



CONAMA10
CONGRESO NACIONAL
DEL MEDIO AMBIENTE

COMUNICACIÓN TÉCNICA

Alternativas de tratamiento de residuos orgánicos: optimización energética y reducción de emisiones

Autor: Myriam Esteban Gutiérrez

Institución: Centro de Estudios e Investigaciones Técnicas de Gipuzkoa (CEIT)
e-mail: mesteban@ceit.es

Otros Autores: Enrique, Aymerich Soler (CEIT)

RESUMEN

Cada año se generan en nuestro país miles de toneladas de residuos orgánicos de diferente naturaleza procedentes de instalaciones como industrias agroalimentarias y estaciones de tratamiento de aguas residuales (EDAR), entre otras. La normativa en materia de tratamiento de residuos y protección del medio ambiente es cada vez más restrictiva y, por tanto, la búsqueda de una adecuada gestión y de un tratamiento que sean viables representa una problemática en auge para muchos sectores. Nuestro estudio tiene por objetivo la optimización energética del tratamiento biológico de residuos orgánicos empleando la digestión anaerobia (biometanización) en altas concentraciones de sólidos y el compostaje. Concretamente, se han evaluado la digestión anaerobia seca y el compostaje de residuos agroalimentarios y de fangos deshidratados procedentes de una EDAR. Se han realizado experimentos empleando cada tecnología de manera aislada, así como experimentos con la combinación de ambos procesos. Del mismo modo, se ha estudiado el co-tratamiento de dichos residuos dadas las mejoras obtenidas a nivel de proceso en cuanto a rendimiento energético se refiere, y por tratarse de una alternativa que posibilita la solución conjunta a la problemática de gestión de ambos residuos. El trabajo realizado ha permitido evaluar la biometanización y el compostaje desde el punto de vista energético e igualmente se ha comprobado que dichas tecnologías permiten obtener un producto final (compost) de calidad cuya aplicación al suelo permite el reciclaje de la materia orgánica contenida en los residuos. Asimismo, se debe tener en cuenta que el uso de las tecnologías mencionadas no sólo permite cumplir la normativa vigente, sino que además supone una alternativa en pro de la sostenibilidad ya que durante la digestión anaerobia se produce biogás, un gas considerado como una fuente de energía alternativa que se puede utilizar para la generación de calor y/o electricidad. Además, como se ha afirmado en recientes estudios científicos, la combinación de ambos tratamientos biológicos supone una reducción en la emisión de gases de efecto invernadero en comparación con otras alternativas de gestión.

Palabras Clave: Residuos orgánicos, biometanización, compostaje, biogás, optimización energética

Indice

1.	Introducción	4
2.	Equipos	6
I.	Reactor anaerobio piloto	6
II.	Planta de compostaje	6
3.	Métodos analíticos	7
4.	Componentes	8
5.	Experimentos	9
I.	Ensayos de digestión anaerobia	9
II.	Ensayos de compostaje	9
6.	Resultados	10
I.	Digestión anaerobia: producción de metano	10
II.	Proceso de compostaje: evolución de la temperatura y aireación	11
III.	Comparación entre digestión anaerobia + post-compostaje y compostaje como tratamiento único	13
a)	<i>Tiempo de tratamiento.</i>	13
b)	<i>Consumo energético</i>	14
c)	<i>Emisiones de GEI y COV</i>	15
IV.	Calidad del producto final	16
7.	Conclusiones	16
8.	Acrónimos	18
9.	Bibliografía	19

1. Introducción

Las estaciones de tratamiento de aguas residuales (EDAR) urbanas y las numerosas industrias agroalimentarias existentes en nuestro país generan miles de toneladas de residuos orgánicos cada año. Por un lado, la producción de lodos EDAR, de código LER 190805 (Orden MAM 304/2002), se halla en constante aumento debido al incremento del número de plantas de tratamiento de aguas residuales y a los cada vez más restrictivos estándares de tratamiento y descarga del efluente de dichas instalaciones. Tanto las características físico-químicas de los lodos, como las cantidades en que se generan, complican la búsqueda de una gestión y un tratamiento económicamente viables que cumplan con la normativa vigente. Concretamente, la Directiva de Lodos 86/278/CE legisla la aplicación de lodos a suelos agrícolas. La reciente revisión de esta directiva ha dado lugar a la redacción de documentos como el 3^{er} Borrador sobre Lodos (abril, 2000) y la Propuesta de Directiva del Parlamento Europeo y el Consejo para la disposición de Fangos (abril, 2003) que han adquirido relevancia en el ámbito del tratamiento de lodos. Son puntos a destacar de dichos documentos la definición del uso agrícola, el uso no agrícola de los lodos y la introducción nuevos criterios de higienización (reducción de patógenos).

Por otro lado, en España el importante sector de industrias agroalimentarias, en particular las industrias conserveras y congeladoras de productos vegetales, tienen habitualmente como punto problemático en sus actividades la selección de una gestión adecuada para sus residuos. En la actualidad, estos residuos son mayoritariamente destinados a la alimentación animal, pero una fracción importante se elimina mediante el depósito en vertedero. No obstante, el uso de residuos vegetales como alimentación animal se puede considerar en términos legales una práctica inviable como alternativa de gestión, puesto que muchos de los ganaderos que aprovechan esos residuos no son gestores autorizados según la Ley de Residuos 10/1998. Además, en la mayoría de los casos supone el incumplimiento de la normativa vigente sobre alimentación animal (Directiva 96/25/CE, Reglamento CE 178/2002, Reglamento CE 183/2005). La gestión adecuada de estos residuos en ciertos casos puede llegar a suponer una parte importante del coste de operación de las instalaciones.

En este proyecto se van a comparar distintas alternativas de tratamiento biológico para lodos de EDAR y residuos de alcachofa (*Cynara scolymus*, de código LER 020304). En concreto, que se van a analizar son la digestión anaerobia seca mesófila seguida de un breve tratamiento de post-compostaje y el compostaje como posibles alternativas de tratamiento biológico. Ambos tratamientos se incluyen en el documento "Waste Management options and climate change" (2001) de la Comisión Europea como alternativas de tratamiento gracias a las cuales es posible reducir las emisiones de CO₂ de forma directa e indirecta. Por lo tanto, su aplicación contribuye en cierta medida a alcanzar los objetivos fijados en el protocolo de Kyoto (Lal *et al.*, 1999; Mondini *et al.*, 2007; Kranert *et al.*, 2010). A este respecto, cabe mencionar que la combinación de digestión anaerobia y compostaje o el compostaje como tratamiento único posibilitan el secuestro de carbono mediante la aplicación del producto final (compost) al suelo como enmienda orgánica o fertilizante y con otros propósitos diferentes como la recuperación de suelos (Lal *et al.*, 2004). La aplicación al suelo de residuos orgánicos debidamente tratados permite reciclar la materia orgánica contenida en los mismos, con las consecuencias positivas que ello conlleva para la calidad del suelo (Pascual *et al.*, 1999;

Edwards *et al.*, 2000; Tejada *et al.*, 2006) y asegurando la reducción del depósito en vertedero de residuos biodegradables fijada por la Directiva 1999/31/CE.

