



EFFECTO DEL PRETRATAMIENTO SOBRE LA BIODEGRADABILIDAD ANAEROBIA Y CALIDAD MICROBIOLÓGICA DE LODOS RESIDUALES SECUNDARIOS

EFFECT OF VARIOUS PRETREATMENTS ON ANAEROBIC BIODEGRADABILITY AND QUALITY MICROBIOLOGY OF WASTE ACTIVATED SLUDGE

S.E. Viguera-Carmona^{1,2*}, G. Zafra-Jiménez¹, M. García-Rivero¹, M.A. Martínez-Trujillo¹ y J. Pérez-Vargas¹

¹División de Ingeniería Química y Bioquímica, Tecnológico de Estudios Superiores de Ecatepec. Av. Tecnológico s/n Col. Valle de Anáhuac 55210, Ecatepec, Edo. de México, México.

²Educación y Cultura Ecológica A. C. Blvd. Los lagos núm. 3048, Fracc. Santa Lucia, 22701, Playas de Rosarito, Baja California, México.

Recibido 16 de Junio de 2012; Aceptado 9 de Febrero de 2013

Resumen

En este trabajo se evaluó el efecto de varios pretratamientos sobre la solubilización, biodegradabilidad y calidad microbiológica de lodos residuales secundarios. Se utilizan seis pretratamientos: térmico, alcalino, ultrasonido, térmico-alcalino, alcalino-ultrasonido, ultrasonido-alcalino. El pretratamiento con el que se logró la mayor solubilización fue el ultrasonido-alcalino con 85 % y este pretratamiento fue el que presentó la mayor biodegradabilidad con 65%. Además se observó una reactivación de patógenos en todos los casos, excepto en el termoalcalino, lo que implica una disminución en su calidad microbiológica y el biosólido no cumplió con la clasificación de tipo A. El fenómeno de reactivación de patógenos puede implicar una revisión de los criterios de clasificación de los biosólidos o bien, la inclusión de un parámetro de tiempo de almacenamiento previo a su disposición final, lo que elevaría los costos de disposición.

Palabras clave: solubilización, pretratamiento, patógeno, biodegradación anaerobia, metano.

Abstract

In this paper was evaluated the effect of different pretreatments on the solubilization, biodegradability and microbiological quality of waste activated sludge. Six pre-treatments were assayed: thermal, alkaline, ultrasonic, thermal-alkaline, alkaline ultrasonic, ultrasonic-alkaline. Pretreatment with that achieved the highest solubilization was ultrasonic-alkaline pretreatment with 85% and this had the highest biodegradability of 65%. Besides, we observed a reactivation of pathogens in all cases, except thermal-alkaline, which implies a decrease in their microbiological quality and biosolids do not fulfill with the classification type A. The phenomenon of reactivation of pathogens may involve a review of the classification criteria of the biosolids or the inclusion of a parameter storage time prior to final disposal, which would raise the costs of disposal.

Keywords: solubilization, pretreatment, pathogens, anaerobic biodegradation, methane.

1 Introducción

Los lodos residuales secundarios (LRS) son una mezcla de sólidos suspendidos y agua residual, éstos son producidos en los reactores aerobios de las plantas

de tratamiento de aguas residuales (PTAR). Debido a su alto contenido de materia orgánica, los LRS deben ser estabilizados antes de ser colocados en el sitio de disposición, es decir, se debe disminuir

*Autor para la correspondencia. E-mail: sviguera@tese.edu.mx
Tel. Tel. 50-00-23-23, Fax 50-00-23-04

el volumen a disponer y la concentración de materia orgánica, además de eliminar los microorganismos patógenos, virus y parásitos presentes en el LRS.

La digestión anaerobia (DA) es la tecnología más utilizada para estabilizar LRS, principalmente por la posibilidad de recuperar energía en forma de metano y por que los LRS estabilizados pueden en algunos casos ser reutilizados. La estabilización y disposición de los LRS representan el 60 % del presupuesto anual de operación y mantenimiento de las PTAR (Cacho Rivero y Suidan, 2006), por lo que sigue representando un reto importante mejorar la eficiencia de esta tecnología.

Los reactores continuos de tanque agitado (RCTA) a temperatura mesofílica (30-40 °C) son los que tradicionalmente se utilizan para la estabilización anaerobia de lodos residuales (Liu, 1998). La DA mesofílica tiene varias ventajas, que incluyen la descomposición de la materia orgánica (eliminación de sólidos volátiles) y la producción de biogás con alto poder calórico posible de ser transformado a energía con mayor valor económico y de uso. A escala industrial la DA mesofílica de los LRS logra una reducción del 48 % de sólidos volátiles (SV), operando a una carga orgánica de $1.75 \text{ kg SV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$, cuando se logra esta eficiencia la producción de metano promedio es de $0.462 \text{ kg m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$. Sin embargo, la DA mesofílica sólo remueve hasta 2 log de patógenos, por lo que no puede aplicarse con éxito para la estabilización del lodo (Méndez y col., 2008). Además la DA mesofílica requiere de tiempos de retención de sólidos mayores o iguales a 10 días, lo que hace que los reactores sean de gran volumen, contribuyendo a los altos costos de operación de las PTAR.

