

c8

APROVECHAMIENTO ENERGÉTICO DE RESIDUOS INDUSTRIALES DE ALTA CARGA ORGÁNICA MEDIANTE CODIGESTIÓN ANAEROBIA

Benito Mora, Carlos ^a; Alonso Contreras, Antonio José ^a; Garvi Higuera, María Dolores ^a; Morón Romero, María del Carmen ^b; Lebrato Martínez, Julián ^a

^a Grupo BIOTAR RNM159 PAIDI. Departamento Ingeniería Química. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Sevilla. 7. C/ Virgen de África, Cp.: 41011. Sevilla. España

^b Grupo BIOTAR RNM159 PAIDI. Departamento de Física Aplicada I. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Sevilla. 7. C/ Virgen de África, Cp. 41011. Sevilla. España.

RESUMEN

El desarrollo de nueva y más estricta legislación en materia de tratamiento de residuos, hace necesaria la utilización y mejora de tecnologías no convencionales que eviten los problemas ambientales asociados a las técnicas de gestión tradicionales, tales como la deposición en vertedero. Los residuos agroindustriales presentan, en la mayoría de los casos, una elevada carga orgánica, provocando impactos ambientales.

En el presente estudio se valora el aprovechamiento energético de los residuos de lactosuero, aguas glicerosas y lixiviado de vertedero, como cosustratos en el proceso de codigestión anaerobia, pudiendo ser esta, una alternativa de tratamiento, gestión y valorización de estos residuos y con el biogás producido, generar energía eléctrica, siendo otra fuente de energía renovable. El comportamiento de cada uno de los sustratos de trabajo han sido estudiados mediante ensayos de Biochemical Methane Potential, siendo una herramienta factible para el estudio de la biodegradabilidad o viabilidad del sustrato, adaptabilidad de los consorcios microbianos y la especialización de dichos consorcios a cada uno de los residuos de estudio en codigestión anaerobia. Se emplea el fango mixto como sustrato de referencia debido a su viabilidad en los procesos de digestión anaerobia.

Palabras clave: *Codigestión anaerobia, rendimiento de metano, Biochemical Methane Potential, adaptación de consorcios microbianos.*

Abreviaciones: *I, inóculo; S, sustrato; Co, Cosustrato; BMP, biochemical methane potential; ST, sólidos totales; SV, sólidos volátiles; FM, fango mixto; DQO, demanda química de oxígeno; AGV, ácidos grasos volátiles;*

INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

La generación indiscriminada de residuos, el incremento en la demanda de recursos naturales y el desechar todo aquello que ya no es útil, ha provocado graves daños al planeta y a sus recursos.

La generación mundial de residuos sólidos municipales es del orden de dos mil millones de toneladas por año, estimándose un aumento a tres mil millones en 2025 (Charles et al., 2009). El tratamiento de estos residuos consiste en su disposición bajo tierra o en vertederos controlados. Cuando el agua se filtra a través de los residuos en descomposición, extrae los componentes inorgánicos y orgánicos, produciendo lixiviados contaminantes que pueden constituir un importante riesgo potencial para el ecosistema circundante y las poblaciones humanas.

La industria de fabricación de biodiesel genera un residuo que es una mezcla de sustancias cuyo componente orgánico mayoritario es la glicerina, denominadas aguas de glicerina. La cantidad de aguas de glicerina que resultan del proceso de producción de biodiesel se aproxima al 10% del material de partida (Dasari et al., 2005). La gestión de las aguas de glicerina se presenta cada vez más complicada, con un coste que a largo plazo supondrá un gran inconveniente para la industria del biodiesel.

La industria láctea genera subproductos líquidos, los cuales requieren disposición de una gran cantidad de inversión de capital. La producción de lactosuero a nivel mundial genera más de 145 millones

de toneladas por año (Donoso-Bravo et al., 2009). A pesar de las diferentes posibilidades de la utilización de lactosuero, aproximadamente la mitad del producido a nivel mundial es descartado sin tratamiento (Donoso-Bravo et al., 2009).

Los lixiviados generados de los residuos sólidos urbanos, y las aguas glicerosas de la fabricación del biodiesel, presentan una difícil gestión y su valorización o reutilización no es óptima.

En los últimos años, la codigestión anaerobia de los desechos agroindustriales ha adquirido un interés considerable como una opción de gestión prometedora, siendo altamente sostenible tanto desde el punto de vista medioambiental como económico (Calabrò et al., 2015). La digestión anaerobia se considera como uno de los métodos más eficaces de gestión de residuos (Iacovidou et al., 2012). Al adoptar esta opción, no sólo se estabilizan y reciclan los residuos, sino que se disminuye drásticamente su carga contaminante y, también se genera energía utilizando motores de cogeneración que aprovechan el biogás producido en el proceso. La generación de energía eléctrica a partir de la codigestión anaerobia es especialmente importante, ya que la investigación en este campo se ha intensificado debido al agotamiento progresivo de los combustibles fósiles, así como a las preocupaciones relacionadas con el aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero (Weiland, 2010). El aprovechamiento energético de la biomasa y residuos orgánicos desempeña un papel crucial en la mitigación de los gases de efecto invernadero (Appels et al., 2011).

Los ensayos Biochemical Methane Potential (BMP) son una herramienta factible para el control de la digestión anaerobia (Khoufi et al., 2015)(Hagos et al., 2017), y de la codigestión anaerobia, así como comprobar la viabilidad de la utilización del residuo en estudio en el proceso y el comportamiento del digestor a nivel preventivo y/o correctivo (Goncalves Ferreira, 2013). Existen protocolos para la estimación del BMP (Angelidaki et al., 2009) (Labatut et al., 2011) y la valoración de la biomasa activa de manera eficiente (Arnaiz et al., 2006). El BMP se obtiene utilizando una pequeña cantidad de muestra de sustrato incubada en condiciones mesófilas y en presencia de un inóculo viable de microorganismos anaeróbicos. El gas acumulado producido a lo largo del tiempo, se mide hasta que alcanza el estado estacionario. En general, estos experimentos se realizan en reactores discontinuos de laboratorio, y el BMP específico se expresa como volumen de biogás o metano por unidad de masa de la materia orgánica (ensayos realizados bajo condiciones de temperatura y presión específicas).

La exactitud de los datos BMP depende en gran medida de las capacidades metabólicas específicas del inóculo utilizado (De Vrieze et al., 2015) (Gu et al., 2014). Además, la reducción de la actividad metanogénica de los microorganismos puede conducir en última instancia a unos resultados poco reproducibles y por lo tanto, a una subestimación del rendimiento del biogás (Angelidaki et al., 2009). Es aconsejable el uso de un inóculo fresco obtenido de un reactor anaeróbico activo, es decir, plantas de biogás de estiércol o lodos anaerobios de flujo ascendente que tratan aguas residuales domésticas.