En términos de sostenibilidad, la biometanización (digestión anaerobia) de residuos orgánicos resulta más ventajosa que otras tecnologías. El uso de esta tecnología resulta en un mejor balance energético como consecuencia de la obtención de un gas combustible rico en metano (biogás) cuyo uso implica una reducción del consumo de combustibles fósiles y de las emisiones de gases de efecto invernadero (Edelman *et al.*, 2000; Gallert *et al.*, 2003; Fricke *et al.*, 2005). El biogás es considerado como una fuente de energía renovable cuya producción y aprovechamiento se verán previsiblemente favorecidos por el Plan de Acción Nacional de Energías Renovables (PANER) 2011-2020, que ha sido elaborado en base a la Directiva 2009/28/CE relativa al fomento del uso de energía procedente de fuentes de energías renovables. La producción de energía eléctrica a partir de fuentes de energía renovables goza actualmente de primas especiales y tarifas reguladas (RD 661/2007). Además de estas medidas ya existentes, el PANER dedica un apartado a las posibilidades de valorización del biogás mediante su distribución. A priori, la opción más adecuada parece ser su inyección en las infraestructuras de distribución de gas natural existentes o de nueva creación que pudieran llevarse a cabo impulsadas por el uso térmico del biometano.

Una vía interesante para mejorar este tratamiento biológico es la co-digestión; es decir, el uso de un co-sustrato, lo que en muchos casos conlleva un aumento de la producción de metano debido a los sinergismos positivos que se dan en el medio (Mata-Alvarez *et al.*, 2000; Parawira *et al.*, 2004; Alatríste-Mondragón *et al.*; 2006; Buendía *et al.*, 2009). Asimismo, la co-digestión puede resultar beneficiosa ya que contribuye a la dilución de compuestos potencialmente tóxicos, permite una carga orgánica mayor e incluso ayuda a conseguir un balance equilibrado de nutrientes (Ağdağ, N. *et al.*, 2007; Capela *et al.*, 2008).

En particular, la digestión anaerobia seca se lleva a cabo con elevadas concentraciones de sólidos totales (ST) en el rango 20-40 %. En comparación con la digestión húmeda presenta varias ventajas tales como un menor requerimiento de espacio y mayores cargas orgánicas volumétricas, menores consumos de agua y energía y un fácil manejo del los residuos digeridos. Por lo tanto, el tratamiento por biometanización en condiciones de alta concentración de sólidos puede resultar beneficioso desde el punto de vista económico ya que es una alternativa con la que se consigue un significativo ahorro. Sin embargo, a pesar de las ventajas citadas, este tipo de tratamiento se ha empleado habitualmente con FORSU (Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos) (Fernández *et al.*, 2008; Guendouz *et al.*, 2010) y su aplicación a residuos orgánicos de otra naturaleza se trata de una experiencia novedosa.

El compostaje consiste en la degradación aerobia (en presencia de oxígeno) de la materia orgánica contenida en los residuos. Existe una gran variedad de técnicas para realizarlo que van desde sencillas pilas volteadas mecánicamente a reactores en los que es posible programar la aireación y la agitación de la masa de residuos. Las ventajas del compostaje con respecto a la digestión anaerobia son principalmente la sencillez de controlar el proceso; ya que no requiere de estrategias complicadas y es robusto, y que no se necesita consumir energía para calentar el residuo ya que el aumento de la temperatura que asegura la correcta evolución del proceso es consecuencia directa de la liberación de calor de las reacciones aerobias que se suceden en el mismo.

2. Equipos

I. Reactor anaerobio piloto

Para el tratamiento de digestión anaerobia seca se ha empleado un reactor cilíndrico horizontal, similar al de la tecnología Kompogas, de acero inoxidable cuya capacidad total es de 300 litros. Este reactor funciona en discontinuo y consta de un sistema de agitación con un eje horizontal que tiene varias paletas distribuidas de tal forma que su movimiento facilita la mezcla completa del residuo. La agitación es suave ya que se trabaja a una velocidad de 4 rpm adecuada a las condiciones de trabajo y se realiza por la acción de un motor situado en uno de los extremos del reactor.

Asimismo, el reactor anaerobio tiene varias salidas y/o entradas, sondas de temperatura (Pt 100) y una válvula de seguridad que permite la evacuación del biogás en caso de un aumento excesivo de la presión en el interior. Debido a que durante la digestión anaerobia se debe mantener la temperatura de trabajo constante; en nuestro caso a 35°C, el equipo cuenta con un sistema de calentamiento formado por 6 resistencias colocadas alrededor del reactor y conectadas entre sí. Este sistema está regulado por un controlador de temperatura PID que se encuentra conectado a una de las sondas de temperatura y que permite regular la potencia de las resistencias para trabajar a temperatura constante. Además, el digestor está recubierto por completo de lana de vidrio, un material aislante que evita pérdidas de calor.

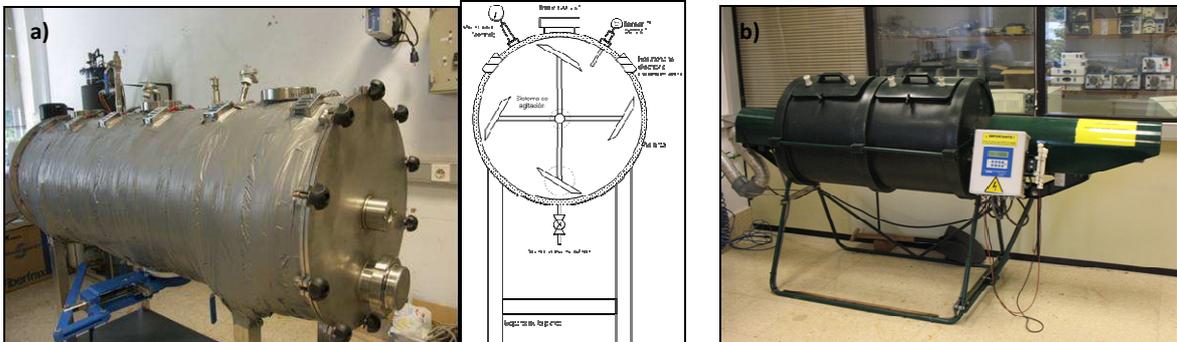
En cuanto a la extracción y la medida del biogás, el equipo cuenta con un tubo de salida en el que se produce una condensación que elimina la mayor parte de la humedad pero también se ha colocado un filtro anti-humedad. Un caudalímetro situado a continuación de dicho filtro mide el caudal másico del gas producido. Una unidad electrónica transforma la señal eléctrica del caudalímetro en valores de caudal volumétrico.

II. Planta de compostaje

El reactor de compostaje que se ha utilizado en este trabajo se trata de un modelo de la empresa Kollvik Recycling S.L.. Concretamente, el reactor consta de dos módulos independientes de un volumen útil de 125 litros cada uno, cuyas paredes están fabricadas de una gruesa capa de aislante (espuma de poliuretano) recubierta por un material resistente a altas temperaturas. La mezcla y agitación del material se realiza gracias a un sistema de volteo consistente en un potente motor (0,25 kW) colocado en el exterior que hace girar el reactor en una dirección o en otra.

En el proceso de compostaje es muy importante que la aireación suministrada sea la adecuada. Este reactor cuenta con un tubo central perforado unido a un extractor de aire en uno de sus extremos para realizar la aireación de una forma homogénea evitando la aparición de zonas sin oxígeno (condiciones anaerobias). Concretamente, al activar el sistema de aireación, el extractor crea un vacío en el interior del reactor lo que provoca la entrada de aire desde el exterior a través de unos orificios con rejilla.

Tanto el sistema de aireación como el de volteo son programables por medio de un microprocesador, con lo que es posible controlar el tiempo y la frecuencia de funcionamiento de ambos sistemas adecuadamente. Pese a que el sistema cuenta de por sí con una sonda Pt 100, se han añadido dos sondas, una en cada módulo, para posibilitar la lectura de la temperatura y seguir este parámetro imprescindible para el seguimiento del proceso en cada módulo de manera independiente.