Cuando se utiliza la DA para la estabilización de LRS, la etapa de solubilización es la limitante, en ella se solubilizan principalmente proteínas, lípidos y carbohidratos (Batstone y col., 2002). Los pretratamientos son una alternativa para acelerar esta etapa, éstos aumentan la disponibilidad de los biopolímeros (principalmente proteínas y polisacáridos), debido a que desintegran el floculo y rompen la membrana celular de los microorganismos en el LRS, provocando la solubilización de los biopolímeros y la disminución del tamaño de partícula de los sólidos suspendidos. Se han propuesto varios pretratamientos para la solubilización de los LRS, éstos pueden ser divididos en tres grandes grupos: mecánicos, químicos y térmicos. También se han utilizado pretratamientos combinados: mecánicos-químicos, térmicos-mecánicos y térmicos-químicos. Además que los pretratamientos reducen de manera

significativa la concentración de patógenos (Hong y col., 2006; Cacho Rivero y Suidan, 2006).

Por lo que respecta a los estudios del efecto del pretratamiento térmico sobre la solubilización las temperaturas óptimas se encuentran entre 160 y 180 °C con tiempos de tratamiento entre 30 y 60 minutos, a estas condiciones se logran porcentajes de solubilización entre 16 y 42. Así mismo se reporta un incremento en la producción de metano cuando el LRS es pretratado a estas temperaturas, lográndose durante la DA mesofílica entre 50 y 70 % más producción de metano con respecto a la DA mesofílica del LRS sin pretratamiento (Bougrier y col., 2008; Kim y col., 2003; Bougrier y col., 2006; Tanaka y col., 1997).

Asimismo, los principales pretratamientos mecánicos que se han estudiado son homogeneizadores de alta presión, microondas y ultrasonido. Para los pretratamientos con microondas la solubilización lograda fluctúa entre 13 y 16 % con incremento en la producción de metano de entre el 14 y 20 % (Eskisioglu y col., 2007) y la solubilización para el ultrasonido es muy heterogénea, entre 6 y 60 % y en lo que se refiere a la producción de metano también se observa esta heterogeneidad, los incrementos varían entre el 19 y 67 % (Menert y col., 2001; Kim y col., 2003; Bougrier y col., 2005; Mao y Show, 2007).

En lo que se refiere a pretratamientos químicos, son la oxidación por ozono y por peróxidos y la hidrólisis con álcali los más estudiados. La solubilización lograda con distintos hidróxidos (NaOH , KOH , $\text{Ca}(\text{OH})_2$, $\text{Mg}(\text{OH})_2$) está en el intervalo de 15 a 40 %, el efecto sobre la producción de metano es discreto, se registran incrementos de alrededor de 12 % (Kim y col., 2003).

Por otra parte, los pretratamientos térmicos combinados con álcali son los que han presentado mayor solubilización: 70 % a pH 12 y temperatura mayor a 100 °C (Tanaka y col., 1997 y Delgenès y col., 2000). Sin embargo, existen evidencias de que los sólidos disueltos generados debido al pretratamiento termoalcalino tienen una menor biodegradabilidad (Delgenès y col., 2000, Vigueras-Carmona y col., 2011). Otros compuestos para aumentar la solubilización de los LRS han sido utilizados, Cacho Rivero y Suidan (2006) reportaron que la producción de metano en la DA mesofílica de LRS pretratados con peróxido de hidrógeno y temperaturas menores a 100 °C no fue mayor que el metano producido en la DA mesofílica de LRS sin pretratamiento.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de diferentes tipos de pretratamientos

sobre la solubilización, biodegradabilidad y calidad microbiológica de lodos residuales secundarios.

2 Metodología

2.1 Lodos residuales secundarios

Los lodos residuales secundarios fueron recolectados en la planta de tratamiento de aguas residuales de la Universidad Nacional Autónoma de México, campus Ciudad Universitaria en México D.F. Después del muestreo los LRS fueron consolidados por sedimentación hasta llegar a tener entre 2 y 2.5 % de sólidos totales.

2.2 Pretratamientos

Para todos los pretratamientos se utilizaron 200 mL de LRS consolidado.

Térmico. El LRS se sometió a una temperatura de 120 °C, cuando el LRS llegó a la temperatura deseada se mantuvo ahí durante 15 minutos. Este procedimiento se realizó en una autoclave.

Alcalino. Se agregaron 0.5 g NaOH por cada g de SSV en el LRS y se mantuvo en agitación a 300 rpm durante 1 hora a temperatura ambiente.