La generación de electricidad a partir de biogás en los países de la OCDE, creció de 3,7 TWh en 1990 a 78,8 TWh en 2015, convirtiéndose en la tercera fuente de energía renovable de mayor crecimiento después de la energía eólica y solar. Este crecimiento representó casi el 80% de la producción de la OCDE en 2015 (IEA, 2016), proporcionando un impulso a la economía y mejorando el medioambiente (Abbasi et al., 2012)(Kumar and Saravanan, 2017).

Existe un rápido agotamiento de las fuentes de energía no renovables como el carbón y los combustibles fósiles que ha llevado a la degradación del medio ambiente, a los problemas de salud humana y el cambio climático mundial (Abbasi et al., 2012). El biogás generado no sólo puede proporcionar la generación de energía eléctrica del lixiviado, aguas glicerosas y lactosuero, sino que también tiene la ventaja de ser otra fuente de energía renovable que puede ser almacenada, lo que significa que su disponibilidad puede adaptarse a los diferentes patrones de demanda. Esto lo convierte en un componente esencial en las energías renovables (Wall et al., 2016).

En el presente estudio se valora el aprovechamiento energético del lixiviado, aguas glicerosas y lactosuero como cosustrato, en el proceso de codigestión anaerobia. El método BMP se utiliza para estudiar la biodegradabilidad o viabilidad de los procesos en una primera experiencia, en una segunda experiencia se estudia la posible adaptabilidad de los consorcios microbianos al residuo tratado y, en una tercera experiencia se evalúa la capacidad de especialización de dichos consorcios.

METODOLOGÍA

Inóculo

Se utilizó lodo en digestión mesófilo anaerobio como inóculo para acelerar el inicio del proceso. Este lodo se obtuvo de una estación de depuración de aguas residuales de El Coper, EMASESA, Sevilla, España. Las muestras se almacenaron en refrigeración a 4 °C para que no se alteren sus propiedades. Antes de comenzar el ensayo, se introdujo el inóculo en una cámara a 35 °C durante al menos 3 días. Este procedimiento se siguió para minimizar la producción endógena, readaptando el lodo a la temperatura del ensayo (Goncalves Ferreira, 2013). El inóculo presentó una caracterización de $11,8 \pm 1,1$ g L⁻¹ ST, $8,1 \pm 0,9$ g L⁻¹ SV, como se muestra en la tabla 1.

Tabla 1: Composición del Inóculo.

Parámetros	Unidades	Inoculo
DQO	g L ⁻¹	10,5 ± 0,9
Sólidos Totales (ST)	g L ⁻¹	11,8± 1,1
Sólidos Volátiles (SV)	g L ⁻¹	8,1 ± 0,9
Materia Volátil (MV)	%	68,09
pH		7,0 ± 0,1
Conductividad	mS cm ⁻¹	11,2 ± 0,2
Alcalinidad	mg CaCO ₃ L ⁻¹	3673 ±23
AGV	mg CaCO ₃ L ⁻¹	317±11
Relación AGV/Alcalinidad		0,09

Sustrato

El sustrato de referencia utilizado es el Fango mixto (mezcla de lodo primario y secundario), el cual se obtuvo de la estación de depuración de aguas residuales El Coper, EMASESA, Sevilla, España.

Se usó el fango mixto como referencia en esta investigación, ya que es habitual su tratamiento en digestores anaerobios de estaciones de depuración de aguas residuales con buenos resultados y repetitivos, así como los numerosos estudios relacionados sobre el mismo (Zhen et al., 2017) .

Tabla 2: Caracterización Sustrato.

Parámetros	Unidades	Sustrato (Fango Mixto)
DQO	g L ⁻¹	26,7 ± 1,8
Sólidos Totales (ST)	g L ⁻¹	27,3 ± 1,5
Sólidos Volátiles (SV)	g L ⁻¹	16,3± 1,6
pH		5,5 ± 0,2
Conductividad	mS cm ⁻¹	4,3 ± 0,5

Cosustratos

Los cosustratos utilizados en este estudio son: el lixiviado, aguas glicerosas y lactosuero, a los que no se les aplica ningún tratamiento previo antes de los ensayos. El lixiviado procede del vertedero de residuos no peligrosos de la Mancomunidad de La Vega, Sevilla, el lactosuero de la fábrica de quesos los Vázquez. En el caso de las aguas glicerosas han sido proporcionadas por Entaban Biocombustibles SA. Todos los cosustratos se han mezclado con fango mixto. La gran cantidad de materia orgánica que poseen las mezclas (tabla 3) sugiere que pueden ser valiosos para aumentar la producción de biogás en codigestión anaerobia, siendo esto el principal indicador en el ensayo y demostrando su viabilidad en el proceso. Esta posibilidad puede ser una alternativa para su valoración energética en los procesos de combustión.

Tabla 3: Caracterización mezcla sustrato –Cosustrato.

Parámetros	Unidades	Mezcla sustrato-Cosustrato		
		FM-Lixiviado	FM-Glicerina	FM-Lactosuero
DQO	g L ⁻¹	21,9 ± 1,4	59,3 ± 1,6	34,2 ± 1,5
Sólidos Totales (ST)	g L ⁻¹	23,7 ± 1,8	41,5 ± 1,7	26,9 ± 1,4
Sólidos Volátiles (SV)	g L ⁻¹	13,3 ± 1,5	27,7 ± 1,3	17,9 ± 1,6
pH		7,2 ± 0,5	2,5 ± 0,5	5,3 ± 0,2
Conductividad	mS cm ⁻¹	8,8 ± 0,4	12,8 ± 0,6	6,7 ± 0,4

Biochemical Methane Potential (BMP)

Con el fin de determinar la viabilidad anaerobia de los sustratos, se realizaron pruebas de BMP. La tecnología BMP proporciona el volumen de metano producido en condiciones normales por unidad de sustrato añadido, de manera que se puede determinar la productividad del biogás del sustrato (Nielfa et al., 2015).

Como digestores discontinuos, se utilizaron 30 botellas de vidrio borosilicato de 250 mL (en lo sucesivo denominadas digestores). Cada botella estaba equipada con un septum de goma, que permite tomar mediciones de presión diferencial. Los digestores se incubaron en agitación y a temperatura mesófila, entre 35-36 °C utilizando un equipo agitador (New Brunswick Scientific, agitador giratorio G10) a 150 rpm, durante 20-26 días con un volumen de trabajo total de 150 mL. Siguiendo el documento descrito por (Field, J., Sierra-Alvarez, R., Lettinga, 1988) (Soto et al., 1993), (Fdz-Polanco et al., 2005).