Fotografía 1: a) Imagen de la planta piloto de digestión anaerobia y su vista frontal. b) Imagen de la planta de compostaje

3. Métodos analíticos

Para poder seguir el consumo de oxígeno en el proceso de compostaje de manera más exacta, se han diseñado dos compostadores de 30 L de capacidad. Dos recipientes de PEHD (polietileno de alta densidad) se han aislado con espuma de PVC, se les ha fijado una sonda de temperatura Pt100 y se han conectado a la red de aire comprimido del laboratorio. El caudal de aire suministrado se controla mediante dos rotámetros de diferente escala. Por otro lado, se han preparado borboteadores con el fin de conseguir un aire de entrada saturado en vapor de agua para.

Para caracterizar los residuos se realizaron medidas de Sólidos Totales (ST) y Sólidos Volátiles (SV) principalmente. En cuanto al seguimiento del proceso, se realizaron medidas diarias de la composición del biogás producido con un cromatógrafo Hewlett-Packard HP5890 GC-TCD, con detector de conductividad térmica y, tres veces por semana, las siguientes analíticas en la fracción filtrada de la muestra: DQO (Demanda Química de Oxígeno), Nitrógeno Amoniacal Total (NAT), alcalinidad (Intermedia, de bicarbonatos y total), concentración de AGV (Ácidos Grasos Volátiles) empleando un cromatógrafo de gases con detector FID Agilent GC-6890N de CE Instruments. Para obtener el filtrado, se centrifugó la muestra de residuos a 12000 rpm durante 30 minutos y a continuación, se filtró al vacío empleando un filtro AP-40 (Whatman). Estos métodos se incluyen en el Standard Methods 20th Edition (1998) o son adaptaciones de los mismos al residuo empleado. Los datos de temperatura y de caudal de biogás se han registrado en un PC mediante el programa de adquisición de datos LabView.

La calidad del compost obtenido en cada caso se ha estimado analizando los resultados de dos métodos diferentes. Para estudiar la estabilidad del compost se ha utilizado el test comercial Solvita. Se trata de un test habitualmente utilizado en plantas reales de compostaje que consiste en la medida cualitativa del dióxido de carbono y el amoníaco liberados en un recipiente cerrado que contiene una muestra representativa de producto mediante una técnica colorimétrica. La producción de dióxido de carbono es consecuencia de la actividad microbiana. A mayor concentración de dióxido de carbono detectada, se entiende que la actividad microbiológica es mayor y que la muestra es menos estable. En cambio, para evaluar la madurez del compost, se ha empleado el test de germinación de Zucconi (Zucconi *et al.*, 1981). Concretamente, se trata de una técnica de germinación de semillas de plantas que permite evaluar la fitotoxicidad y la madurez

utilizando un extracto acuoso de compost y varias semillas de la especie *Lepidium sativum* (berro). Los parámetros a medir son el porcentaje de germinación y la longitud de las raíces (Fórmula 1). Durante el tratamiento de compostaje, la materia orgánica presente en los residuos sufre transformaciones, de tal forma que, en cada fase predominan compuestos orgánicos con un grado diferente de toxicidad para el crecimiento de las plantas y para su desarrollo. Es por ello que, en gran medida, el grado de madurez de una muestra de compost se puede estimar por su potencial fitotóxico.

$$IG = \frac{\text{Longitud media raíces muestra (mm)}}{\text{Longitud media raíces control (mm)}} \times G$$

Fórmula 1. Expresión matemática para el cálculo del Índice de Germinación. G: porcentaje de germinación

4. Componentes

Los diferentes componentes y residuos empleados se describen a continuación:

1) **Enmienda orgánica.** Se trata de un sustrato comercial adquirido en un vivero. Este material está preparado a base de compost, tierra y turba. Su función es la de ajustar la proporción de materia seca (o porcentaje de ST), regular la carga orgánica biodegradable, así como aumentar la capacidad “amortiguadora” del sistema.

2) **Inóculo.** Es un componente imprescindible para el arranque de la digestión anaerobia ya que es la principal fuente de biomasa metanogénica activa. Al inicio, se ha usado como inóculo una mezcla de fango mesófilo procedente de un reactor tipo CSTR que trata una mezcla de fangos primarios y secundarios de una EDAR con fango mesófilo deshidratado al 30% procedente de la EDAR de Loyola (Guipúzcoa). En los demás casos, se ha utilizado el producto del ciclo de digestión anaerobia previo.

3) **Bicarbonato.** La finalidad de añadir esta sal es la de amortiguar la bajada del pH producida en la etapa acidogénica y proporcionar alcalinidad a la mezcla.

4) **Virutas de madera.** Su función es la de aumentar la porosidad de la mezcla a compostar minimizando la compactación y permitiendo una correcta aireación del material. Habitualmente, se utiliza el término componente estructurante para referirse al material empleado con esa finalidad.

5) **Sustrato.** El sustrato es el componente que constituye la fuente principal de materia orgánica biodegradable de la mezcla. Los lodos o fangos a tratar proceden de una instalación EDAR de la zona de Tudela (Navarra) en la que se realiza un tratamiento ATAD (Digestión Aerobia Termófila Auto-sostenida) de tres días de tiempo de retención hidráulico (TRH) con el que se consigue eliminar una cantidad importante de materia orgánica biodegradable y cuyo principal objetivo es alcanzar el grado de higienización que establece la Norma 503 de la E.P.A. (U.S.A.). Esta tecnología consiste en el tratamiento aerobio; en presencia de oxígeno, de residuos orgánicos con un alto porcentaje de humedad en el que las reacciones de descomposición generan el calor necesario para sostener el proceso. A este proceso le sigue una etapa de deshidratación, por lo que el material final presenta un 30% de contenido en materia seca. Si bien el fango ha sido estabilizado en cierta medida, todavía contiene sustancias biodegradables suficientes como para cometerlo a posteriores tratamientos biológicos. Los restos de

alcachofa, por su parte, los ha proporcionado una empresa de conservas vegetales de la Ribera de Navarra. Se trata de un material fresco; sin ningún tipo de tratamiento previo que presenta un contenido en materia seca del 15 % aproximadamente. Su componente mayoritario son los carbohidratos, la mayoría de ellos de carácter fibroso.

Componente	ST (%)	SV (%)	FV (%)
Fango ATAD	30,25	22,00	72,69
Residuo vegetal	10,50	10,00	95,24
Enmienda orgánica	62,00	18,20	29,35
Bicarbonato	100,00	0,00	0,00
Virutas de madera	90,83	90,63	99,77

Tabla 1. Características de los componentes empleados en los ensayos.

5. Experimentos

I. Ensayos de digestión anaerobia

En todos los casos se ha trabajado en modo discontinuo o batch, es decir, con una única carga del reactor al inicio del experimento. En primer lugar, se llevó a cabo un ensayo para generar una cantidad suficiente de inóculo con la mezcla de la columna de la izquierda (Tabla 2). A continuación, se realizaron dos ensayos de biometanización con una cantidad total de residuos de 100 kg aproximadamente. La composición de las mezclas utilizadas se detalla en la siguiente tabla:

Componente	Digestión de fango ATAD	Co-digestion
Fango ATAD	25,00	12,50
Residuo vegetal	0,00	12,50
Inóculo	25,00	25,00
Enmienda orgánica	50,00	45,00
Bicarbonato	0,00	5,00

Tabla 2. Composición de las mezclas empleadas en los ensayos (datos en porcentaje de ST).