Termoalcalino. Se agregaron 0.5 g NaOH por cada g de SSV en el LRS y posteriormente el LRS fue llevado a 120 °C, después de que alcanzó esta temperatura, se mantuvo así durante 15 minutos.

Ultrasonido. Un homogeneizador ultrasónico (20 kHz, 120 W) fue utilizado para sonicar los LRS durante 1 hora con agitación constante de 300 rpm.

Alcalino-ultrasonido. Se agregaron 0.5 g NaOH por cada g de SSV en el LRS y se agitó a 300 rpm durante 1 hora a temperatura ambiente. Posteriormente fue sometido a ultrasonido (20 kHz, 120 W) durante 1 h con agitación constante de 300 rpm.

Ultrasonido-alcalino. Un homogeneizador ultrasónico (20 kHz, 120 W) fue utilizado para sonicar los LRS durante 1 hora con agitación constante de 300 rpm. Posteriormente se agregaron 0.5 g NaOH por cada g de SSV en el LRS sonificado y se agitó a 300 rpm durante 1 hora, a temperatura ambiente.

2.3 Calculo de la solubilización

La eficiencia de solubilización (η) se determinó para SST, SSV y DQO. Utilizando las ecs. 1 y 2.

$$\eta = \frac{[SS]_0 - [SS]_p}{[SS]_0} \quad (1)$$

$$\eta = \frac{[DQOs]_p - [DQOs]_0}{[DQOt]_0 - [DQOs]_0} \quad (2)$$

En donde: $[SS]_0$ es la concentración inicial de sólidos suspendidos, y $[SS]_p$ es la concentración después del pretratamiento, DQOs y DQOt es la demanda química de oxígeno soluble y total respectivamente.

2.4 Biodegradabilidad

La biodegradabilidad se determinó según Field y col., (1986). Los ensayos de biodegradabilidad se realizaron en botellas de 250 mL. A cada botella se alimentaron 190 mL de LRS pretratado, a éstas se adicionó el volumen de inóculo necesario para fijar los SSV en 1.5 g.L⁻¹. El inóculo tenía una actividad metanogénica de 0.44 gCOD_{CH₄}·g⁻¹SSV·d⁻¹. La concentración inicial de DQO del sustrato fue de 3.0 g.L⁻¹. Para evitar descenso del pH se añadió 1.0 g NaHCO₃·g⁻¹ DQO₀. Las botellas se sellaron herméticamente y se purgaron con nitrógeno, posteriormente se incubaron durante 7 días a 35 °C. La botella se conectó a una trampa de gas y ésta a su vez a una columna de 250 mL con una solución de salmuera, para medir el volumen de biogás producido, la composición de éste se determinó por cromatografía de gases.

2.5 Evaluación de la reactivación de patógenos

Los LRS utilizados provienen del tratamiento de aguas residuales municipales, por lo que no existe duda sobre la presencia de coliformes fecales, estos microorganismos se pueden emplear como indicadores de patogenicidad y existe por lo menos una relación semi-cuantitativa entre las concentraciones de microorganismos patógenos y la de indicadores (León y col., 2002). Por lo tanto los coliformes fecales serán el indicador de patogenicidad. La cuantificación de coliformes se realizará mediante el NMP/g ST en las muestras de LRS, la determinación se realizará a los LRS crudos (sin pretratamiento), LRS pretratados y LRS crudos y pretratados después de ser incubados durante 7 días, en condiciones de anaerobiosis, para evaluar reactivación de patógenos.

2.6 Métodos de análisis

La demanda química de oxígeno total (DQOt) y soluble (DQOs), los sólidos suspendidos totales (SST) y los sólidos suspendidos volátiles (SSV) se determinaron según la APHA (Eaton y col., 1998).

Los carbohidratos y las proteínas se determinaron por los métodos modificados de Dubois y Lowry respectivamente, según lo descrito por Delgenès y col. (2000).

La determinación de coliformes fecales y *Salmonella* spp., fueron realizados según la norma mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002.

La determinación de metales pesados se realizó cuantificando la concentración de arsénico, cadmio, cobre, cromo, mercurio, plomo y zinc según lo establecido en la norma mexicana NMX-AA-051-SCFI-2001.

La cuantificación de propionato, butirato y acetato (como representantes de los AGV en la muestra), se realizó por cromatografía de gases.

La composición del biogás se determinó tomando una muestra del colector de biogás en el reactor y se inyectó 0.1 mL en un cromatógrafo de gases GOW-MAC con integrador SP-4290 y una columna de acero inoxidable empacada con carbosphere. Las condiciones de operación del cromatógrafo fueron: temperatura del inyector 170 °C, temperatura de la columna 140 °C, temperatura del detector 190 °C, flujo del gas acarreador (He) 30 mL.min⁻¹, corriente de los filamentos 120 mA.