Cada reactor discontinuo contiene inóculo y una mezcla de sustrato-cosustrato, calculado a partir de la proporción de 0,5 gSV sustrato / gSV inóculo, ya que ofrece la cantidad óptima de alimentación a los microorganismos.

El volumen de gas producido se midió diariamente (Angelidaki et al., 2009), con el medidor de presión IFM PN5007. La composición gaseosa se analizó pasando el gas a través de un baño de NaOH 3N para capturar el CO₂. El gas resultante se asumió como metano, obteniendo el volumen de metano producido (Veluchamy and Kalamdhad, 2017).

La relación de 0,5 gSV Sustrato /gSV inóculo que se eligió podría ser un valor elevado respecto a estudios previos realizados (Angelidaki et al., 2009). Los valores de biodegradabilidad obtenidos en la prueba de BMP están fuertemente afectados por el valor de esta relación, a mayor proporción de Sustrato/Inóculo, mayor es la velocidad en la producción de biogás (Moreno-Andrade and Buitrón, 2003).

Para llevar a cabo la prueba de viabilidad, se deben proporcionar a los microorganismos del medio los elementos esenciales que son necesarios para su crecimiento, tales como nutrientes, vitaminas y oligoelementos. Por lo tanto, se añadieron FeCl₃.4H₂O, CoCl₂.6H₂O, MnCl₂.4H₂O, CuCl₂.2H₂O, ZnCl₂, H₃BO₃, EDTA, NH₄Cl, KH₂PO₄, CaCl₂.H₂O y MgSO₄.4H₂O (tabla 4)(Goncalves Ferreira, 2013). El volumen que se agrega es de 1 mL de solución por litro de inóculo.

Tabla 4: Micronutrientes y Macronutrientes.

Macronutrientes	Concentración	Unidades
NH₄Cl	170	gL ⁻¹
KH₂PO₄	37	gL ⁻¹
CaCl₂.H₂O	8	gL ⁻¹
MgSO₄.4H₂O	9	gL ⁻¹
Micronutrientes	Concentración	Unidades
FeCl₃.4H₂O	2.000	mgL ⁻¹
CoCl₂.6H₂O	2.000	mgL ⁻¹
MnCl₂.4H₂O	500	mgL ⁻¹
CuCl₂.2H₂O	30	mgL ⁻¹
ZnCl₂	50	mgL ⁻¹
H₃BO₃	5	mgL ⁻¹

(NH₄)₆.Mo₇O₄.4H₂O	90	mgL ⁻¹
Na₂SeO₃.5H₂O	100	mgL ⁻¹
NiCl₂.6H₂O	50	mgL ⁻¹

Se suministró una solución tampón con el fin de neutralizar los protones que se generan durante el proceso de descomposición del sustrato y mantener el pH del medio lo más constante posible. Una vez preparadas las mezclas, el valor de pH se fijó a 7,5 usando HCl (0,1 N) o NaOH (0,1N). Las pruebas se realizaron por triplicado.

Finalmente, los digestores en discontinuo se sellaron para crear y mantener las condiciones anaeróbicas hasta el final del ensayo, y, asimismo, se colocaron en un equipo agitador bajo temperatura controlada.

El volumen de biogás generado en cada botella se calculó a partir de la presión medida en cada uno.

Como patrón de comportamiento se utilizó FM (fango mixto) procedente de la EDAR El Copero, Sevilla España. De esta forma, se puede comparar la producción de biogás generado con los residuos investigados (lixiviado, aguas de glicerina y lactosuero) y, la producción de biogás generado con FM en EDAR, ya que la digestión anaerobia en EDAR está sobradamente estudiada. BMP se obtuvo como el biogás total producido dividido por el respectivo contenido de muestra SV. Los resultados se normalizaron con respecto al biogás total producido a partir de controles negativos preparados sólo con inóculo. Los ensayos de BMP se realizaron por triplicado.

$$V_{\text{Biogas}} = ((V_{\text{gas camera}} * T) / (P * T_{\text{ensayo}})) * P_{\text{medida}} / 1,101325$$

V_{Biogas}= volumen de biogas obtenido (mL)

V_{gas camera} = Volumen de gas en la cámara del BMP (150 mL)

T = Temperatura de referencia (273K)

P = presión de referencia (1 atm)

T_{ensayo}= temperatura ensayo (309 K)

P_{medida} = presión medida durante el ensayo (mbar)

El BMP determina la viabilidad de la utilización de cosustratos en el proceso de codigestión anaerobia. Para llevar a cabo la utilización de los residuos en una industria se debe hacer un prototipo a escala laboratorio.

Productividad de metano

Los rendimientos de biogás y metano al final de cada ensayo se calcularon dividiendo el volumen acumulado de biogás o metano por la masa de sustrato SV en la cantidad adicionada en los digestores.

Viabilidad y adaptabilidad de los procesos anaerobios

Para comprobar si la adición de los cosustratos fue viable anaeróbicamente, se realizó el primer experimento (BMP) de 21 días de ensayo, periodo de tiempo en el cual se estabiliza la producción de biogás. Como inóculo empleado en el primer experimento se utiliza el fango digerido extraído de los digestores de la EDAR.

Para evaluar la adaptabilidad y especialización de la biomasa, se realizaron los experimentos 2 y 3 siguiendo la metodología explicada en el punto 2.4. La única diferencia en la metodología es el inóculo empleado en cada uno de los experimentos:

- Experimento 1: El inóculo utilizado fue lodo en digestión mesófilo anaerobio procedente de EDAR.
- Experimento 2: los digestores discontinuos del experimento 1 se mantienen en reposo y refrigeración a 4°C durante 24 horas, se produce la decantación para obtener así la biomasa metanogénica adaptada al sustrato, este decantado es el inóculo.

- Experimento 3: el inóculo se obtiene cómo se explica en el experimento anterior pero utilizando la biomasa decantada de los digestores discontinuos del experimento 2.

Métodos Analíticos

La caracterización de cada sustrato e inóculo incluyó la determinación de los siguientes parámetros: pH, conductividad, demanda química de oxígeno (DQO), Sólidos Totales (ST), Sólidos Volátiles (SV), Sólidos Fijos (SF), Alcalinidad y Ácidos Grasos Volátiles (AGV).

La medida de pH, se realizó con un potenciómetro (Hatch HQ40D, precisión $\pm 0,01$) y, la conductividad con un medidor multiparamétrico (EUTECH PCD 650, precisión 0,0001 mS). La DQO se midió por titulación de sulfato de amonio ferroso tras una digestión total con Ag_2SO_4 y dicromato de potasio a 150 °C durante dos horas (APHA, 1998). Los ST se analizaron ponderando las muestras antes y después del secado a 105 °C. Los SV se determinaron por pérdida de ignición a 550 °C durante 20 minutos (APHA, 1998). Alcalinidad y AGV se midieron de acuerdo con el procedimiento estándar dado en (APHA, 1998). El volumen de biogás se calculó a partir de la medida de la presión con un transmisor de presión (IFM PN5007) con un rango de medida entre 0 y 1 bar ± 1 mbar.