En ambos casos, el contenido inicial de ST de la mezcla se situaba en torno al 30%.

II. Ensayos de compostaje

Se realizaron cuatro ensayos diferentes de compostaje con las mezclas que aparecen en la Tabla 3, tanto en la planta piloto, como en los compostadores pequeños. Uno de los módulos del compostador se utilizó para el compostaje y el otro, para los ensayos de post-compostaje.

Componente	Compostaje de fango ATAD	Post-compostaje de fango ATAD	Compostaje de fango ATAD y alcachofa	Post-compostaje de fango ATAD y alcachofa

Fango ATAD	0,00	25,00	12,50	0,00
Residuo vegetal	0,00	0,00	12,50	0,00
Digestato	25,00	0,00	0,00	25,00
Enmienda orgánica	25,00	25,00	25,00	25,00
Virutas de madera	50,00	50,00	50,00	50,00

Tabla 3. Composición de las mezclas empleadas en los ensayos (datos en porcentaje de ST).

El seguimiento del consumo de oxígeno se llevó a cabo con los ensayos a escala de laboratorio. Para este fin, se realizaron dos medidas diarias de la composición del gas de salida, hecho que permitió ajustar el caudal de aire a las necesidades de oxígeno de cada fase del compostaje. Por el contrario, la aireación a escala piloto se controló grosso modo, con una ligera variación entre la fase más activa y la fase final. En lo que a la agitación respecta, se realizó la mayor parte del experimento con la única finalidad de homogeneizar la mezcla y de obtener una muestra representativa ya que su uso excesivo podría causar una compactación, en especial de las partículas del fango.

6. Resultados

I. Digestión anaerobia: producción de metano

La evolución de la producción de metano fue diferente durante la co-digestión y la digestión de fango ATAD (Figura 1). En primer lugar, el perfil de producción diaria de metano para la co-digestión presenta dos máximos (Figura 1a) y el perfil de la digestión anaerobia del fango, en cambio, es más irregular y no se puede distinguir ningún punto máximo en él. Los valores máximos citados se pueden atribuir al consumo del ácido acético y del ácido butírico acumulados inicialmente y al consumo tardío del propiónico, respectivamente (datos no mostrados). En segundo lugar, si bien aparece una fase lag al inicio de la curva de producción acumulada de metano en ambos casos (Figura 1b), la que corresponde a la co-digestión se prolonga más en el tiempo. Este hecho coincide con la mayor duración de la fase inestable inicial de la co-digestión, en la que se detectó una mayor acumulación de AGV, los principales intermediarios en el proceso de biometanización. Por último, en cuanto al porcentaje de metano del biogás, tanto en la co-digestión como en la digestión del fango se alcanza un valor cercano al 60%, considerado como un valor indicativo de equilibrio (Dearman & Bentham, 2007), coincidiendo con el final de la fase lag citada. Durante el resto del experimento, se trabajó en condiciones de estabilidad con un porcentaje de metano cercano al 70% en ambos casos.

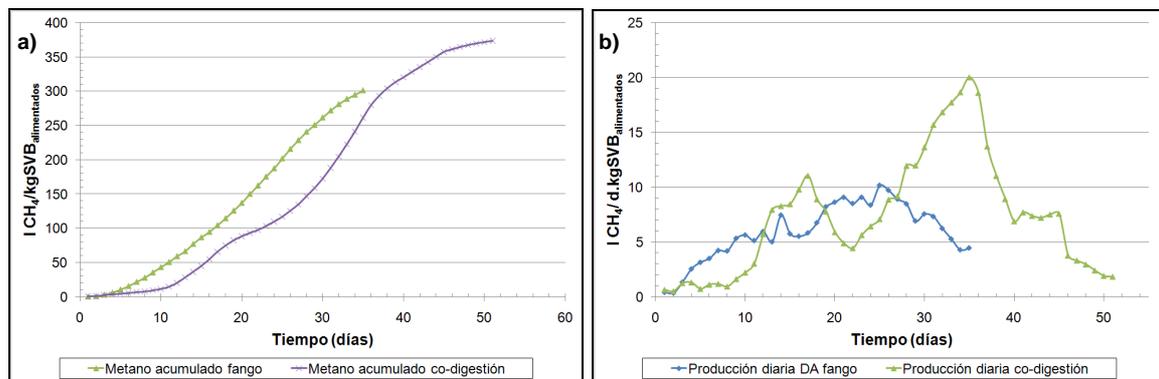


Figura 1. a) Producción acumulada de metano y evolución del porcentaje de metano en el biogás. b) Perfil de producción diaria de metano o valores de VPM.

El rendimiento de un proceso de digestión anaerobia se expresa habitualmente como rendimiento metanogénico. Para calcularlo se pueden utilizar diferentes expresiones (E. Aymerich, 2007) tales como la Producción Específica de Metano (PEM). En este estudio, tanto la PEM como los parámetros citados arriba se calcularon en función de la cantidad de materia orgánica contenida en el sustrato alimentado, representada por el término SVB_{alimentados} (Sólidos Volátiles Biodegradables alimentados). Como se puede observar en la Tabla 4, la PEM es considerablemente mayor para el ensayo de co-digestión, con un incremento del 24%. Lo mismo se puede decir del parámetro VPM_{máx} (máxima Velocidad de Producción de Metano) ya que su valor es el doble que el de la digestión de fango. Sin embargo, se debe tener en cuenta que el TRS (Tiempo de Retención de Sólidos) en el caso de los experimentos de co-digestión es de 55 días mientras que para la digestión del fango solo fue necesario un TRS de 35 días. A pesar de la diferencia en el tiempo de operación, la co-digestión es más conveniente en términos de producción total de metano que resultó ser casi dos veces mayor que la del experimento con fango como único sustrato.

Parámetros	Digestión fango ATAD	Co-digestión
VPM _{max} (I CH ₄ /d.kg SVB _{alimentados})	10,16	20,01
PEM (I CH ₄ /kg SVB _{alimentados})	301,26	373,54
Producción total de metano (I)	1409,19	2428,04
Porcentaje máximo de metano	72,44	73,39

Tabla 4. Valores de los principales parámetros relacionados con la producción de metano.

El rendimiento obtenido es comparable al de otros trabajos realizados con diferentes tecnologías que incluyen valores en el rango 200 - 400 I CH₄/kg SV_{alimentados} para la mayoría de sustratos (Cho *et al.*, 1995, Gunaseelan., 1997; Luste *et al.*, 2010).

II. Proceso de compostaje: evolución de la temperatura y aireación

La temperatura (T) es el parámetro fundamental de seguimiento en el proceso de compostaje (Miyatake *et al.*, 2006; Moreno & Moral, 2007) y el más representativo por su relación directa con la actividad microbiológica. En función de la evolución de la temperatura, en el compostaje se distinguen dos fases principales: la fase bio-oxidativa y

la fase de maduración. Durante la fase bio-oxidativa, en primer lugar, se produce la degradación de compuestos solubles fácilmente biodegradables principalmente, hecho que provoca un pronunciado ascenso de la temperatura. A continuación, se degradan compuestos más complejos (polímeros) y la T comienza a descender por lo que también se habla de una fase de enfriamiento. En último lugar, durante la fase de maduración, la actividad microbiana está limitada por la baja disponibilidad de nutrientes de modo que la temperatura desciende hasta alcanzar valores cercanos a la T ambiente. Por otro lado, es en esta fase en la que se produce la mayor formación de sustancias húmicas.

