

GESTIÓN DE RESIDUOS ORGÁNICOS EN REGIONES POCO POBLADAS

Dolores Hidalgo Barrio^{1,2}, Jesús M^a Martín Marroquín^{1,2} y Francisco Corona Encinas^{1,2}

¹CARTIF Centro Tecnológico. Parque Tecnológico de Boecillo, 205. 47151 Boecillo, Valladolid. Tel. +34 983 546504. Tfno: +34 983 546504. dolhid@cartif.es

²ITAP. Universidad de Valladolid. Paseo del Cauce, 59. 47011 Valladolid.

Recibido: 19/Jun/2017 – Revisado: 28/Jun/2017--Aceptado: 4/Sep/2017-DOI: <http://dx.doi.org/10.6036/ES8499>

TO CITE THIS ARTICLE:

HIDALGO-BARRIO, Maria Dolores, MARTIN-MARROQUIN, Jesus Maria, CORONA-ENCINAS, Francisco et al. ORGANIC WASTE MANAGEMENT IN LOW POPULATED REGIONS. *DYNA Energía y Sostenibilidad*, Enero-Diciembre 2017, vol. 6, no. 1, p.[13 p.]. DOI: <http://dx.doi.org/10.6036/ES8499>

ORGANIC WASTE MANAGEMENT IN LOW POPULATED REGIONS

ABSTRACT:

An inventory of organic waste streams generated in the agro-food industry, with the focus on those with higher potential for biogas production, was carried out in a logistically viable area of Castilla y León (Spain). 23 wastes and their mixtures were analyzed and the methane potential was evaluated theoretically and in laboratory batch assays.

Methane yields ranged from 290-725 mLCH₄ per gram of volatile solids in the waste, while the methane content in the biogas ranged from 46-72% for raw wastes.

The estimation of the regional waste fluxes and their methane potentials suggest that anaerobic digestion in a centralized plant could be a sustainable solution for the valorization of organic wastes generated in this area, where up to 5% of the primary energy demand can be covered by the calculated total biogas energy potential.

Sector-specific waste streams (livestock and agro-food industry) could cover up to 24% of regional total energy demand. Logistical aspects are critical in the area under study due to the high dispersion of the population and the existing industrial facilities.

The results of this paper show essential and practical knowledge on the process of anaerobic co-digestion in a centralized plant in a low populated area, which would be important for the practice of waste treatment in other regions with similar characteristics to Castilla y León.

Keywords: agro-food waste, anaerobic digestion, Buswell and Muller's equation, methanogenic potential, valorization strategies

RESUMEN:

Se ha realizado un inventario de los flujos de residuos orgánicos de la industria agroalimentaria en una zona logísticamente viable de Castilla y León, con el foco puesto en aquellas corrientes con mayor potencial de producción de biogás. Se analizaron 23 residuos y sus mezclas y se evaluó su potencial metanogénico teórico y real, estos últimos en ensayos de laboratorio.

Los rendimientos de metano oscilaron entre 290-725 mLCH₄ por gramo de sólido volátil de residuo, mientras que el contenido de metano en el biogás osciló entre el 46-72%.

La estimación de los flujos regionales de residuos y su potencial de generación de metano sugieren que la digestión anaerobia en una planta centralizada podría ser una solución sostenible para la valorización de los residuos orgánicos generados en esta zona, donde hasta un 5% de la demanda de energía primaria puede ser cubierta por el potencial energético total calculado para el biogás.

Los flujos de residuos específicos de cada sector (industria ganadera y agroalimentaria) podrían cubrir hasta un 24% de la demanda total de energía regional. Los aspectos logísticos son críticos en el área bajo estudio debido a la alta dispersión de la población y de las instalaciones industriales existentes.

Los resultados de este trabajo muestran conocimientos esenciales y prácticos sobre el proceso de co-digestión anaerobia en una planta centralizada en un área de baja población, lo que puede ser extrapolable en la práctica al tratamiento de residuos en otras regiones con características similares a Castilla y León.

Palabras clave: digestión anaerobia, ecuación de Buswell y Muller, estrategias de valorización, potencial metanogénico, residuos agroalimentarios

1. INTRODUCCIÓN

Los hogares, la agricultura y la industria generan grandes cantidades de productos de desecho que, cuando se administran de manera inadecuada, causan enormes impactos ambientales. A lo largo de los años, se han presentado una serie de ideas para la utilización de estos desechos; sin embargo, la digestión anaerobia de desechos orgánicos para producir energía en forma de biogás es la opción de mayor interés comercial, siempre que la economía del proceso sea favorable. Como resultado, durante los últimos años, la digestión anaerobia de materia orgánica de diferentes fuentes se

ha presentado como una tecnología adecuada para el tratamiento de desechos orgánicos y la producción de energía a partir de la combustión del biogás [1-3], así como la reducción de los gases de efecto invernadero [4]. Además, es posible un uso material de los digestatos (residuos de digestión) en el sentido de una economía del reciclaje y, por lo tanto, puede contribuir al valor agronómico de los suelos [5].