El FM (fango mixto) se utilizó en el BMP como referencia viable de producción de biogás frente al BMP de los cosustratos en estudio, para evaluar la mejora obtenida a partir de su uso como cosustrato.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Viabilidad (Experimento 1).

Caracterización de influentes y efluentes.

La caracterización inicial y final del contenido de los BMP del experimento 1, se muestra en la tabla 5. El pH se mantiene constante tanto al inicio como al final de los ensayos de FM-Lixiviado, FM-Aguas de glicerina, FM-Lactosuero y FM, dentro del rango óptimo (6,5-7,5) para procesos anaerobios (Işik and Sponza, 2005).

El porcentaje de DQO eliminada de FM-Lixiviado, FM-Aguas de glicerina es muy similar a la del FM, siendo, ligeramente superior la eliminación de DQO del FM-Lactosuero.

Los AGV iniciales son mayores en los digestores con los cosustratos de aguas glicerosas y lactosuero que en el Fango mixto. En términos de disminución de AGV, en el FM-Lactosuero es de 32,3%, en el FM-Aguas glicerosas de 29,8%, y en el FM-lixiviado es de 1%, siendo el del fango mixto de un 16,5%. El porcentaje de disminución del VFA es inferior en FM-lixiviado debido a una baja producción de biogás. La alcalinidad en el BMP FM-Lixiviado y FM-Aguas glicerosas aumenta al final del ensayo, y muestra concentraciones cercanas al óptimo (Gerardi, 2003), lo que indica una gran capacidad tampón de las soluciones hacia eventuales cambios en el pH. El tampón protege contra una posible acidificación de los reactores dando un pH del mismo orden que el óptimo para microorganismos metanogénicos (Fannin, 1987). En los BMP de FM-Aguas glicerosas disminuye la alcalinidad, lo que indica una inestabilidad en el proceso.

La relación AGV/Alcalinidad obtenida en el experimento 1 para cada uno de los cosustratos es inferior a 0,4-0,5 (equivalentes de ácido acético / equivalentes de CaCO_3) (Borja et al., 2004), por lo que se considera que el proceso está funcionando favorablemente sin riesgo de acidificación. Esta relación se utiliza como un indicador de la estabilidad del proceso.

Tabla 5: Caracterización antes y después del BMP, Experimento 1.

Experimento 1		Inoculo (I)+Sustrato(FM) +Cosustrato			
Parámetros		I+FM	I+FM-Lixiviado	I+FM-Aguas glicerosas	I+FM-Lactosuero
DQO (g L ⁻¹)	Entrada	21,6 ±1,5	18,5±1,6	25,4 ±1,2	24,6 ±1,6
	Salida	10,5 ±1,6	9,0 ±1,5	15,2 ±1,4	10,9 ±1,4
	Eliminación (%)	51,4±1,4	51,4±1,5	52,4±1,3	55,6±1,5
ST (g L ⁻¹)	Entrada	17,4±1,3	14,8±1,2	19,7±1,6	18,9±1,4
	Salida	12,9 ±1,2	10,5 ±1,4	15,2±1,4	13,9 ±1,5
	Eliminación (%)	25,8±1,2	29,1±1,3	22,8±1,1	26,5±1,3
SV (g L ⁻¹)	Entrada	13,5 ±1,2	11,2 ±1,3	13,7 ±1,6	13,7±1,5
	Salida	10,5 ±1,1	8,3 ±1,4	10,8 ±1,8	8,9 ±1,1
	Eliminación (%)	22,2±1,2	25,8±1,4	21,2±1,2	35,1±1,3
pH	Entrada	7,9 ±0,1	8,3±0,2	7,5 ±0,1	7,6 ±0,1
	Salida	7,6 ±0,3	7,9 ±0,5	7,7 ±0,3	7,8 ±0,3
Conductividad(mS cm ⁻¹)	Entrada	6,5 ±0,2	7,3 ±0,2	8,7 ±0,3	6,9 ±0,2
	Salida	13,3±0,5	13,4±0,3	13,3±0,5	13,1±0,2
Alcalinidad (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Entrada	3469 ± 15	3572± 12	3837 ± 13	3571± 13
	Salida	7922 ±15	6707±15	2964±11	7389±14
AGV (mg CH ₃ COOH L ⁻¹)	Entrada	345 ±13	321±13	403 ±14	620 ±13
	Salida	288 ±11	318 ±13	283 ±12	419 ±12
Relación AGV/Alcalinidad	Entrada	0,10	0,07	0,09	0,14
	Salida	0,04	0,04	0,08	0,05

Producción de biogás y productividad de metano

La figura 1, ilustra las tasas de producción acumulada de biogás obtenida para el sustrato y cosustratos utilizados en el proceso. Como se puede observar, el volumen de biogás acumulado durante los 21 días de ensayo para el FM-Lactosuero es de 481 mL, en el FM-aguas glicerosas es de 339 mL siendo superiores ambos cosustratos con respecto al sustrato de referencia 253 mL del FM, mientras que el FM-lixiviado es muy inferior (146 mL).

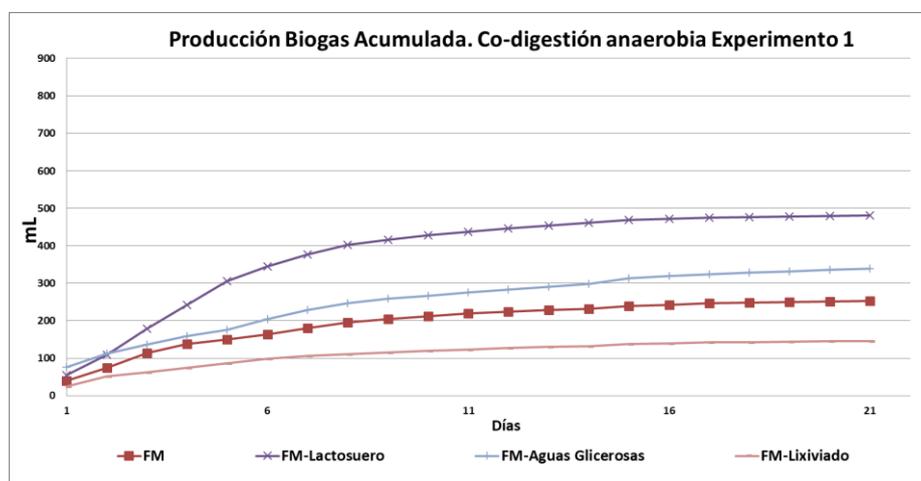


Figura 1: Producción de Biogás acumulado de la experiencia 1.