La identificación de peligrosidad del lodo residual secundario se realizó según el procedimiento establecido por la NOM-052-SEMARNAT-1993 y NOM-053-ECOL-1993. Las características identificadas en el LRS fueron las CRETIB que significa: corrosivo, reactivo, explosivo, tóxico ambiental, inflamable y biológico-infeccioso.

3 Resultados y discusión

3.1 Caracterización de los lodos residuales secundarios

El análisis CRETIB realizado a los LRS indica que éstos no son corrosivos, así como tampoco presentan reactividad, explosividad, inflamabilidad ni toxicidad, por lo que se pueden considerar residuos no peligrosos, y por lo tanto estos lodos pueden disponerse o aprovecharse benéficamente, siempre y cuando cumplan con lo establecido en la norma oficial mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002.

La concentración de metales pesados es uno de los factores considerados para evaluar la calidad de los LRS, el contenido de metales pesados en los LRS empleados se muestra en la Tabla 1, en ésta se observa que el LRS puede ser considerado de calidad excelente según lo establecido en la norma NOM-004-SEMARNAT-2002, por lo que estos LRS una vez estabilizados pueden aprovecharse como mejoradores de suelo o fertilizantes sin riesgo para el medio ambiente, ya que al entrar al suelo a esta concentración, los metales quedarían en la fracción inmóvil, y no estarían biodisponibles (González-Flores y col., 2011).

Los coliformes fecales en lodos residuales y biosólidos (lodos estabilizados) usualmente indica la eficiencia de los procesos de tratamiento en la destrucción de patógenos, y la calidad de los biosólidos. Generalmente, son indicadores de la concentración de *Salmonella* spp., bacterias que usualmente se relacionan con enfermedades gastrointestinales en humanos; por lo tanto, la reducción de coliformes fecales idealmente refleja un decremento en *Salmonella* spp. (Castrejón y col., 2000). El contenido de coliformes fecales en los LRS crudos se muestra en la Fig. 1.

Tabla 1. Contenido de metales pesados en los LRS.

Parámetros	Resultados mg/L	Límites máximos permisibles mg/L	Incertidumbre
arsénico	N.D.	41	±0.0001
cadmio	N.D.	39	±0.0020
cobre	115	1500	±0.0016
cromo	N.D.	1200	±0.0074
mercurio	N.D.	17	±0.0001
níquel	N.D.	420	±0.0088
plomo	48	300	±0.0024
zinc	126	2800	±0.0006

N.D: no detectado.

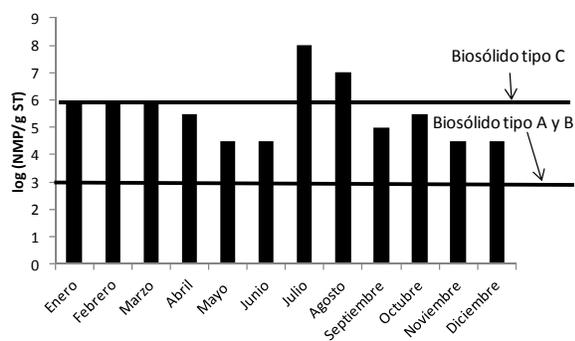


Fig. 1. Contenido de coliformes fecales en las muestras de LRS crudos.

Tabla 2. Caracterización de los lodos residuales secundarios consolidados.

	(g.L ⁻¹)	% SST
SST	23 ± 6	100
SSV	19 ± 5	82.6
SSF	4 ± 2	17.4
Carbohidratos	4 ± 1	17.4
Proteínas	12 ± 4	52.2
Acetato	0.7 ± 0.4	3.04
Propionato	0.4 ± 0.2	1.74
Butirato	0.3 ± 0.3	1.30
Otros	5.6	24.3
DQO	32 ± 9	1.68 gDQO.g ⁻¹ SSV

El lodo crudo presentó concentraciones de coliformes fecales por arriba de los límites máximos permisibles (log (NMP/g ST) = 3) para ser dispuestos como biosólido tipo A o B. Durante todo el año, excepto en los meses de julio y agosto, los LRS crudos cumplen con el límite para ser catalogados como biosólidos tipo C (log (NMP/g ST) = 6.3), según la norma mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002.

Las características de los LRS consolidados se muestran en la Tabla 2. Dos factores que se han relacionado con la biodegradabilidad son la fracción de SSV en los SST y la relación DQO/SSV, debido a que los SSV representan una medición

indirecta de la materia orgánica en la muestra. Los LRS crudos tienen una relación SSV/SST de 0.826 y de DQO/SSV de 1.64, lo que podría suponer un LRS con alta biodegradabilidad inicial. Sin embargo, Bougrier y col. (2008) observaron que estos factores no necesariamente están relacionados con la biodegradabilidad del LRS, ellos encontraron una relación entre la carga orgánica de entrada y la biodegradabilidad, cuando la carga orgánica es alta la biodegradabilidad inicial es alta y si la carga orgánica es baja la biodegradabilidad inicial del LRS también lo será.