Debido a estas ventajas, la recuperación de energía del biogás ha dado un salto adelante en la UE durante los últimos años. La producción de energía primaria creció un 15,7% en 2012 en comparación con 2011, lo que representa un incremento de 1,6 Mtep (12 Mtep producidos en 2012) [6]. En España, donde una práctica común, por ejemplo, es la quema de residuos agrícolas en el campo [7], el concepto de valorización residuos está todavía en su infancia en comparación con países como Alemania u Holanda [8]. La producción de residuos españoles está creciendo continuamente, y ha aumentado alrededor de $1,35 \text{ t} \cdot \text{habitante}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ en 2010 [9]. Se estima que alrededor del 47% de estos residuos son materia orgánica [8].

Las plantas de tratamiento específicamente diseñadas para la recuperación de energía (plantas agrícolas descentralizadas, plantas de tratamiento de residuos sólidos municipales, plantas de metanización, co-digestión y plantas multiproducto) dominan la producción de biogás en la UE, generando más de dos tercios de la energía primaria (66,5% en 2012), muy por delante del biogás de vertedero (23,7%) y del biogás de depuradoras (9,9%). La situación es totalmente diferente en España. En 2012, la producción primaria de biogás en España fue de 0,26 Mtep (una disminución de 0,026 Mtep en comparación con 2011). El 50,6% del biogás fue producido a partir de vertederos, el 11,1% de los lodos de depuradora y el 38,3% restante de otras fuentes [10]. El vertedero es la principal fuente de biogás en España debido, en parte, al hecho de que la proporción de residuos fermentables consignados en vertederos sigue siendo elevada. En 2006, sólo el 3% del total de residuos orgánicos fue reciclado en este país [11]. La recogida selectiva de residuos biológicos sólo está ampliamente establecida en el norte de España, especialmente en Cataluña [12].

Pero la situación en España tiene que cambiar a medio plazo ya que hay dos directivas de la UE que abordan estos aspectos problemáticos. La primera es la Directiva sobre vertidos (1999/31/CE), que exige la reducción de los residuos biodegradables destinados a vertederos (artículo 5). Esta solicitud se refuerza en el segundo instrumento, la Directiva marco sobre residuos (2008/98/CE). La Directiva sobre residuos incluye también el artículo 22, que obliga a los Estados miembros a adoptar medidas para fomentar la recogida selectiva de residuos biológicos.

Castilla y León, con una superficie de 94.223 km^2 , no sólo es la región más grande de España, sino también una de las mayores de toda la Unión Europea. Castilla y León se enfrenta a varios desafíos demográficos, entre ellos la baja densidad de población junto con una gran dispersión de la población y de los puntos industriales. Hasta hace poco, la agricultura y la ganadería eran sus principales sectores económicos (la producción agrícola de esta región representa el 15% del sector primario español). Por otro lado, la industria agroalimentaria representa la mayor parte de la industria especializada de Castilla y León. Como consecuencia, Castilla y León tiene un enorme potencial en la producción de biogás (Tabla 1).

Tabla 1: Recursos orgánicos en Castilla y León

Origen del residuo	Tipo de residuo	Estimación actual		Fuente
		Producción disponible de residuo ($\text{t} \cdot \text{año}^{-1}$)	Energía primaria ($\text{ktep} \cdot \text{año}^{-1}$)	
Agricultura	Incluida paja	6.063.405	1.003,1	Datos propios
	Purín	7.239.493	207,2	IDAE, 2011
Industria agro-alimentaria	Animal	1.334.293	28,6	IDAE, 2011
	Vegetal	478.307	14,8	IDAE, 2011
Urbano	Fracción orgánica	231.000	2	EREN, 2009
	Fango de depuradora	42.296	7,6	IDAE, 2011
Cultivos energéticos	Herbáceo	295.000	42	EREN, 2009

Al referirse a las plantas de biogás en operación, las posibilidades de producción de biogás en Castilla y León provienen principalmente de dos tipos de recursos: fango de depuradora y residuos urbanos orgánicos. Sin embargo, el potencial de la región en la producción de biogás a partir de estiércol y desechos de la industria agroalimentaria (> 250

ktep/año) [13] es uno de los más altos de España (Figura 1). En las plantas de biogás de construcción reciente, las corrientes de entrada de sustrato consisten predominantemente en una mezcla de estiércol, que puede contribuir en algunos casos a más del 95% de la biomasa total digerida en el reactor. Por el contrario, el uso de residuos alimentarios y de residuos orgánicos industriales sigue siendo de poca importancia [14].