La productividad de metano representa el volumen de CH₄ (mL) producido por la cantidad de solidos volátiles añadidos (mLCH₄ g⁻¹SV).

El potencial metanogénico resultante del FM-lactosuero es de 672 mLCH₄/gSV, FM-lixiviado es de 202 mLCH₄/gSV, FM-Aguas glicerosas es de 398 mLCH₄/gSV, el del FM es de 386 mLCH₄/gSV. La adición del FM-lactosuero aumenta la producción de biogás y la producción de metano y no afecta a la estabilidad de la codigestión anaerobia, siendo viable este sustrato para su uso en codigestión anaerobia. La adición del FM-lixiviado como cosustrato en una codigestión anaerobia disminuye la producción de biogás y la productividad, tal y como se observa en las figuras 1 y 2. El comportamiento de FM-Aguas glicerosas es prácticamente igual al comportamiento del Fango mixto.

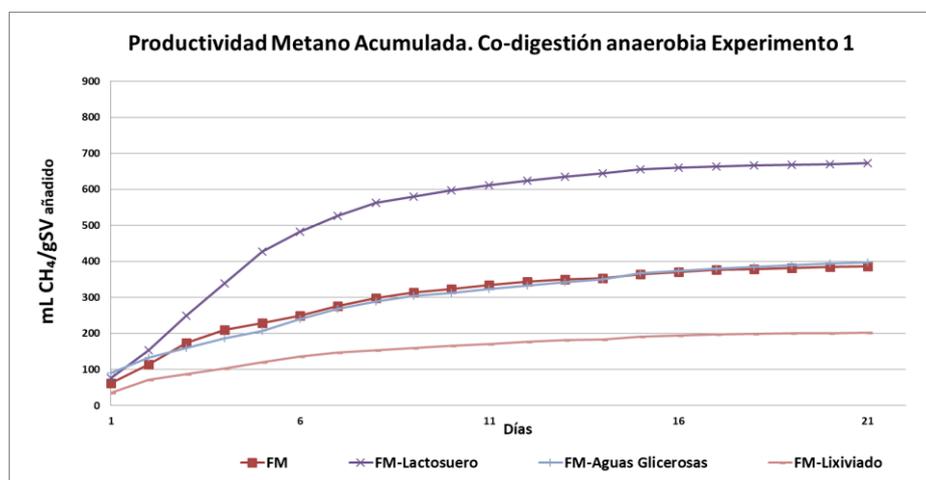


Figura 2: Productividad de metano acumulada, experiencia 1.

Viabilidad, adaptabilidad y especialización de la biomasa, Experimento 1, 2 y 3.

Una vez verificada la viabilidad del proceso en el experimento 1, se procede a estudiar la adaptabilidad de los consorcios microbianos a la adición de los cosustratos. Se puede entender que los SV son una relación aproximada del tamaño de los consorcios microbianos implicados en los procesos de cada digestor anaerobio.

Hay un porcentaje de eliminación de DQO menor en las experiencias 2 y 3 del BMP de FM-lixiviado respecto de la experiencia 1 y en el FM-aguas glicerosas, se ha eliminado un 9% menos de DQO, lo que corrobora la baja producción de biogás. En el caso del FM-lactosuero aumenta un 3% la eliminación de DQO respecto de experimento 3 al 1.

El valor de la relación en el estudio realizado para el FM-lixiviado, FM-Lactosuero, FM-aguas glicerosas (equivalente de ácido acético / equiv. CaCO₃), y para el FM, son similares en los tres experimentos y claramente inferiores al valor límite (Borja et al., 2004).

Tabla 6: Caracterización antes y después del BMP, Experimento 2.

Parámetros	Experimento 2				
		Inoculo (I)+Sustrato(FM) +Cosustrato			
		I+FM	I+FM-Lixiviado	I+FM-Aguas glicerosas	I+FM-Lactosuero
DQO (g L ⁻¹)	Entrada	21,3 ±1,2	19,8±1,7	23,9 ±1,3	23,4 ±1,5
	Salida	9,6 ±1,6	10,3 ±1,3	13,4 ±1,1	9,9 ±1,0
	Eliminación (%)	54,9±1,5	47,9±1,6	43,9±1,2	57,6±1,3
ST (g L ⁻¹)	Entrada	20,8±1,5	17,7±1,2	22,2±1,2	19,0±1,7
	Salida	12,7 ±1,4	11,5 ±1,6	15,2 ±1,3	11,9±1,6
	Eliminación (%)	38,9±1,2	35,1±1,3	31,5±1,3	37,4±1,1
SV (g L ⁻¹)	Entrada	10,8 ±1,2	8,9±1,0	11,5±1,5	9,8 ±1,1
	Salida	8,1 ±1,1	6,7 ±1,5	8,8 ±1,4	6,6 ±1,0
	Eliminación (%)	25,8±1,2	25,1±1,1	23,4±1,2	32,7±1,2
pH	Entrada	7,4 ±0,2	7,5 ±0,5	7,0 ±0,2	7,0 ±0,2
	Salida	7,6 ±0,5	7,9 ±0,3	7,7 ±0,4	7,8 ±0,4

Conductividad(mS cm ⁻¹)	Entrada	6,6 ±0,2	8,2 ±0,3	8,8 ±0,5	7,3 ±0,2
	Salida	13,3±0,4	13,4±0,7	13,3±0,5	13,1±0,4
Alcalinidad (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Entrada	4011± 12	4186± 13	3500± 12	4120± 18
	Salida	6411±18	6201±14	6000±15	6600±19
AGV (mg CH ₃ COOH L ⁻¹)	Entrada	511 ±13	481±14	841±15	1195±14
	Salida	250±11	250±12	793±16	341±10
Relación AGV/Alcalinidad	Entrada	0,13	0,11	0,20	0,24
	Salida	0,04	0,04	0,11	0,04

Tabla 7: Caracterización antes y después del BMP, Experimento 3.

