerobic filter reactor performance for the treatment of complex dairy wastewater at industrial scale. *Water Res.* 10: 4099-4108.
- Rodríguez J, Sosa GJ, 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.
- Ruiz I, Veiga MC, De Santiago P, Blazquez R (1997) Treatment of slaughterhouse wastewater in a UASB reactor and an anaerobic filter. *Bioresource Technol.* 60: 251-258.
- Rusten B, Eikebrokk B, Thorvaldsen G (1990) Coagulation as treatment of food industry wastewater. *Water Sci. Technol.* 22: 1-8.
- Satyanarayan S, Ramakant, Vanerkar AP (2005) Conventional approach for abattoir wastewater treatment. *Env. Technol.* 26: 441-448.
- Tritt WP (1992) The anaerobic treatment of slaughterhouse wastewater in fixed-bed reactors. *Bioresource Technol.* 41: 201-207.
- Veall F (1997) *Estructura y funcionamiento de los mataderos medianos en los países en desarrollo*. Producción y Sanidad Animal. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia. 271 pp.

COMPARATIVE STUDY BETWEEN A PHYSICOCHEMICAL AND A BIOLOGICAL PROCESS TO TREAT SLAUGHTERHOUSE WASTEWATER

Alberto López López, Jorge De la Barrera Fraire, Ramiro Vallejo Rodríguez and Carlos Barahona Argueta

SUMMARY

A comparative study between physicochemical and biological processes to treat slaughterhouse wastewater was carried out at the laboratory level. The physicochemical treatment consisted of a coagulation-flocculation process, using alum as coagulant and an anionic polymer as flocculant. The best observed chemical oxygen demand (COD) removal efficiency was 94% with 250mg·l⁻¹ of alum and 5mg·l⁻¹ of anionic polymer and pH=4. On the other hand, the biological process consisted of sequentially coupled anaerobic/aerobic (An/Ar) treatments using an anaerobic

filter (AF) and a sequencing batch reactor (SBR), respectively. The AF operated with organic loadings (OL) ranging from 3.7 to 16.5kg·m⁻³·d⁻¹. The efficiencies of COD removal ranged 50-81% and were inversely proportional to the OL value. The organic matter (OM) degradation by aerobic treatment in the SBR followed pseudo-first-order kinetics with respect to OM concentration. The removal of COD by the coupled AF+SBR was 97% at a hydraulic retention time of 20h in the AF and 9h of aeration in the SBR.

ESTUDO COMPARATIVO ENTRE UM PROCESSO FÍSICO-QUÍMICO E UMO BIOLÓGICO PARA TRATAR AGUA RESIDUAL DE MATADOURO MUNICIPAL

Alberto López López, Jorge De la Barrera Fraire, Ramiro Vallejo Rodríguez e Carlos Barahona Argueta

RESUMO

Realizou-se um estudo comparativo entre um processo físico-químico e outro biológico para o tratamento de água residual de matadouro municipal em nível de laboratório. Para o processo físico-químico de coagulação-floculação se utilizou sulfato de alumínio como coagulante e um polímero aniônico como auxiliar da floculação. A maior eficiência de remoção alcançada de demanda química de oxigênio (DQO) foi de 94% com uma dose de 250mg·l⁻¹ de sulfato de alumínio e uma dose de polímero de 5mg·l⁻¹ a um pH=4. Por outro lado, o processo biológico se desenvolveu em um sistema anaeróbio/aeróbio (An/Ar) sequencial,

composto por um filtro anaeróbio (FA) e um reator aeróbio por lotes (SBR). O FA operou com cargas orgânicas (CO) em um intervalo 3,7-16,5kg·m⁻³·d⁻¹, as eficiências de remoção de DQO variaram entre 50 e 81% e foram inversamente proporcionais ao valor da CO. A degradação da matéria orgânica (MO) no SBR mostrou uma cinética de pseudo-primeira ordem em relação à concentração de MO. A remoção da DQO pelo processo biológico (FA+SBR) foi de 97% para um tempo de retenção hidráulica (TRH) de 20h para FA e de 9h para o SBR.