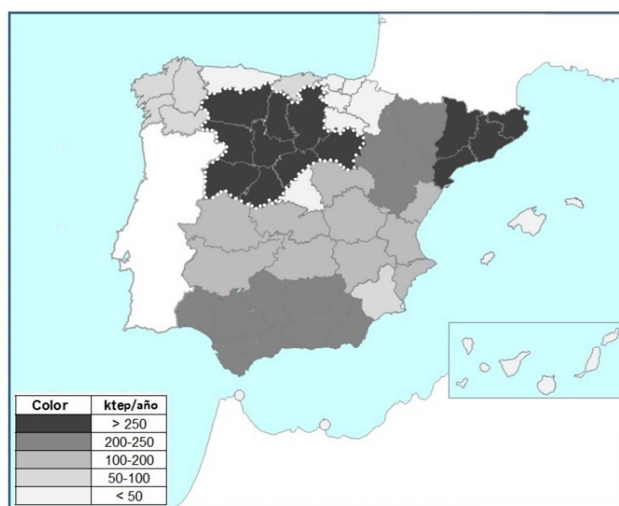


Fig. 1. Potencial de producción de biogás de las regiones españolas a partir del estiércol y residuos de la industria agroalimentaria

Un hecho común es que, cualquiera que sea la corriente de desechos considerada, la caracterización es una tarea clave para diseñar y operar digestores anaerobios, ya que afecta a la producción de biogás y a la estabilidad del proceso [15]. Los parámetros principales incluyen humedad, contenido de sólidos volátiles, contenido de nutrientes, tamaño de partícula y biodegradabilidad. La biodegradabilidad de una materia prima está indicada por la producción de biogás o el BMP (potencial bioquímico de metano) [16] y el porcentaje de sólidos que se eliminan en la digestión anaerobia. El objetivo de una prueba de BMP es medir la máxima producción de metano de un sustrato específico. Existen varios métodos discontinuos para medir los potenciales bioquímicos de metano de los residuos, sin embargo, los enfoques técnicos varían significativamente entre los métodos publicados [17, 18].

En este estudio se realizó un inventario de corrientes de residuos orgánicos de origen animal y agroalimentario con alto potencial de transformación de biogás en una zona logísticamente viable de la parte central de Castilla y León de 4.000 km². Algunas de las industrias estudiadas fueron ganadería, industria cárnica, lácteos, piensos, industria frutícola e industria procesadora de aceites comestibles usados.

El objetivo principal de este estudio fue caracterizar los residuos recogidos en dicha zona con el objetivo de evaluar la factibilidad de convertirlos en energía en una planta centralizada de biogás. Además, se realizó un cálculo de los potenciales de energía de biogás para la definición de las fracciones de residuos más adecuadas para la digestión anaerobia.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 SELECCIÓN DE RESIDUOS

Para este proyecto se eligieron 23 corrientes residuales diferentes de las principales industrias ganaderas y agroalimentarias, situados en una zona logísticamente viable de la región de Castilla y León: estiércol de cerdo (diluido con agua de lavado de alta carga orgánica)(PM), estiércol vacuno (CM), estiércol de oveja (SM), estiércol de aves de

corral (PoM), residuos de patatas (PW), fangos residuales de una planta de tratamiento de residuos de patatas (WSP), fangos residuales procedentes de una planta de tratamiento de residuos de frutas (FSM), fango residual oleoso (OWS), glicerina no refinada (G), aceites vegetales usados diluidos (dUVO), lodos residuales procedentes del tratamiento de aceites vegetales usados (WS-UVO), fracción decantada de aceites vegetales usados (DF-UVO), lodos de desecho de una planta de tratamiento de residuos de piensos para animales (WSA), residuos de piensos para animales de compañía (PFW), residuos de piensos para peces (FFW), paja (S), restos de puerros (LW), lodos de coagulación de FeCl_3 (CS), sangre pasteurizada (PB), materia orgánica del intestino del animal (OMAI), residuos de oblea (WW) y lodos de depuradora (SS).

Aunque los residuos agroindustriales tradicionalmente son los co-sustratos más convenientes para el estiércol [19], la necesidad de superar su estacionalidad y mejorar aún más la producción de metano en los digestores ha elevado el interés por otros desechos industriales y sustratos ricos en materia orgánica biodegradable, como es el caso en este trabajo de corrientes como G, S, CS y SS.

Los criterios de selección de todos los flujos de residuos se basaron en aspectos tales como la distancia geográfica relativa entre cada productor a una planta centralizada hipotética (planificada pero no construida todavía) y la información teórica relacionada con la generación de biometano por kg de residuos orgánicos.