Los LRS crudos poseen características benéficas que pueden ser aprovechadas, como son el contenido de nutrientes y materia orgánica. Los valores de estos parámetros aunados al contenido de metales pesados, sugieren la posibilidad de que una vez que han sido estabilizados, estos lodos puedan ser aprovechados como fertilizantes, mejoradores de suelo o como cubierta de rellenos sanitarios.

3.2 Solubilización de sólidos suspendidos debido al pretratamiento

En condiciones normales, la solubilización de los LRS es un proceso lento y es catalizado por enzimas extracelulares, tales como amilasas, proteasas, lipasas y nucleasas (Gaudy y Gaudy, 1980; Schlegel, 1993). El pretratamiento provoca una hidrólisis parcial de los biopolímeros y una disminución en el tamaño de partícula que se manifiesta con un incremento de la DQO soluble, el incremento de los sólidos disueltos y de partículas de menor tamaño debe aumentar considerablemente el área de contacto para la hidrólisis (Bougrier y col., 2005; El-Hadjl y col., 2007). El efecto de los pretratamientos sobre la solubilización de los LRS crudos, se muestra en la Tabla 3. El pretratamiento con álcali presentó una solubilización con respecto a los SSV del 38 %, valor similar al reportado por Tanaka y col. (1997), 38 % y Li y col. (2008) 20 %, cuando la dosis fue de 0.5 y 0.62 g NaOH.g⁻¹ SSV, respectivamente.

Tabla 3. Efecto de los pretratamientos sobre la solubilización de lodos residuales secundarios.

Solubilización	Alc	Ult	micr	T	Ult-Alc	Alc-Ult	Alc-T	LSD*
SST (%)	29 ± 2 ^{D,E}	50 ± 17 ^{C,D}	11 ± 2 ^E	37 ± 3 ^D	77 ± 7 ^{A,B}	85 ± 10 ^A	66 ± 4 ^{B,C}	19.523
SSV (%)	38 ± 1 ^D	54 ± 11 ^C	15 ± 1 ^E	34 ± 4 ^D	79 ± 8 ^{A,B}	90 ± 8 ^A	73 ± 4 ^B	10.545
DQO (%)	47 ± 10 ^{C,D}	66 ± 6 ^{B,C}	21 ± 7 ^E	38 ± 3 ^D	85 ± 8 ^A	85 ± 14 ^{A,B}	68 ± 6 ^B	17.002

Alc.: alcalino, Ult: ultrasonido, micr: microondas, T: térmico, Ult-Alc: ultrasonido-álcali, Alc-Ult: álcali-ultrasonido, Alc-T: alcalino-térmico * Los valores con diferente letra son significativamente diferentes al comparar los valores con respecto al valor de la diferencia mínima significativa (LSD) del renglón correspondiente

Cuando el LRS fue pretratado por ultrasonido se le aplicó una energía específica de 93,913 kJ/kg SS, y se logró una solubilización de la DQO del 66 % (Tabla 3), valor similar al reportado por Guangming y col. (2007), 61 %, cuando tratan LRS por ultrasonido aplicando 90,000 kJ/kg SS.

Los pretratamientos que presentaron la máxima solubilización fueron el álcali-ultrasonido y ultrasonido-álcali con 85 y 77 %, respectivamente. Este valor representa un 24 % más que para el LRS pretratado por ultrasonido. En la Tabla 3 también se incluye el análisis de diferencia mínima significativa (LSD) éste sugiere que el orden con que se aplique el pretratamiento combinado ultrasonido y álcali no influye en la eficiencia de solubilización (los valores marcados con la misma letra "A") ya que la diferencia entre los valores máximos de solubilización y mínimos logrados en cada tratamiento es menor a la LSD. De igual manera el pretratamiento combinado álcali-térmico es significativamente más eficiente con respecto a los pretratamientos con álcali y térmico (los valores tienen letra distinta "C", "D", "E") ya que la diferencia entre los valores máximos de solubilización y mínimos logrados en cada tratamiento es mayor a la LSD.

3.3 Biodegradabilidad de los sólidos disueltos en los LRS pretratados

Para evaluar el efecto del pretratamiento sobre la biodegradabilidad de los LRS, se utilizó glucosa como testigo positivo y un blanco sin pretratamiento, es decir, LRS crudo. La biodegradabilidad de la glucosa fue de 92 % y la del LRS sin pretratamiento de 52 %, Fig. 2. Los LRS pretratados por álcali, tuvieron una biodegradabilidad de 50%, lo que implica que no hay mejora en la biodegradabilidad del lodo; sin embargo, el porcentaje de metanización fue 6 % mayor al del lodo crudo. Estos resultados fueron consistentes con lo reportado por Kim y col. (2003), en donde el porcentaje de aumento en la producción de metano fue de 12 %, en el lodo pretratado por álcali (0.26 g NaOH/g SV) y digerido anaeróticamente a 37 °C.