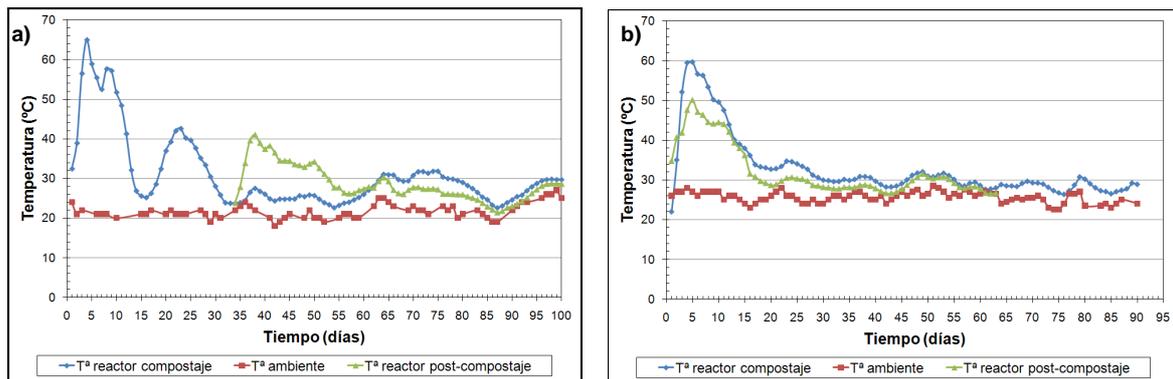


Figura 2. Evolución de la temperatura en los procesos de compostaje y post-compostaje de fango ATAD como único sustrato (a) y de fango ATAD mezclado con alcachofa (b).

Las fases mencionadas se aprecian perfectamente en cada uno de los procesos de compostaje de este trabajo. Durante los ensayos de compostaje aplicado como tratamiento único se alcanzaron valores más elevados para la temperatura, cercanos a 60°C en la fase más activa del proceso (fase bio-oxidativa) (Figura 2). En concreto, la temperatura más elevada se alcanzó en el compostaje de la mezcla de ambos residuos (Figura 2a). La explicación a estos resultados radica en que los residuos empleados contienen sustancias orgánicas fácilmente biodegradables en una mayor proporción que los residuos que han sido previamente sometidos a un proceso de digestión anaerobia. Estos últimos están compuestos mayoritariamente de compuestos más complejos, de naturaleza polimérica, que han resistido la degradación en condiciones anaerobias, como es el caso de las sustancias celulósicas.

En cuanto a la aireación, se han estimado valores para el consumo de oxígeno en función de la cantidad de materia orgánica total inicial; es decir, por kg de SV_{TOTAL} , a partir de los ensayos realizados en los reactores pequeños (Tabla 5). El consumo de oxígeno y de aire es mayor para el co-tratamiento de ambos residuos, tanto en el proceso de compostaje como en el de post-compostaje. Los restos vegetales de alcachofa son ricos en carbohidratos (celulosa, hemicelulosas, etc.) mientras que el fango está compuesto principalmente por proteínas y sustancias lipídicas. Además, hay que tener en cuenta que este fango proviene de una instalación en la que se utiliza un tratamiento aerobio con el fin de higienizarlo. En consecuencia, según los datos de bibliografía (Haug, 1993; Moreno & Moral, 2007), la biodegradabilidad aerobia de la mezcla resultante de la combinación de alcachofa con fango ATAD será mayor que cuando se emplea únicamente fango ATAD como sustrato. Esta afirmación implica una actividad microbiológica más elevada que, a su vez, se traduce en un mayor requerimiento de oxígeno y una mayor temperatura (Figura 2).

	Fango ATAD + alcachofa		Fango ATAD	
	Compostaje ¹	Post-compostaje ²	Compostaje ¹	Post-compostaje ²
Total aire(l)/kg SV_{TOTAL}	1528,36	1320,98	1401,82	1065,86
Consumo O₂(l)/kg SV_{TOTAL}	291,28	265,89	259,49	195,42

Tabla 5. Valores de aireación total y de consumo total de correspondientes a los tratamientos completos. (Compostaje¹: alrededor de tres meses, post-compostaje²: dos meses).

Como se puede observar, el consumo de oxígeno es mayor en el proceso de compostaje; un 10 % aproximadamente en el caso del co-tratamiento y un 33 % para los ensayos con el fango como único sustrato. Se precisa de más oxígeno para que las poblaciones microbianas aerobias sean capaces de degradar un sustrato fresco que para degradar un sustrato cuyo origen es un tratamiento anaerobio (digestato). Como se ha comentado anteriormente, durante la etapa de digestión anaerobia seca se ha eliminado una parte importante de toda la materia orgánica biodegradable y prácticamente se ha degradado toda la materia orgánica fácilmente biodegradable, con lo que se precisa de una cantidad menor de oxígeno para descomponer la materia orgánica restante contenida en el digestato. El hecho de que la diferencia observada en el caso del co-tratamiento sea considerablemente menor puede deberse a que la alcachofa, por tratarse de un sustrato rico en compuestos celulósicos, tiene un grado de degradación durante la digestión anaerobia menor que el fango ATAD. Esto hace que la diferencia en términos de aireación entre tratar aerobiamente fango ATAD y restos de alcachofa frescos o procedentes de un tratamiento anaerobio previo no sea tan significativa como en el caso del fango ATAD, cuya degradación anaerobia es mayor.

III. Comparación entre digestión anaerobia + post-compostaje y compostaje como tratamiento único

a) *Tiempo de tratamiento.*

El tiempo de tratamiento necesario para obtener un compost de un grado de madurez aceptable ha sido más breve para el proceso de post-compostaje, aproximadamente de dos meses. El compostaje como tratamiento único, en cambio, se ha prolongado por un periodo de tiempo superior, en torno a los tres meses. Sin embargo, cabe destacar el hecho de que para obtener un producto final (compost) de unas características similares el tiempo total de tratamiento para la alternativa de gestión que combina digestión anaerobia con un post-compostaje es prácticamente igual al tiempo necesario para la alternativa de compostaje, tanto al tratar fango ATAD como en el co-tratamiento con restos de alcachofa (co-sustrato).

Como se ha comentado en el apartado de producción de metano, el tratamiento por digestión anaerobia es más duradero cuando se tratan conjuntamente los dos sustratos. La diferencia en el tiempo de tratamiento (TRS), que es de 20 días, puede resultar a priori un inconveniente. No obstante, la producción total de metano es un parámetro importante que se debe tener en cuenta para determinar la viabilidad de cada proceso en cuestión.

b) Consumo energético

En lo que a consumo energético respecta, el tratamiento de digestión anaerobia implica un consumo de electricidad considerable debido a la necesidad de agitación continua del contenido del reactor, por un lado, y al uso de un sistema de calentamiento, por el otro. El uso de un sistema de calentamiento es imprescindible para mantener la temperatura dentro del rango óptimo para el conjunto de reacciones metabólicas del proceso de biometanización; el rango mesófilo (35°C) en nuestro caso. El motor utilizado para la agitación del contenido del digestor tiene una potencia nominal de 0,25 kW, mientras que a cada una de las seis resistencias que componen el sistema de calentamiento le corresponde una potencia nominal de 0,5 kW.

El gasto eléctrico correspondiente al tratamiento de compostaje es consecuencia de la mezcla de los residuos mediante agitación llevada a cabo gracias a la acción del motor de 0,25 kW de potencia nominal y de la extracción de aire del interior del reactor para crear vacío y provocar la entrada de aire del exterior. Durante los ensayos de compostaje y post-compostaje, la agitación se realizó dos veces por semana durante 1 minuto cada vez la mayor parte del experimento, si bien la frecuencia de mezclado se redujo a una vez por semana en la fase más avanzada del proceso (maduración). El sistema de extracción de aire se programó de tal forma que se provocó una mayor entrada de aire en la fase más activa, con una pauta de aireación de 5 min/h.