En este estudio, las cantidades de residuos, así como los flujos actuales de residuos orgánicos generados por las industrias y explotaciones seleccionadas, se determinaron principalmente a través de entrevistas. Sobre la base de estos datos, se calcularon las cantidades utilizables de las respectivas fracciones de residuos para la digestión anaerobia, así como los potenciales técnicos para la producción de energía a partir del biogás. La cantidad de residuos utilizable para la digestión anaerobia se establece como la fracción residual que queda después de otros usos alternativos ya establecidos en la zona, como alimento para animales, compostaje o recuperación de compuestos activos. Por otro lado, el potencial técnico significa la parte de la biomasa actual (potencial teórico) que puede utilizarse para la producción de biogás con las posibilidades técnicas actuales, es decir, sólo la biomasa disponible en la fuente para recogida y transporte. El estiércol procedente de la ganadería extensiva no se consideraría, por ejemplo, un residuo disponible.

Las muestras se recogieron semanalmente a lo largo de tres meses y en cantidad suficiente para llevar a cabo la experimentación prevista. Tras su recolección se almacenaron a 4°C.

2.2 CARACTERIZACIÓN DE RESIDUOS

Las concentraciones de sólidos totales y volátiles (ST, SV) y materia seca (MS) se determinaron siguiendo las recomendaciones de los métodos estándar [20]. Los contenidos de C, N, H y S se determinaron mediante UNE-CEN / TS 15104 EX con un analizador elemental LECO Truspec CHN (S). El contenido de oxígeno no se midió directamente, pero se estimó asumiendo que no había otros elementos (aparte de los C, H, N y S medidos) presentes en los residuos. En todos los casos, el análisis se realizó justo después del muestreo.

2.3 TEST DE POTENCIAL METANOGÉNICO (BMP)

Con el fin de estudiar la biodegradabilidad y el potencial metanogénico de diferentes corrientes residuales (Bexp), se realizaron experimentos en lotes en botellas de vidrio con un volumen de líquido de 600 mL (2.000 mL de volumen total). Todos los experimentos se realizaron a 35 ± 1 °C en una sala termostática, y se agitaron continuamente sobre una mesa agitadora orbital (ajustada a 125 rpm). Se utilizó como inóculo para la prueba lodo anaerobio procedente de una planta de tratamiento de aguas residuales municipales con una concentración de 12 ± 1 gSV \cdot L $^{-1}$. La concentración del inóculo en todos los ensayos fue de 6,5 g \cdot L $^{-1}$ y el pH de 7,5. Se realizaron ensayos por triplicado para todos los residuos y condiciones. Las proporciones de sustrato / inóculo (S/X) se encontraba en el intervalo de 0,40 a 0,60 gSV \cdot gSV $^{-1}$.

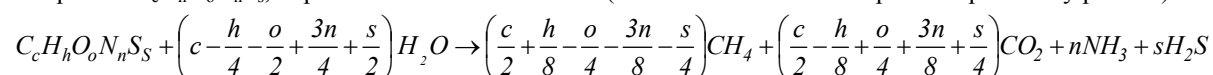
También se realizó un conjunto de ensayos en blanco, por triplicado, sin ningún residuo (sólo inóculo) para la determinación de la producción de metano endógena. Para evitar la acidificación del ensayo, se añadió NaHCO_3 como

tampón ($6 \text{ gNaHCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$). Los experimentos se terminaron cuando la tasa de producción de biogás en ensayos con residuos disminuyó al mismo nivel que en los ensayos en blanco.

La producción de biogás se midió manualmente mediante un transmisor de presión (Druck, PTX 1400, rango 1 bar) situado en el espacio de cabeza de cada reactor. Para evitar la sobrepresión, se liberó periódicamente el biogás. Las diferencias de presión se convirtieron a volumen de biogás, utilizando la ley de los gases ideales y condiciones estándar de temperatura y presión (STP, $P = 1 \text{ bar}$ y $T = 0^\circ \text{C}$). La composición de biogás se midió antes de cada liberación con un equipo Varian CP-4900 Micro-GC con detector de conductividad térmica. La producción neta de metano se calculó restando la cantidad de metano producido en cada ensayo a la cantidad de metano producida por el ensayo en blanco.

2.4 POTENCIAL METANOGENICO TEÓRICO

El análisis de la composición elemental proporciona información sobre el potencial teórico de metano ($B_{0, Th}$) de un residuo dado usando la ecuación de Buswell y Muller [21]. Esta ecuación (1) supone la producción de metano a partir de la degradación completa de un cierto residuo con una composición elemental dada, donde $C_c H_h O_o N_n S_s$ representa la fórmula química del compuesto orgánico biodegradable sometido al proceso de degradación anaerobia (despreciando el contenido de P) y la producción de metano considerado aquí es el máximo estequiométricamente posible [21]. Para un compuesto $C_c H_h O_o N_n S_s$, el potencial teórico de metano (en condiciones estándar para temperatura y presión) es:



$$B_{0, Th} = \frac{\left(\frac{c}{2} + \frac{h}{8} - \frac{o}{4} - \frac{3n}{8} - \frac{s}{4} \right) \cdot 22,4}{12c + h + 16o + 14n + 32s} \left| \frac{L CH_4}{g VS} \right| \quad (1)$$