Por lo que respecta a la biodegradabilidad de LRS pretratados térmica y termo alcalinamente, ésta fue de 42 y 32 %, respectivamente, lo que implica, una disminución con respecto al crudo. Esto puede deberse a la generación de reactivos de Maillard formados durante el calentamiento del LRS (Eskicioglu y col., 2007). Las reacciones de Maillard inician entre un aminoácido y un azúcar reductor a temperaturas

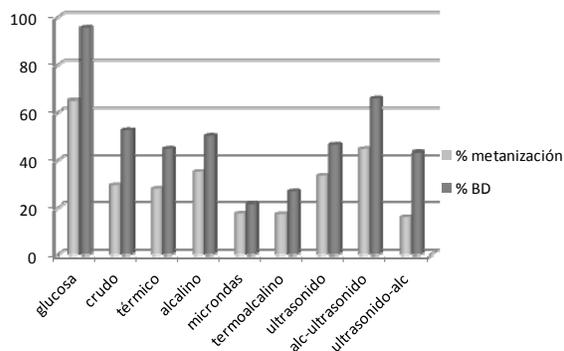


Fig. 2. Biodegradabilidad anaerobio de LRS pretratados.

elevadas y conducen a reacciones de polimerización que reducen la solubilidad de los azúcares (Labuza y Baisier, 1992), con lo que se puede explicar la baja biodegradabilidad de los LRS obtenidos en ese caso.

Los LRS pretratados con ultrasonido-álcali fueron los que presentaron la mayor biodegradabilidad, 65%, que representa un 13 % adicional a la biodegradabilidad de los LRS sin pretratamiento. La diferencia de biodegradabilidad entre LRS pretratado por ultrasonido-álcali (43 %) y álcali-ultrasonido (65 %) podría estar relacionado con la formación de reactivos de Maillard, ya que cuando se tratan LRS por ultrasonido seguido de álcali, éstos se forman en mayor proporción (Cheng-nan y col., 1997).

El pretratamiento que presentó la mayor biodegradabilidad fue el álcali-ultrasonido (85 %). Este pretratamiento también fue el que logró la mayor proporción de metanización (40 %), y logró un 15 % más con respecto al lodo crudo, Fig. 2. Los pretratamientos con álcali y ultrasonido lograron un incremento en el porcentaje de metanización de 5.8 y 4.1 %, con respecto al crudo. Los otros pretratamientos provocaron una disminución en la metanización con respecto al LRS crudo, lo que podría implicar una inhibición de la metanogénesis por alguno de los intermediarios de la digestión anaerobia.

3.4 Remoción de patógenos debido a los pretratamientos

Se determinaron los coliformes fecales después de que los LRS fueron sometidos a los pretratamientos, la concentración de coliformes fecales para cada pretratamiento se muestra en la Fig. 3. Los resultados sugieren que con la aplicación de los pretratamientos se logra disminuir el contenido de coliformes fecales,

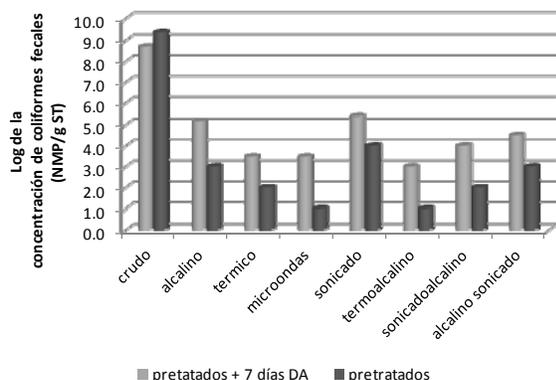


Fig. 3. Contenido de coliformes fecales en muestras de lodos crudos, pretratados y pretratados digeridos anaeróbicamente.

de tal forma que el biosólido obtenido podría ser clasificado como de tipo A, al contener menos de 1000 NMP/g ST, (log 3 NMP/gST). Sin embargo, una vez que los LRS son estabilizados por digestión anaerobia hay una reactivación de patógenos, Figura 3, excepto en el LRS pretratado termo-alcalinamente. Por lo que los LRS pretratados ya no cumplen con la clasificación de biosólidos tipo A, debido a que exceden 1000 NMP/g ST. Comportamientos similares han sido reportados por Cacho Rivero y Suidan (2006) luego de someter LRS a un proceso de solubilización termo-oxidativo, seguido de DA mesofílica. Este comportamiento también ha sido reportado por Qi y col. (2007) y Higgins y col. (2007), ellos observaron una reactivación de coliformes en muestras de biosólidos, después de que el biosólido fue sometidos a centrifugación para aumentar la concentración de sólidos. Los coliformes son un indicador de patógenos, y su reactivación puede implicar crecimiento de otros patógenos de mayor riesgo y representar por consecuencia un problema de salud pública. Por ejemplo, *Salmonella* está ampliamente relacionada al crecimiento de *E. coli*, según reportes de Higgins y col. (2008); Zaleski y col. (2005). El fenómeno de reactivación de patógenos tiene repercusiones importantes, ya que los criterios para la clasificación de los biosólidos tendrían que cambiar. Sería necesario incluir un parámetro de tiempo de almacenamiento previo a su disposición, lo que implicaría el aumento en los costos de operación de las PTAR.