Teniendo en cuenta el continuo funcionamiento del motor y de las resistencias del digestor anaerobio, se puede decir que en nuestros experimentos a escala piloto el consumo de electricidad asociado al tratamiento de biometanización es considerablemente mayor que el del compostaje como tratamiento único. No obstante, el consumo energético estimado para nuestra planta de compostaje no sería extrapolable al de plantas reales del tipo reactor cerrado cuyo funcionamiento suele implicar procesos como la agitación continua, elevando considerablemente los requerimientos energéticos del proceso. En cuanto a la planta de biometanización, se puede decir que al trabajar en una escala como la utilizada en este estudio el uso de la energía proporcionada por el sistema de calentamiento no es tan eficiente y en términos relativos, se necesita más energía por kilogramo de residuo tratado que al trabajar a escalas mayores. Sin embargo, con respecto a la producción de metano, el análisis comparativo del ensayo de co-digestión con el de digestión de fango ATAD como único sustrato (Tabla 4) proporciona información útil para determinar la ventaja de la utilización de restos de alcachofa como co-sustrato. De hecho, la combinación de fango ATAD con alcachofa resulta en un incremento significativo del rendimiento metanogénico del 24 %. Es de esperar, que en reactores a escala real se obtenga un resultado similar y la combinación de ambos residuos resulte en un incremento significativo del rendimiento metanogénico (PEM).

En contraposición al considerable gasto energético requerido, la biometanización presenta la gran ventaja de producir biogás que puede ser empleado para generar calor así como para generar energía eléctrica. En muchos casos, el aprovechamiento del biogás producido en una planta a escala real supone una reducción significativa de los costes de operación. Habitualmente, el biogás contiene entre un 55 y un 70 % de metano, con lo que su poder calorífico medio es de 5500 kcal/m³. Esto implica la generación de una importante cantidad de energía calorífica en su proceso de combustión que puede ser empleada para cubrir parte de las necesidades de la planta. Por otro lado, cabe la posibilidad de aprovechar el biogás como fuente alternativa para la producción de electricidad. En la actualidad una vía común de utilización del biogás para generar energía eléctrica es la cogeneración, es decir, la producción de calor y electricidad

simultáneamente. Parte del gasto energético de las instalaciones se podrían reducir con este sistema. Además, en ciertos casos, la energía eléctrica obtenida puede ser vendida a instalaciones cercanas con un consecuente retorno económico. Normalmente, la cogeneración es llevada a cabo utilizando motores diesel o motores de cuatro tiempos pero existen otras alternativas como las células de combustible o las turbinas de gas. La cantidad de energía para un contenido en metano de 57-65% está en el rango de 5,8-6,5 kWh/Nm³ (Fricke *et al.*, 2005). No obstante, la eficiencia eléctrica que se ha conseguido empleando cogeneradores es cercana al 40 % (Deublein & Steinhauser, 2008). Otra alternativa practicada en algunas instalaciones es la inyección del biogás a la red de distribución de gas natural, previo tratamiento para eliminar compuestos no deseados (por ejemplo, ácido sulfhídrico o H₂S). En un estudio reciente (Pöschl *et al.*, 2010) en el que se evalúan las diferentes alternativas de producción de biogás desde el punto de vista de la eficiencia energética, se afirma que ésta depende, entre otros, del rendimiento metanogénico del proceso y de la eficiencia en la utilización del biogás.

Teniendo en cuenta lo comentado en este apartado, se puede decir que, en un escenario real, la DAS combinada con compostaje resulta una opción atractiva en comparación con el compostaje. Como se ha comentado anteriormente, la co-digestión resulta en una producción de metano mayor que la digestión de fango ATAD como único sustrato, y es de esperar que a escala real resulte igualmente ventajosa.

c) Emisiones de GEI y COV

Durante el proceso de descomposición aerobio que tiene lugar en el compostaje se liberan al aire diversos compuestos, sobre todo en la fase inicial más activa en la que se degradan principalmente los compuestos orgánicos más lábiles y cuya duración se prolonga habitualmente por un periodo de tiempo de 4 a 6 semanas. De hecho, en esta fase, se puede llegar a degradar en torno al 80% de la materia orgánica que se degrada en el tratamiento completo (Moreno & Herrero, 2007). La volatilización de los compuestos en dicho periodo se ve favorecida por las altas temperaturas que se suelen alcanzar (50-70°C). Los gases emitidos en mayor cantidad son el dióxido de carbono, el amoníaco y una serie de COV (Compuestos Orgánicos Volátiles) como alcoholes, éteres o sulfuros orgánicos, dependiendo de la composición del material a tratar.

Por el contrario, en el proceso de biometanización así como durante la utilización del biogás se da una baja emisión de compuestos volátiles y, de igual modo, se consigue una gran disminución de la emisión de este tipo de compuestos en la posterior fase de post-compostaje en comparación con la alternativa de compostaje como único tratamiento (Mata-Alvárez *et al.*, 2000; Smet *et al.*, 1999). En particular, en los ensayos de biometanización realizados en este estudio se da una considerable reducción en la cantidad de materia orgánica (reducción de %SV) y, en consecuencia, se observa una menor actividad y/o temperatura durante la fase bio-oxidativa del post-compostaje (Figura 2). Como se ha afirmado, es en esta fase en la que mayor emisión de compuestos se da, y una menor actividad implica una reducción de la emisión de gases.

En cuanto a la emisión de GEI (Gases de Efecto Invernadero); expresada normalmente como toneladas equivalentes de CO₂ por tonelada de residuo, tanto el compostaje como la biometanización combinada con el compostaje son alternativas de gestión más favorables que otras alternativas practicadas. En el proceso de digestión anaerobia, el balance total de emisiones de GEI se compensa con la producción del biogás, una fuente de energía alternativa gracias a la cual es posible evitar el uso de combustibles fósiles. (Edelmann *et al.*, 2000; Fricke *et al.*, 2005).

IV. Calidad del producto final

El principal criterio para evaluar la calidad del compost es su grado de madurez o estabilidad, que está relacionado con la estabilidad de la materia orgánica y con la ausencia de compuestos fitotóxicos y de patógenos. La madurez se asocia habitualmente con la fitotoxicidad y con el potencial de crecimiento de las plantas (Iannotti et al., 1993) y la estabilidad, por su parte, se relaciona a menudo con la actividad microbiológica, que determina hasta qué punto ha sido degradada la materia orgánica fácilmente biodegradable (Lasaridi & Stentiford, 1998).

	Compost 1	Compost 2	Compost 3	Compost 4
Índice Solvita	7	8	7	6-7
IG (2º día)	78,87	61,10	38,89	42,68
IG (5º día)	58,74	78,64	49,57	56,25

Tabla 6. Valores del Índice de Germinación (IG) y del Índice de madurez Solvita para: Compost 1 (post-compostaje de la DA del fango ATAD), Compost 2 (post-compostaje de la co-digestión), Compost 3 (compostaje de fango ATAD) y Compost 4 (compostaje de fango ATAD y de residuo de alcachofa).