La ecuación de Buswell y Muller sólo da una indicación aproximada de la cantidad de biogás producido a partir de un residuo, pero es un buen punto de partida al analizar los sustratos potenciales para un biorreactor.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 COMPOSICIÓN DEL RESIDUO

Parámetros tales como ST o SV son los más analizados, ya que son la clave para determinar la optimización del tratamiento. Además, el análisis de la composición elemental proporciona información sobre el potencial teórico de metano de un residuo dado. La Tabla 2 reúne los resultados obtenidos de la caracterización de los residuos seleccionados. El $B_{0, Th}$ de las 23 corrientes residuales en estudio se calcularon utilizando la ecuación de Buswell y Muller (1). Los potenciales teóricos de metano en todos los casos son función de la composición específica de los diferentes residuos (contenido en C, H, O, N y S).

Tabla 2. Caracterización de las corrientes de residuos

Residuo	Cantidad	Distancia ⁽¹⁾	Producción frecuencia	MS	SV/ST	C/N	C	H	N	S	Ceniza	O
	T·año ⁻¹	km	meses·año ⁻¹	%			%	%	%	%	%	%
PM ⁽²⁾	152.561	12	12	1,88	67,55	13,89	43,35	6,21	3,12	0,76	32,45	14,11
CM	20.700	8	12	26,74	80,85	14,19	40,73	5,17	2,87	0,61	19,15	31,47
SM	1.000	15	12	38,96	71,71	11,79	37,37	4,49	3,17	0,76	28,29	25,92
PoM	25.790	50	12	20,96	66,03	11,92	34,22	3,79	2,87	0,43	33,97	24,72
PW	310	14	12	19,86	95,94	38,89	43,17	6,01	1,11	0,09	4,06	45,56
WSP	348	149	12	13,52	69,67	5,65	35,48	4,99	6,28	1,43	30,33	21,49
WSF	237	103	12	7,65	89,8	11,35	44,95	5,97	3,96	1,16	10,20	33,76
OWS	88	35	12	24,24	74,38	18,05	50,19	7,46	2,78	0,69	25,62	13,26

G	400	136	12	54,67	90,74	784	47,04	9,22	0,06	0,01	9,26	34,41
dUVO	25	99	12	75,4	95,0	48,5	58,72	5,69	1,21	0,14	5,04	29,20
WS-UVO	120	97	12	39,14	95,58	53,4	64,08	9,6	1,2	0,07	4,42	20,63
DF-UVO	120	97	12	72,36	96,45	120,4	69,83	10,29	0,58	0,14	3,55	15,61
WSA	59	22	12	37,88	61,25	5,05	32,26	4,83	6,39	0,31	38,75	17,46
PFW	59	22	12	83,54	88,03	11,22	45,42	6,30	4,05	0,39	11,97	31,87
FFW	22	22	12	95,64	92,11	7,37	53,42	7,44	7,25	0,66	7,89	23,34
S	2.000	10	12	87,59	92,31	60,9	43,85	5,55	0,72	0,08	7,69	42,11
SBPW	20.000	15	1	32,68	42,72	25,56	21,73	2,64	0,85	0,1	57,28	17,40
LW	1.480	13	9	11,97	76,44	12,07	42,72	5,45	3,54	0,53	23,56	24,20
CS	480	60	12	29,1	69,6	14,4	40,18	6,29	2,8	0,3	30,37	20,06
PB	480	60	12	20,9	96,6	3,4	51,27	6,95	15,04	0,66	3,40	22,68
OMAI	880	60	12	14,6	85,8	22,3	42,10	5,35	1,89	0,25	14,15	36,26
WW	300	149	12	55,6	97,3	21,5	46,31	9,14	2,15	0,13	2,66	39,61
SS	132	60	12	30,7	88,2	25,4	49,61	6,83	1,95	0,21	11,81	29,59

(1) Distancia a una planta centralizada (planeada, no construida todavía)