Finalmente con base en los resultados obtenidos podemos destacar que el pretratamiento con el que se logró la mayor solubilización fue el sonicado alcalino con 85 % y este pretratamiento fue el que presentó

la mayor biodegradabilidad con 65%. Además se observó una reactivación de patógenos, este fenómeno puede implicar una revisión de los criterios de clasificación de los biosólidos o bien la inclusión de un parámetro de tiempo de almacenamiento previo a su disposición final, lo que podría significar un aumento en los costos de disposición.

Conclusiones

A partir de los pretratamientos aplicados a los LRS, se observó que el ultrasonido fue mejor que los térmicos y alcalinos para aumentar la solubilización del LRS. Asimismo, una combinación ultrasonido-álcali favoreció la solubilización del LRS, pero después de digerir anaeróbicamente el LRS así pretratado se observó una reactivación de coliformes fecales y provocó que el biosólido generado no cumpliera con los requerimientos para ser clasificados como clase A. Por otro lado, aunque la combinación del ultrasonido álcali parece ser la más favorable y sugiere una buena biodegradabilidad, es importante cuidar la secuencia en la combinación de los tratamientos, para evitar la reacción de Maillard. Los resultados también sugieren que la digestión anaerobia termofílica, podría contribuir a la no reactivación de patógenos, ya que los pretratamientos térmicos son los que presentaron la menor reactivación.

Finalmente se identificó la necesidad de considerar un tiempo de almacenamiento previo a la disposición final de los biosólidos, debido a la reactivación de patógenos.

Referencias

- Batstone, D. J., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S. V., Pavlostathis, S. G., Rozzi, A., Sanders, W.T.M, Siegristan, H. y Vavilin, V. A. (2002). *The IWA Anaerobic Digestion Model N°1 (ADM1)*. *Water Science and Technology* 45, 10-65.
- Bougrier, C., Carrère, H. y Delgenès, J.P (2005). Solubilisation of waste-activated sludge by ultrasonic treatment. *Chemical Engineering Journal* 106, 163-169
- Bougrier, C., Delgenès, J. P. y Carrère, H. (2008). Effects of thermal treatments on five different waste activated sludge samples solubilisation, physical properties and anaerobic digestion. *Chemical Engineering Journal* 139, 236-244.

- Bougrier, C., Albasi, C., Delgenès, JP. y Carrère, H. (2006). Effect of ultrasonic, thermal and ozone pre-treatments on waste activated sludge solubilisation and anaerobic biodegradability. *Chemical Engineering and Processing* 45, 711-718.
- Bougrier, C., Carrère, H. y Delgenès, J.P. (2005). Solubilisation of waste-activated sludge by ultrasonic treatment. *Chemical Engineering Journal* 106, 163-169.
- Cacho Rivero, J. A. y Suidan, M. T. (2006). Effect of H₂O₂ dose on the thermo-oxidative co-treatment with anaerobic digestion of excess municipal sludge Water. *Science & Technology* 54, 253-259.
- Castrejón, J. A. Barrios, B. Jiménez, C. Maya, A. Rodríguez, A. y González, (2000). Evaluación de la calidad de lodos residuales de México. *FEMISCA. AIDIS*. Morelia, Mich. México. Año 1. Tomo 1, pp. 913.
- Cheng-nan, C., Jih-Gaw, L., Ying-Chih, C. y Shwu-Juan, H. (1997). Effect of Pretreatment on Waste Activated Sludge (WAS) Acidification, *Processes 8th International Conference on Anaerobic Digestion* 2, 1-8.
- Delgenès, JP., Penaud, V., Torrijos, M. y Moletta, R. (2000). Investigation on the changes in anaerobic biodegradability and biotoxicity of and industrial microbial biomass induced by a thermochemicals pretreatment. *Water Science and Technology* 41, 137-144.
- Eaton, A. D., Clesceri, L. S. y Greenberg, A. E. (1998). *(APHA) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 19th edition, Washington D. C. U.S.A.
- Eskicioglu, C., Droste, R. L. y Kennedy, K. J. (2007). Performance of Anaerobic Waste Activated Sludge Digesters After Microwave Pretreatment. *Water Environmental Research* 79, 2265-2273.
- El-Hadj, B. T., Dosta, J., Márquez-Serrano, R. y Mata-Álvarez, J. (2007). Effect of ultrasound pretreatment in mesophilic and thermophilic anaerobic digestion with emphasis on naphthalene and pyrene removal. *Water Research* 41, 87-94.
- Field, J., Sierra, R. y Lettinga, G. (1986). *Ensayos Anaerobios*, Proc. of on Wastewater Anaerobic treatments. Valladolid Spain.
- González-Flores, E., Tornero-Campante, M. A., Sandoval-Castro, E., Pérez Magaña, A. y Gordillo-Martínez, A.J. (2011). Biodisponibilidad y fraccionamiento de metales pesados en suelos agrícolas enmendados con biosólidos de origen municipal. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 27, 291-301.
- Guady, A. y Guady, E. (1980). *Microbiology for Environmental Scientists and Engineers*, McGraw-Hill New York
- Guangming, Z., Panyue, Z., Jinmei, Y. y Yanming, C. (2007). Ultrasonic reduction of excess sludge from the activated sludge system. *Journal of Hazardous Materials* 145, 515-519.
- Higgins, M. J., Chen, Y-C., Murthy, N. S., Hendrickson, D., Farrel, J. y Schafere, P. (2007). Reactivation and growth of non-culturable indicator bacteria in anaerobically digested biosolids after centrifuge dewatering. *Water Research* 41, 665-673.
- Hong, S. M.; Park, J. KI; Teeradej, N.; Lee, Y. O.; Cho, Y. K. y Park, C. H. (2006). Pretreatment of Sludge with Microwaves for Pathogen destruction and Improved Anaerobic Digestion Performance. *Water Environmental Research* 78, 76-83.
- Kim, J., Park, C., Kim, T.H., Lee, M., Kim, S., Kim, S-W. y Lee, J. (2003). Effects of Various Pretreatments for Enhanced Anaerobic Digestion with Waste Activated Sludge. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 95, 271 275.
- Labuza, T. P. y Baisier, W. M. (1992). Kinetics of Non-Enzymatic Browning. In *Physical Chemistry of Foods*, Schwartzberg, H. (Ed.); Marcel Dekker: New York.
- León S. (2002). Parámetros de calidad para el uso de aguas residuales. Guías de calidad de efluentes para la protección de la salud. *Guías de calidad de efluentes para la protección de la salud*, Organización Mundial de la Salud.
- Li, H., Jin, Y., Mahar, RB., Wang, Z. y Nie, Y. (2008). Effects and model of alkaline waste activated