Experimento 3		Inoculo (I)+Sustrato(FM) +Cosustrato			
Parámetros		I+FM	I+FM-Lixiviado	I+FM-Aguas glicerosas	I+FM-Lactosuero
		DQO (g L ⁻¹)	Entrada	22,1 ±1,7	20,4 ±1,6
Salida	11,2 ±1,3		10,5 ±1,2	13,5 ±1,4	9,9 ±1,0
Eliminación (%)	49,3±1,4		48,5±1,2	44,9±1,3	59,5±1,3
ST (g L ⁻¹)	Entrada	19,7±1,8	17,0±1,2	20,1±1,4	21,4±1,5
	Salida	12,8±1,5	11,4±1,3	14,9±1,8	11,8±1,4
	Eliminación (%)	35,1±1,1	32,9±1,4	25,9±1,2	44,8±1,2
SV (g L ⁻¹)	Entrada	11,4 ±1,7	9,1 ±1,5	12,0 ±1,2	10,1 ±1,2
	Salida	7,6 ±1,3	6,7 ±1,2	9,5 ±1,6	6,6 ±1,5
	Eliminación (%)	33,3±1,3	26,3±1,2	20,8±1,4	34,6±1,4
pH	Entrada	7,4 ±0,2	7,5 ±0,2	7,0 ±0,2	7,0 ±0,4
	Salida	7,6 ±0,3	7,9 ±0,3	7,7 ±0,5	7,8±0,3
Conductividad(mS cm ⁻¹)	Entrada	6,7 ±0,2	8,2 ±0,2	8,8 ±0,1	7,3 ±0,3
	Salida	13,4±0,5	13,5±0,5	13,4±0,6	13,08±0,8
Alcalinidad (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Entrada	4286± 14	4184± 12	3469± 13	4184± 17
	Salida	7800±17	8600±13	5801±18	8001±18
AGV (mg CH ₃ COOH L ⁻¹)	Entrada	694±11	611±12	972 ±15	1324±17
	Salida	344±12	352±12	780±16	471±15
Relación AGV/Alcalinidad	Entrada	0,16	0,12	0,23	0,26
	Salida	0,04	0,03	0,11	0,05

Producción de biogás

Las figuras 3,4 y 5 muestran las variaciones temporales de la producción diaria y acumulativa de biogás para los 3 experimentos de los cosustratos estudiados. En cuanto a la producción diaria de biogás figura 3, se observa inicialmente en cada uno de los 3 experimentos, que los valores son muy pronunciados para el primer día de incubación para el FM-Lactosuero, debido a la presencia de materia orgánica fácilmente biodegradable. Al mismo tiempo, se observa que el volumen de biogás producido es mayor que el producido en los ensayos de FM, lo que confirma la presencia de consorcios microbianos suficientes, capaces de metabolizar directamente el sustrato ensayado (Aragaw et al., 2013). Además, la

ausencia de una fase de latencia indica que el período de aclimatación de los microorganismos es rápido, pero también la ausencia de sustancias que pudieran haber tenido un efecto tóxico y/o inhibitorio sobre ellos (Nopharatana et al., 2007).

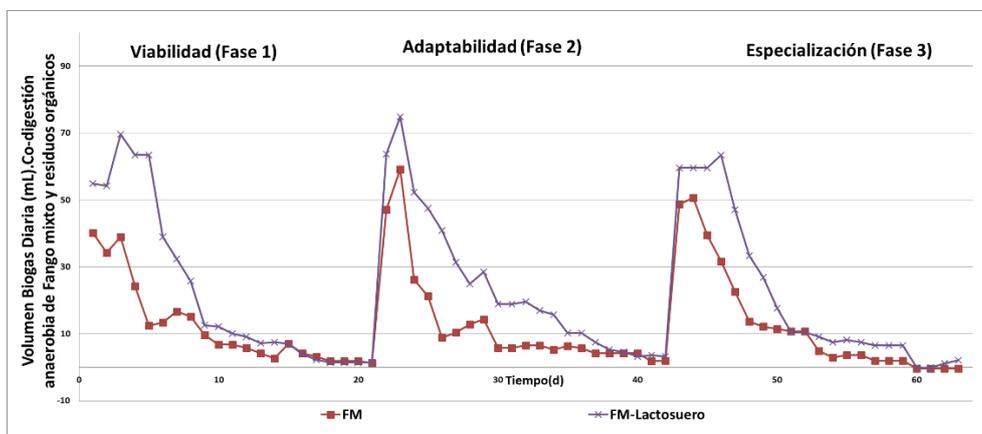


Figura 3: Producción diaria de biogás en las 3 experiencias, FM-Lactosuero.

En la Figura 4, se observa que a medida que van transcurriendo los días de ensayo en cada uno de los 3 experimentos de FM-Aguas Glicerosas, los valores de producción de biogás disminuyen progresivamente, debido a la presencia de sales de sulfato en este cosustrato, que son tóxicos para los consorcios microbianos. Al mismo tiempo, se observa que el volumen de biogás producido es menor que el de los ensayos de FM en el experimento 3, lo que confirma la no adaptación y la no especialización de consorcios microbianos.

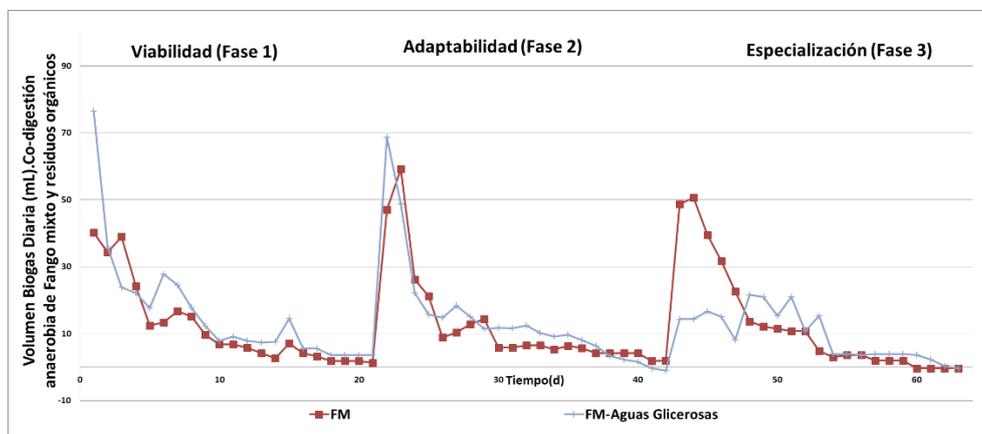


Figura 4: Producción diaria de biogás en las 3 experiencias, FM-Aguas Glicerosas.

En cada uno de los 3 experimentos, los valores de producción de biogás de FM-Lixiviado (figura 5) son menores al patrón de comportamiento, probablemente debido a la presencia de compuestos difícilmente biodegradables que son tóxicos para los consorcios microbianos, por lo que no existe adaptación ni especialización de consorcios microbianos.