(2) Purín porcino diluido con agua de lavado con alta carga

Residuo	B _{0, Th}			B _{exp}	
	LCH ₄ ·kgSV ⁻¹	%CH ₄	m ³ CH ₄ y ⁻¹	L CH ₄ ·kgSV ⁻¹	%CH ₄
PM ⁽²⁾	754	59	1.460.825	558	65
CM	490	49	2.192.845	323	55
SM	507	48	141.647	305	53
PoM	486	47	1.734.683	290	51
PW	422	49	24.926	345	54
WSP	510	46	16.718	397	51
WSF	493	49	8.027	415	53
OWS	824	62	13.074	680	68
G	635	66	126.003	445	72
dUVO	629	54	11.264	586	59
WS-UVO	824	65	36.991	706	68
DF-UVO	914	67	76.547	725	70
WSA	549	48	7.515	399	57
PFW	527	51	22.866	369	61
FFW	630	52	12.210	496	62
S	447	50	722.838	— ⁽³⁾	— ⁽³⁾
SBPW	493	55	1.376.544	— ⁽³⁾	— ⁽³⁾
LW	581	52	78.678	— ⁽³⁾	— ⁽³⁾
CS	666	58	64.747	466	64
PB	520	42	50.393	323	46
OMAI	471	49	51.921	305	54
WW	551	60	89.425	450	66
SS	527	56	18.836	342	52

(3) Test en batch para S, SBPW y LW no mostraron actividad metanogénica tras 55 días de actividad.

Desde el punto de vista teórico, OWS, WS-UVO y DF-UVO son los residuos con mayor potencial metanogénico, como se muestra en la Tabla 2. También se espera que estos tres tipos de residuos tengan el mayor contenido en lípidos. Los lípidos son uno de los compuestos orgánicos más energéticos, con un alto potencial específico de biogás. En consecuencia, la adición de residuos con alto contenido en lípidos a un reactor anaerobio puede resultar en un aumento significativo de la producción de biogás [22].

Estiércoles (PM, CM, SM, PoM), lodos (WSP, WSF, WSA) y otros residuos de entre los analizados como PFW, FFW, LW y PB, muestran bajas relaciones C/N (menores de 15). La concentración de amoníaco en estas corrientes generalmente supera los requerimientos óptimos para el crecimiento microbiano y puede llegar a ser inhibitoria para los metanógenos [23]. Los co-sustratos adecuados para estos residuos son usualmente sustratos ricos en C con grandes cantidades de materia orgánica fácilmente biodegradable [24]. Este es el caso de sustratos como G, dUVO, WS-UVO, DF-UVO y S, entre otros. La co-digestión entre estos dos grupos de residuos podría superar posibles problemas

operativos manteniendo un pH estable, dentro del rango óptimo para los metanógenos, debido a la alta capacidad tampón inherente del primer grupo de residuos y reduciendo la concentración de amoníaco por dilución con los residuos del segundo grupo, a la vez que aumenta la producción de metano [23, 25, 26].

La Tabla 2 también recoge la producción anual de las corrientes residuales seleccionadas, la distancia desde el punto de producción a la instalación de tratamiento centralizado y la producción anual potencial de metano calculada a partir de información teórica y experimental (B_0 , T_h y B_{exp} , respectivamente). Esta información es esencial para analizar la viabilidad financiera del tratamiento.

3.2 POTENCIAL METANOGÉNICO ESPECÍFICO DE LOS RESIDUOS INDIVIDUALES

La Tabla 2 muestra la producción experimental específica de metano de los residuos ensayados. Todos los ensayos de biodegradabilidad se realizaron por triplicado y la desviación máxima indicada fue de $\pm 20 \text{ mL de CH}_4 \cdot \text{gSV}^{-1}$ para cada conjunto de ensayos.

Los resultados experimentales coinciden con estudios previos. Por ejemplo, Triolo et al. [27] determinaron que el potencial metanogénico de diferentes estiércoles animales varió entre 170 y 400 $\text{mL CH}_4 \cdot \text{gSV}^{-1}$, con el purín porcino mostrando el nivel más alto de producción de metano. Gunaseelan [28] analizó el potencial bioquímico de metano de 54 muestras de residuos de frutas y verduras, concluyendo que los rendimientos de metano oscilaban entre 180 y 732 $\text{mLCH}_4 \cdot \text{gV}^{-1}$ y de 190 a 400 $\text{mLCH}_4 \cdot \text{gSV}^{-1}$ para residuos de frutas y hortalizas, respectivamente. Por otra parte, los resultados de aproximadamente 175 ensayos BMP individuales llevados a cabo por Labatut et al. [16] indican que los residuos ricos en lípidos (como los derivados del procesamiento de WVO, entre otros) producen el mayor potencial de metano, alcanzando producciones de alrededor de 700 $\text{mLCH}_4 \cdot \text{gSV}^{-1}$.

La tendencia de los resultados experimentales (B_{exp}) está de acuerdo con los resultados teóricos de B_0 , T_h calculados por la ecuación de Buswell y Muller, sin embargo los valores experimentales son considerablemente inferiores a los teóricos. Esto podría significar que la conversión teórica máxima no se ha alcanzado durante la experimentación, eso es algo habitual [29, 30], pero también que con la ecuación de Buswell y Muller no se tiene en cuenta el uso de sustrato para la producción de biomasa bacteriana ni se consideran otras vías de conversión de materia orgánica [31].