- sludge treatment. *Bioresource Technology* 99, 5140-5144.
- Liu T. (1998). Anaerobic digestion of solid substrates in an innovative two-phase plug-flow reactor (TPPFR) and a conventional single-phase continuously stirred-tank reactor. *Water Science and Technology* 38, 453-461.
- Mao Taohong y Show Kuan-Yeow (2007). Influence of Ultrasonication on Anaerobic Bioconversion of Sludge. *Water Environment Research* 79, 436-441.
- Méndez, J.M., González, C., Alvarado-Lassman, A., Alvarado-Kinnell, G., Martínez-Delgadillo, S. (2008). Supervivencia de bacterias fecales en lodos residuales deshidratados tratados con amoníaco. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 7, 229-235.
- Menert, A., Blonskaja, V., Vaalu, T., Sokk, O. y Mölder, H. (2001). Comparison of some physical and chemical pre-treatment methods for excess sludge. 2-6 September Antwerp, Belgium: *9th World Congress Anaerobic Digestion 2001: Anaerobic Conversion for Sustainability*.
- NOM-004-SEMARNAT-2002 (2002) Norma Oficial Mexicana de Protección ambiental.- Lodos y Biosólidos.- Especificaciones y límites permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final.
- NMX-AA-051.SCFI-2001 (2001). Norma Oficial Mexicana, de Análisis de agua - determinación de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas - método de prueba.
- NOM-052-SEMARNAT-1993 (1993). Norma Oficial Mexicana, que establece las características de los residuos peligrosos y el listado de los mismos y los límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente.
- Qi, Y., Dentel, K. S y Herson, S.D., (2007). Increases in fecal coliform bacteria resulting from centrifugal dewatering of digested biosolids. *Water Research* 41, 571-580.
- Schlegel H. G. (1993) *General Microbiology*. University Press. Cambridge, United Kingdom.
- Tanaka, S., Kobayashi, T., Kamiyama, K. y Signey, B. (1997). Effects of thermochemical pretreatment on the anaerobic digestion of Waste Activated Sludge. *Water Science and Technology* 35, 209-215.
- Vigueras-Carmona, S. E., Ramírez-Vives, F., Noyola-Robles, N. y Monroy-Hermosillo, O. (2011). Efecto del pretratamiento termoalcalino en la digestión anaerobia mesofílica y termofílica de lodos residuales secundarios. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 10, 247-255.
- Zaleski, K. J., Josephson, L. K., Gerba, CP y Pepper, I. L. (2005). Potential regrowth and recolonization of *Salmonellae* and indicators in biosolids and biosolid-amended soil. *Applied Environmental Microbiology* 71, 3701-3708.