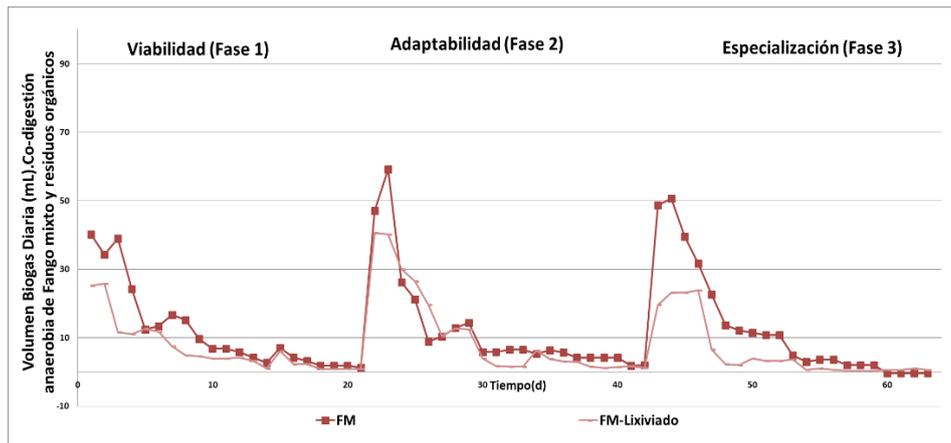


Figura 5: Producción diaria de biogás en las 3 experiencias, FM-Lixiviado.

Cómo se observa en la Figura 6, hay un aumento progresivo de productividad de metano ($\text{mL CH}_4/\text{gSV}$) con respecto a cada uno de los 3 experimentos. La productividad de metano del FM-lactosuero es de $2113 \text{ mL CH}_4/\text{gSV}$, significativamente superior al de FM que tiene una productividad de metano de $1146 \text{ mL CH}_4/\text{gSV}$. La adición del lactosuero aumenta el rendimiento de metano y no afecta a la estabilidad del proceso, siendo viable este cosustrato para su uso en codigestión anaerobia.

En cambio las aguas de glicerina y el lixiviado, presenta una productividad de metano inferior al patrón de comportamiento (FM, $1146 \text{ mL CH}_4/\text{gSV}$), siendo más notoria en el ensayo FM-Lixiviado ($626 \text{ mL CH}_4/\text{gSV}$). En el ensayo de FM-aguas glicerosas $937 \text{ mL CH}_4/\text{gSV}$.

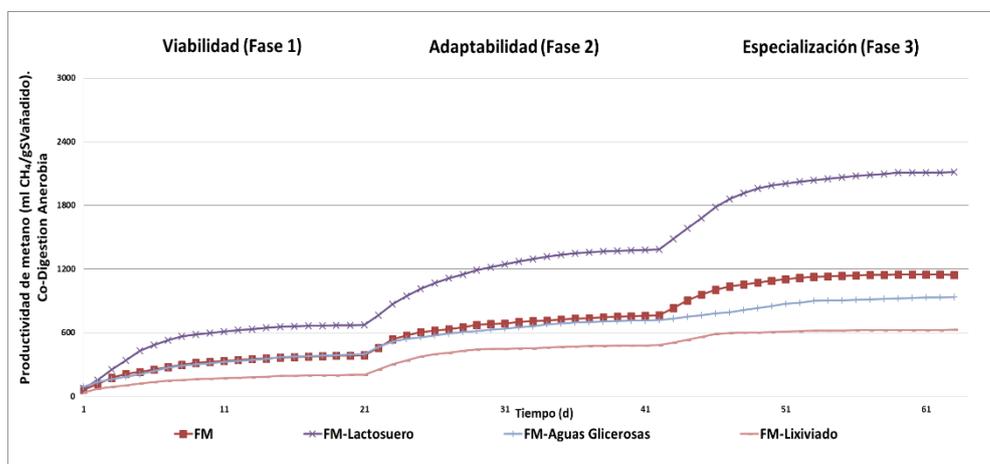


Figura 6: Productividad de Metano Acumulada, 3 experimentos.

CONCLUSIONES

Esta investigación se centró en la evaluación de los residuos: lixiviado, aguas glicerosas y del subproducto de la industria láctea (lactosuero), como cosustratos potenciales para la codigestión anaerobia utilizando ensayos convencionales de potencial bioquímico de metano. Para la relación empleada de $0,5 \text{ gSV Sustrato /gSV inóculo}$, el FM-Lactosuero tiene un alta producción de biogás y, los consorcios microbianos se adaptan y especializan rápidamente. Se ha demostrado que el lactosuero con fango mixto en codigestión anaerobia es viable y no presenta toxicidad e inhibición en ninguna de las 3 experiencias, ya que hay un aumento de producción de biogás en cada una de ellas, siendo notablemente superior en la experiencia 3.

El FM-aguas glicerosas presentan problemas de estabilidad en el proceso de codigestión, teniendo una disminución progresiva en la producción de biogás en cada una de las tres experiencias, debido a la

alta cantidad de sulfatos que contienen las aguas glicerosas estudiadas. El proceso se va acidificando y tiene un comportamiento inhibitorio. El gas generado tiene unas altas concentraciones de ácido sulfhídrico, por lo que no es aconsejable utilizar este residuo en codigestión anaerobia.

El FM-Lixiviado presenta una producción de biogás por debajo del patrón de comportamiento en cada una de las experiencias aún eliminando alrededor del 50% de DQO, lo cual indica que es un residuo tóxico, y no debe utilizarse como cosustrato con fango mixto en codigestión anaerobia.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a la Empresa Metropolitana de Abastecimiento y Saneamiento de Aguas de Sevilla. EMASESA, por el apoyo técnico y el suministro de fango mixto e inóculo que nos ha proporcionado.