Parte de la materia orgánica biodegradable utilizada por las bacterias para crecer, no contribuye al valor del BMP. Por lo tanto, la ecuación de Buswell sobreestima el valor del BMP. Además, se sabe que en presencia de donantes inorgánicos específicos (tales como nitrato, sulfato o sulfito), la producción de metano puede disminuir [29].

Durante los primeros días de los ensayos, el contenido de metano en el biogás fue bajo, pero aumentó hasta alcanzar los porcentajes recogidos en la Tabla 2. Estos valores son más altos que los previstos por la ecuación de Buswell y Muller, ya que una fracción del CO_2 total se disuelve en el líquido.

OWS, WS-UVO y DF-UVO son los residuos con mayor potencial experimental de metano, de acuerdo con los resultados teóricos. Por otro lado, residuos como S, SBPW y LW no mostraron actividad metanogénica después de 55 días de prueba, aunque su potencial teórico de metano es interesante. Este resultado indica la necesidad de procesos de pretratamiento en estos casos, con el fin de aumentar la tasa de degradación ya que el pretratamiento puede descomponer la compleja estructura orgánica en moléculas más simples que son más susceptibles a la degradación microbiana [22, 32].

3.3 EFECTOS DE LA CO-DIGESTIÓN

Las mezclas de residuos investigadas en este estudio cubren los principales escenarios estacionales de generación de residuos orgánicos en las industrias animal y agroalimentaria en la zona central de Castilla y León. Se prepararon tres mezclas con las 23 corrientes de residuos en estudio considerando la generación estacional de los desechos individuales. La mezcla 1 (M1) incluye todos los residuos individuales en proporciones similares a las cantidades disponibles actualmente. La mezcla 2 (M2) incluye los mismos residuos que M1, y en la misma proporción, con la excepción de aquellas muestras con baja biodegradabilidad experimental (S, SBPW y LW). La mezcla 3 (M3) sólo incluye las

corrientes de residuos disponibles a distancias inferiores a 50 km.

La Tabla 3 muestra el contenido de cada residuo en las mezclas seleccionadas. Los resultados se presentan en una base porcentual de SV.

Tabla 3. Composición de las mezclas de residuos

Residuo	Mezcla			
	SV (%)	M1 (%)	M2 (%)	M3 (%)
PM	1,27	12,22	17,13	18,61
CM	21,62	28,23	39,57	42,98
SM	27,94	1,76	2,47	2,68
PoM	13,84	22,51	31,56	34,28
PW	19,05	0,37	0,52	0,57
WSP	9,42	0,21	0,29	-
WSF	6,87	0,10	0,14	-
OVS	18,03	0,10	0,14	0,15
G	49,61	1,25	1,75	-
dUVO	71,63	0,11	0,16	-
WS-UVO	37,41	0,28	0,40	-
DF-UVO	69,79	0,53	0,74	-
WSA	23,20	0,09	0,12	0,13
PFW	73,54	0,27	0,38	0,42
FFW	88,09	0,12	0,17	0,19
S	80,85	10,20	-	-
SBPW	13,96	17,61	-	-
LW	9,15	0,85	-	-
CS	20,25	0,61	0,86	-
PB	20,19	0,61	0,86	-
OMAI	12,53	0,70	0,97	-
WW	54,10	1,02	1,44	-
SS	27,08	0,23	0,32	-

Se evaluó el efecto de la co-digestión comparando los resultados experimentales obtenidos en los experimentos BMP (Bexp) y el potencial específico de metano ponderado (WB_0), es decir, el promedio ponderado del potencial específico de metano de cada sustrato [33, 34]. La Tabla 4 muestra los resultados. La desviación máxima indicada en el ensayo experimental fue de $\pm 15 \text{ mLCH}_4 \cdot \text{gSV}^{-1}$ para cada conjunto de ensayos.

Tabla 4. Producción media específica de metano de las mezclas (experimental y calculada a partir de residuos individuales).

Mezcla	B _{exp}	WB ₀	% var	%CH ₄
	L CH ₄ ·kgSV ⁻¹			
M1	220	260	-15,4	45
M2	398	264	9,3	60
M3	380	256	6,7	60

La co-digestión de ciertos sustratos puede producir efectos sinérgicos o antagónicos [35]. El sinergismo podría ser visto como un rendimiento adicional de metano para las muestras de co-digestión sobre el promedio ponderado de los sustratos individuales y el antagonismo se traduciría en un menor rendimiento de metano en las muestras de co-digestión en comparación con la WB_0 .