De acuerdo con los resultados obtenidos con el test Solvita y con el Test de Germinación (Tabla 6), las características de los compost producidos en este trabajo son adecuadas. El test Solvita reveló una baja actividad microbiológica en todos los productos. En concreto, el valor 7 corresponde a un compost maduro y curado, con pocas limitaciones en su uso mientras que el valor 8 se atribuye a productos muy maduros e inactivos sin limitaciones de uso. En cuanto al Test de Germinación, no se ha observado efecto fitotóxico con ningún producto. El desarrollo de las plantas no pareció estar negativamente afectado puesto que las raíces y las hojas tenían una apariencia muy similar a las del test control con agua. Se llevaron a cabo test con la enmienda orgánica empleada en todos los experimentos de ese trabajo, de tal forma que se pudo verificar que los extractos acuosos de los cuatro compost tienen un efecto sobre el fenómeno de la germinación y sobre el desarrollo de las plantas parecido o incluso mejor que el de un producto comercial.

7. Conclusiones

A la vista de los resultados experimentales de este estudio, se ha obtenido información útil para evaluar las alternativas de gestión de fango ATAD y residuos vegetales vía digestión anaerobia seca mesófila en condiciones de agitación continua seguida de post-compostaje por un lado, y compostaje como tratamiento único, por el otro. Se puede concluir que:

- A pesar de las diferentes características del sustrato empleado, la digestión anaerobia mesófila en condiciones secas a escala piloto de fango ATAD deshidratado y su co-digestión con restos de alcachofa han evolucionado satisfactoriamente. Una vez superada una fase lag inicial de inestabilidad, el contenido de metano en el biogás se ha mantenido cercano al 70% durante la mayor parte de los dos experimentos, con lo que se ha trabajado bajo condiciones de estabilidad.

- El proceso de co-digestión ha resultado en un rendimiento metanogénico (PEM) mayor, con una producción total de metano aproximadamente dos veces superior a la obtenida con el fango ATAD debido probablemente a los efectos sinérgicos provocados por la adición de un co-sustrato (residuos de alcachofa).
- El procesado de los residuos mediante compostaje como tratamiento único ha requerido de tres meses y se han alcanzado temperaturas más elevadas, mientras que el tratamiento de post-compostaje ha sido más breve ya que ha concluido en dos meses. Este hecho concuerda con las características de la mezcla inicial, es decir, con la mayor biodegradabilidad de los residuos que no han pasado por una degradación anaerobia previa.
- El consumo de oxígeno es más elevado en el tratamiento de compostaje que en el post-compostaje debido a su mayor duración y a la naturaleza del sustrato, que no ha sufrido una degradación anaerobia previa. El mayor consumo se registró en el caso del co-tratamiento, hecho que concuerda con la mayor biodegradabilidad aerobia de los restos de alcachofa. La evolución de la temperatura en los diferentes ensayos de compostaje coincide con los requerimientos de aireación y el consumo de oxígeno.
- El tiempo total de tratamiento necesario para ambas alternativas es muy similar tanto al tratar solo fango ATAD como cuando se combina con un co-sustrato, los restos de alcachofa. No obstante, la alternativa de co-tratamiento se prolonga más en el tiempo por corresponder a la co-digestión un TRS mayor.
- El consumo energético de la planta de biometanización es superior al consumo de la planta de compostaje. Sin embargo, en un proceso a escala real, en el caso de la biometanización, el gasto energético se puede compensar gracias al aprovechamiento del biogás producido a través de su combustión o en un cogenerador. Al tratarse de un gas rico en metano tiene un elevado poder calorífico y, por tanto, su combustión genera grandes cantidades de energía en forma de calor que podría utilizarse para cubrir las necesidades de calentamiento de la planta. Su transformación y utilización en forma de electricidad es otra alternativa por la que se podrían reducir gastos energéticos y costes de operación.
- La alternativa que combina digestión anaerobia seca y compostaje supone una reducción considerable de la emisión de COV. En cuanto al balance total de emisiones de GEI, se compensa con la producción de biogás debido a que se trata de una fuente de energía alternativa gracias a la cual es posible evitar el uso de combustibles fósiles.
- Todos los compost obtenidos en este estudio cumplen con criterios de estabilidad y madurez. Se ha comprobado que su calidad es comparable a la de un material distribuido comercialmente y, por tanto, se pueden considerar productos de un valor añadido.

Como conclusión general se puede decir que, de las diferentes alternativas analizadas en este estudio, la co-digestión de fango ATAD con restos de alcachofa seguida de un tratamiento de compostaje resulta más atractiva desde el punto de vista energético y en términos de emisiones. De igual modo, permite tratar de manera conjunta dos tipos de residuos, lo que puede suponer un abaratamiento significativo de costes si se aplica a escala real. Asimismo, el producto final obtenido (compost) tiene unas características adecuadas que lo hacen un producto con valor agronómico cuya aplicación al suelo sería

una práctica que implicaría un paso más hacia un modelo de gestión de residuos orgánicos sostenible.

8. Acrónimos

AGV: Ácidos Grasos Volátiles

ATAD: Digestión Aerobia Termófila Auto-sostenida

COV: Compuestos Orgánicos Volátiles

DA: Digestión Anaerobia

DAS: Digestión Anaerobia Seca

EDAR: Estación Depuradora de Aguas Residuales

FORSU: Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos

GEI: Gases de Efecto Invernadero

LER: Lista Europea de Residuos

NAT: Nitrógeno Amoniacal Total

PANER: Plan de Acción Nacional de Energías Renovables

PEM: Producción Específica de Metano

PID: Proporcional Integral Derivativo

PVC: Policloruro de Vinilo

ST: Sólidos Totales

SV: Sólidos Volátiles

SVB: Sólidos Volátiles Biodegradables

T: temperatura

TRH: Tiempo de Retención Hidráulico

TRS: Tiempo de Retención de Sólidos

VPM: Velocidad de Producción de Metano

9. Bibliografía

Agdag O. N. and Sponza D. T. (2007). Co-digestion of mixed industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling bioreactors. *Journal of Hazardous Materials* 140 (1-2), 75-85.

Alatríste-Mondragón F., Samar P., Cox H. H. J., Ahring B. K. and Iranpour R. (2006). Anaerobic codigestion of municipal, farm, and industrial organic wastes: A survey of recent literature. *Water Environment Research* 78 (6), 607-636.

APHA-AWWA-WEF (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association - American Water Works Association - Water Environment Federation, Washington DC (USA).

BOE (1998). Ley 10/1998 de Residuos. *Jefatura del Estado Español*. BOE nº 96 de 22/4/1998 pp. 13372-13384.

BOE (2007). Real Decreto 661/2007, de 5 de mayo, de 25 de mayo, por el que se regula la actividad de producción de energía eléctrica en régimen especial, *Jefatura del Estado Español*. BOE nº 126 de 05/05/2007 pp. 22846-22886.

Buendía I. M., Fernández F. J., Villaseñor J. and Rodríguez L. (2009). Feasibility of anaerobic co-digestion as a treatment option of meat industry wastes. *Bioresource technology* 100 (6), 1903-1909.

Capela I., Rodrigues A., Silva F., Nadais H., Arroja L. (2008). Impact of industrial sludge and cattle manure on anaerobic digestion of the OFMSW under mesophilic conditions. *Biomass and Bioenergy*, 32, 245-251.

Cho J.K. (1995). Biochemical methane potential and solid state anaerobic digestion of Korean food waste. *Bioresource Technology*, 52 (3), 245-253.

Dearman B. and Bentham R. H. (2007). Anaerobic digestion of food waste: Comparing leachate exchange rates in sequential batch systems digesting food waste and biosolids. *Waste Management* 27 (12), 1792-1799.