BIBLIOGRAFÍA

- Abbasi, T., Tauseef, S.M., Abbasi, S.A., 2012. Anaerobic digestion for global warming control and energy generation—An overview. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 16, 3228–3242. doi:10.1016/j.rser.2012.02.046
- Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi, L., Campos, J.L., Guwy, A.J., Kalyuzhnyi, S., Jenicek, P., van Lier, J.B., 2009. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Sci. Technol.* 59, 927. doi:10.2166/wst.2009.040
- APHA, 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th ed.
- Appels, L., Assche, A. Van, Willems, K., Degreève, J., Impe, J. Van, Dewil, R., 2011. Peracetic acid oxidation as an alternative pre-treatment for the anaerobic digestion of waste activated sludge. *Bioresour. Technol.* 102, 4124–4130. doi:10.1016/j.biortech.2010.12.070
- Aragaw, T., Andargie, M., Gessesse, A., 2013. Co-digestion of cattle manure with organic kitchen waste to increase biogas production using rumen fluid as inoculums. *Int. J. Phys. Sci.* 8, 443–450. doi:10.5897/IJPS2013.3863
- Arnaiz, C., Gutierrez, J.C., Lebrato, J., 2006. Support material selection for anaerobic fluidized bed reactors by phospholipid analysis. *Biochem. Eng. J.* 27, 240–245. doi:10.1016/j.bej.2005.08.013
- Borja, R., Rincón, B., Raposo, F., Sánchez, E., Martín, A., 2004. Assessment of kinetic parameters for the mesophilic anaerobic biodegradation of two-phase olive pomace. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 53, 71–78. doi:10.1016/j.ibiod.2003.10.002
- Calabrò, P.S., Greco, R., Evangelou, A., Komilis, D., 2015. Anaerobic digestion of tomato processing waste: Effect of alkaline pretreatment. *J. Environ. Manage.* 163, 49–52. doi:10.1016/j.jenvman.2015.07.061
- Charles, W., Walker, L., Cord-Ruwisch, R., 2009. Effect of pre-aeration and inoculum on the start-up of batch thermophilic anaerobic digestion of municipal solid waste. *Bioresour. Technol.* 100, 2329–2335. doi:10.1016/j.biortech.2008.11.051
- Dasari, M.A., Kiatsimkul, P.P., Sutterlin, W.R., Suppes, G.J., 2005. Low-pressure hydrogenolysis of glycerol to propylene glycol. *Appl. Catal. A Gen.* 281, 225–231. doi:10.1016/j.apcata.2004.11.033
- De Vrieze, J., Raport, L., Willems, B., Verbrugge, S., Volcke, E., Meers, E., Angenent, L.T., Boon, N., 2015. Inoculum selection influences the biochemical methane potential of agro-industrial substrates. *Microb. Biotechnol.* 8, 776–786. doi:10.1111/1751-7915.12268
- Donoso-Bravo, A., Carballa, M., Filippi, G.R., Chamy, R., 2009. Treatment of low strength sewage with high suspended organic matter content in an anaerobic sequencing batch reactor and modeling application. *Electron. J. Biotechnol.* 12, 0–0. doi:10.2225/vol12-issue3-fulltext-15
- Fannin, K.F., 1987. *Anaerobic Digestion of Biomass: Start-up, Operation, Stability and Control*.
- Fdz-Polanco, F., Nieto, P., Pérez Elvira, S., van der Zee, F.P., Fdz-Polanco, M., García, P.A., 2005. Automated equipment for anaerobic sludge parameters determination. *Water Sci. Technol.* 52, 479 LP-485.

- Field, J., Sierra-Alvarez, R., Lettinga, G., 1988. Ensayos anaerobios, in: Proceedings of the 4th Symposium on Wastewater Anaerobic Treatment. Valladolid, pp. 52–81.
- Gerardi, M.H., 2003. The Microbiology of Anaerobic Digesters, John Wiley. ed.
- Goncalves Ferreira, L.C., 2013. Evaluación de la biodegradabilidad anaerobia de residuos orgánicos pre-tratados térmicamente. Valladolid.
- Gu, Y., Chen, X., Liu, Z., Zhou, X., Zhang, Y., 2014. Effect of inoculum sources on the anaerobic digestion of rice straw. *Bioresour. Technol.* 158, 149–155. doi:10.1016/j.biortech.2014.02.011
- Hagos, K., Zong, J., Li, D., Liu, C., Lu, X., 2017. Anaerobic co-digestion process for biogas production: Progress, challenges and perspectives. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 76, 1485–1496. doi:10.1016/j.rser.2016.11.184
- Iacovidou, E., Ohandja, D.-G., Voulvoulis, N., 2012. Food waste co-digestion with sewage sludge – Realising its potential in the UK. *J. Environ. Manage.* 112, 267–274. doi:10.1016/j.jenvman.2012.07.029
- IEA, I.E.A., 2016. Renewables Information [WWW Document].
- Işık, M., Sponza, D.T., 2005. Substrate removal kinetics in an upflow anaerobic sludge blanket reactor decolorising simulated textile wastewater. *Process Biochem.* 40, 1189–1198. doi:10.1016/j.procbio.2004.04.014
- Khoufi, S., Louhichi, A., Sayadi, S., 2015. Optimization of anaerobic co-digestion of olive mill wastewater and liquid poultry manure in batch condition and semi-continuous jet-loop reactor. *Bioresour. Technol.* 182, 67–74. doi:10.1016/j.biortech.2015.01.092
- Kumar, K.P., Saravanan, B., 2017. Recent techniques to model uncertainties in power generation from renewable energy sources and loads in microgrids – A review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 71, 348–358. doi:10.1016/j.rser.2016.12.063
- Labatut, R.A., Angenent, L.T., Scott, N.R., 2011. Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates. *Bioresour. Technol.* 102, 2255–2264. doi:10.1016/j.biortech.2010.10.035
- Moreno-Andrade, I., Buitrón, G., 2003. Influence of the initial substrate to microorganisms concentration ratio on the methanogenic inhibition test, *Water Science and Technology*.
- Nielfa, A., Cano, R., Fdz-Polanco, M., 2015. Theoretical methane production generated by the co-digestion of organic fraction municipal solid waste and biological sludge. *Biotechnol. Reports* 5, 14–21. doi:10.1016/j.btre.2014.10.005
- Nopharatana, A., Pullammanappallil, P.C., Clarke, W.P., 2007. Kinetics and dynamic modelling of batch anaerobic digestion of municipal solid waste in a stirred reactor. *Waste Manag.* 27. doi:10.1016/j.wasman.2006.04.010
- Soto, M., Méndez, R., Lema, J.M., 1993. Methanogenic and non-methanogenic activity tests. Theoretical basis and experimental set up. *Water Res.* 27, 1361–1376. doi:10.1016/0043-1354(93)90224-6
- Veluchamy, C., Kalamdhad, A.S., 2017. Biochemical methane potential test for pulp and paper mill sludge with different food / microorganisms ratios and its kinetics. *Int. Biodeterior. Biodegradation* 117, 197–204. doi:10.1016/j.ibiod.2017.01.005
- Wall, D.M., Allen, E., O’Shea, R., O’Kiely, P., Murphy, J.D., 2016. Investigating two-phase digestion of grass silage for demand-driven biogas applications: Effect of particle size and rumen fluid addition. *Renew. Energy* 86, 1215–1223. doi:10.1016/j.renene.2015.09.049
- Weiland, P., 2010. Biogas production: current state and perspectives. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 85, 849–860. doi:10.1007/s00253-009-2246-7
- Zhen, G., Lu, X., Kato, H., Zhao, Y., Li, Y.-Y., 2017. Overview of pretreatment strategies for enhancing sewage sludge disintegration and subsequent anaerobic digestion: Current advances, full-scale application and future perspectives. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 69, 559–577. doi:10.1016/j.rser.2016.11.187