Deublein D. and Steinhauser A. (2008). *Biogas from Waste and Renewable Resources*. Wiley-VCH

EEC (1986). Directiva 86/278/CEE del Consejo de 12 de junio de 1986 relativa a la protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos en la utilización de los lodos de depuradora en agricultura. *Consejo de las Comunidades Europeas*. Diario Oficial nº L 181 de 04/07/1986 p. 0006 - 0012.

EC (1999). Directiva 1999/31/CE del Consejo, de 26 de abril de 1999, relativa al vertido de residuos. *Consejo de la Unión Europea*. Diario Oficial de la Comisión Europea nº L 182 de 16/7/1999 p. 0001 - 0019.

EC (2000). Working Document on Sludge - 3rd draft. *Directorate-General European Commission Environment*. ENV.E.3/LM, Brussels, 27 April 2000.

EC (2005). Propuesta de Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo sobre los residuos. *Comisión de las Comunidades Europeas*

EC (2000). Directiva 96/25/CE del Consejo, de 29 de abril de 1996, por la que se regula la circulación y la utilización de las materias primas para la alimentación animal, se modifican las Directivas 70/524/CEE, 74/63/CEE, 82/471/CEE y 93/74/CEE y se deroga la Directiva 77/101/CEE. *El Consejo de la Unión Europea*. Diario Oficial nº L 125 de 23/5/1996 p. 35.

EC (2002). Reglamento (CE) Nº 178/2002 del Parlamento Europeo y del Consejo de 28 de enero de 2002 por el que se establecen los principios y los requisitos generales de la legislación alimentaria, se crea la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria y se fijan procedimientos relativos a la seguridad alimentaria. *El Parlamento Europeo y el Consejo de la Unión Europea*. Diario Oficial de las Comunidades Europeas nº L 31 de 01/02/2002 pp. 1-24.

EC (2005). Reglamento (CE) Nº 183/2005 del Parlamento Europeo y del Consejo de 12 de enero de 2005 por el que se fijan requisitos en materia de higiene de los piensos. *El Parlamento Europeo y el Consejo de la Unión Europea*. Diario Oficial de la Unión Europea nº L 35 de 08/02/2005.

EC (2009). Directiva 2009/28/CE relativa al fomento del uso de energía procedente de fuentes renovables y por la que se modifican las Directivas 2001/77/CE y 2003/30/CE. *El Parlamento Europeo y el Consejo de la Unión Europea*. Diario Oficial de la Unión Europea nº L 140 de 5.6.2009 pp. 16-62.

Edelmann W., Schleiss K. and Joss A. (2000). Ecological, energetic and economic comparison of anaerobic digestion with different competing technologies to treat biogenic waste. *Water Science and Technology* 41 (3), 263-273.

Edwards L., Burney J. R., Richter G. and MacRae A. H. (2000). Evaluation of compost and straw mulching on soil-loss characteristics in erosion plots of potatoes in Prince Edward Island, Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 81 (3), 217-222.

Enrique Aymerich Soler (2007). Alternativas de co-tratamiento biológico de residuos agroindustriales. Valorización agronómica del producto final. Tesis, pp.254

Fernández J., Pérez M. and Romero L. I. (2008). Effect of substrate concentration on dry mesophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). *Bioresource Technology* 99, 6075-6080.

Fricke K., Santen H. and Wallmann R. (2005). Comparison of selected aerobic and anaerobic procedures for MSW treatment. *Waste Management* 25 (8), 799-810.

Gallert C., Henning A. and Winter J. (2003). Scale-up of anaerobic digestion of the biowaste fraction from domestic wastes. *Water Research* 37 (6), 1433-1441.

Guendouz J., Buffière P., Cacho J., Carrère M. and Delgenes J. -. (2010). Dry anaerobic digestion in batch mode: Design and operation of a laboratory-scale, completely mixed reactor. *Waste Management* 30 (10), 1768-1771.

Gunaseelan V.N. (1997). Anaerobic digestion of biomass for methane production: a review, *Biomass and Bioenergy*, 13 (1/2), 83-114.

Haug R.T. (1993). *The Practical Handbook of Compost Engineering*. Lewis Publishers. Boca Raton, Florida

Iannotti D.A., Pang T., Toth B.L., Elwell D.L., Keener H.M. and Hoitink H.A.J. (1993). A quantitative respirometric method for monitoring compost stability. *Compost Science and Utilization*, 1, 52-65

Kranert M., Gottschall R., Bruns C. and Hafner G. (2010). Energy or compost from green waste?- A CO₂- Based assessment. *Waste Management* 30, 697- 701.

Lal R. (1999). Soil management and restoration for C sequestration to mitigate the accelerated greenhouse effect. *Progress in Environmental Science*, 1, 307-326.

Lal R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123 (1-2), 1-22.

Lasaridi K. E. and Stentiford E. I. (1998). A simple respirometric technique for assessing compost stability. *Water research* 32 (12), 3717-3723.

Luste S. and Luostarinen S: (2010). Anaerobic co-digestion of meat processing by-products and sewage sludge - Effect of hygienization and organic loading rate. *Bioresource Technology*, 101 (8), 2657-2664

MAM (2002) Orden MAM/304/2002, de 8 de febrero, por la que se publican las operaciones de valorización y eliminación de residuos y la lista europea de residuos. *Ministerio de Medio Ambiente*. BOE nº 43 de 19/02/2002 pp. 6494- 6515.

Mata-Alvarez J., Mace S. and Llabres P. (2000). Anaerobic digestion of organic solid waste. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology* 74 (1), 3-16.

Miyatake F. and Iwabuchi K. (2006). effect of compost temperature on oxygen uptake rate, specific growth rate and enzymatic activity of microorganisms in dairy cattle manure, *Bioresource Technology*, 97, 961-965.

Mondini C., Cayuela M. L., Sinicco T., Cordaro F., Roig A. and Sánchez-Monedero M. A. (2007). Greenhouse gas emissions and carbon sink capacity of amended soils evaluated under laboratory conditions. *Soil Biology and Biochemistry* 39 (6), 1366-1374.

Moreno Casco J. and Moral Herrero, R. (Edit. Cient) (2008). *Compostaje*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

PANER (2011-2020). Plan de Acción Nacional de Energías Renovables, *Instituto para la Diversificación y el Ahorro de la Energía*, www.idae.es

Parawira W., Murto M., Zvauya R. and Mattiasson B. (2004). Anaerobic batch digestion of solid potato waste alone and in combination with sugar beet leaves. *Renewable Energy* 29 (11), 1811-1823.

Pascual J. A., García C. and Ayuso M. (1999). Comparison of fresh and composted organic waste and their efficacy for the improvement of arid soil quality. *Bioresource Technology* 68, 255-264.

Pöschl M., Ward S. and Owende P. (2010). Evaluation of energy efficiency of various biogas production and utilization pathways. *Applied Energy* 87 (11), 3305-3321.

Smith A., Brown K., Ogilvie S., Rushton K. and Bates J. (2001). Report on "Waste Management Options and Climate Change" for the European Commission, Luxembourg.

Smet E., Van Langenhove H. and De Bo I. (1999). The emission of volatile compounds during the aerobic and the combined anaerobic/aerobic composting of biowaste. *Atmospheric Environment* 33 (8), 1295-1303.

Tejada M., Hernández M. T. and Garcia C. (2006). Application of two organic amendments on soil restoration: effects on the soil biological properties. *Journal of Environmental Quality* 35, 1010-1017.

U.S. (EPA) (2003). Environmental Regulations and Technology. Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge. Under 40 CFR Part. 503. EPA Report, Cincinnati, OH 45268 (United States).

Zucconi F., Pera A., Forte M. and De Bertoldi M. (1981). Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle* 22, 54-57.