En general, la co-digestión de residuos de alimentos con estiércol animal mostró una alta tasa de producción de metano (M2 y M3), sólo reducida cuando se introdujo biomasa lingocelulósica no pretratada en el sistema (M1). Centrándose en la producción de biogás, el escenario óptimo ensayado corresponde a la mezcla M2, seguida de cerca

por el escenario M3 y, finalmente, M1. Sin embargo, desde el punto de vista financiero, M3 sería la situación más interesante, ya que los costes asociados con el transporte de residuos se reducen al mínimo.

Si bien se observa un efecto sinérgico durante la co-digestión anaerobia de M2 y M3, apreciando un aumento significativo de la productividad de biogás sobre el promedio ponderado de los sustratos individuales (Tabla 5), aparece un claro efecto antagonista durante el proceso de co-digestión de M1, con una reducción de más del 15% en la producción de metano.

La estimación de los flujos de residuos y potenciales de metano de las mezclas analizadas sugiere que la co-digestión anaerobia de corrientes residuales seleccionadas es una solución técnicamente sostenible para la valorización de la mayor parte de los residuos ganaderos y agroalimentarios generados en la zona de estudio. Sin embargo, los aspectos relacionados con la gestión suelen ser más críticos que los aspectos tecnológicos cuando se considera una estrategia centralizada de tratamiento, por lo que estas cuestiones de gestión también deben tenerse en cuenta antes de tomar una decisión final.

4. CONCLUSIONES

Teniendo en cuenta todos los residuos generados en la zona de estudio, su producción diaria representa 43 toneladas SV (dato calculado a partir de las Tablas 2 y 3). Aprovechando la digestión anaerobia para su gestión, sería posible obtener hasta $22.000 \text{ m}^3 \text{CH}_4 \cdot \text{d}^{-1}$ (Tabla 3), equivalente a $220.000 \text{ kWh} \cdot \text{d}^{-1}$ de energía térmica ó $72.500 \text{ kWh} \cdot \text{d}^{-1}$ de energía eléctrica. Estos importes podrían cubrir hasta el 5% de la demanda total de energía en la zona según las estadísticas EREN sobre consumo de energía eléctrica en España [40, 41]. El consumo total de energía eléctrica en Castilla y León en 2012 fue de 12.324.547 MWh [40], el estiércol y los residuos agroalimentarios generados en la región podrían cubrir hasta el 24% de su demanda energética total.

La digestión anaerobia es un enfoque importante como método de tratamiento de residuos orgánicos en Castilla y León, especialmente en lo que se refiere a estiércol y residuos agroalimentarios, debido a su alta producción en la región y el potencial de estas corrientes como fuentes alternativas de energía. La decisión sobre la estrategia (centralizada o descentralizada) que debe adoptarse para el tratamiento de los flujos de residuos orgánicos debe derivarse, en términos generales, de una planificación de gestión global, que debe diseñarse siempre teniendo en cuenta las condiciones locales, la disponibilidad de residuos y la calidad de los residuos (en términos de potencial metanogénico). El establecimiento de un programa de recuperación energética a partir de residuos orgánicos para establecer un ordenamiento del territorio, según las posibilidades de conexión a la red eléctrica de las plantas de recuperación de energía, es esencial para convertir el uso de corrientes residuales en una opción energética preferencial. Los aspectos logísticos son importantes en regiones como Castilla y León, caracterizadas por una alta dispersión de la población y de las instalaciones industriales, más críticos que los aspectos tecnológicos en la planificación de una nueva planta de tratamiento con fines de producción de energía. Estas áreas suelen beneficiarse de un modelo centralizado, ya que estos modelos permiten optimizar la logística.

BIBLIOGRAFÍA

- [1]. Kiran E.U., Trzcinski A.P., Jern Ng W. et al. "Bioconversion of food waste to energy: A review". *Fuel*, 2014, Vol. 134, p. 389-399 (doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2014.05.074>)
- [2]. Weiland P. "Biogas production: current state and perspectives". *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2010, Vol. 85, p. 849-860 (doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s00253-009-2246-7>)
- [3]. Zhang C., Su H., Baeyens J. et al. "Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production". *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2014, Vol. 38, p. 383-392 (doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2014.05.038>)
- [4]. Liebetrau J., Reinelt T., Clemens J., et al. "Analysis of greenhouse gas emissions from 10 biogas plants within the agricultural sector". *Water Science and Technology*, 2013, Vol. 67, p. 1370-1379 (doi: <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2013.005>)
- [5]. Hidalgo D., Martín-Marroquín J., Gómez M. et al. "Sistema integral y sostenible para el reciclado y valorización de residuos múltiples - proyecto REVAWASTE". *Dyna*, 2014, Vol. 89(3), p. 309-315 (doi: <http://dx.doi.org/10.6036/6975>)

- [6]. EurObserv'ER, (2013). The state of renewable energies in Europe. 13th EurObserv'ER report. http://www.energies-renouvelables.org/observ-er/stat_baro/barobilan/barobilan-13-gb.pdf (acceso Mayo 2017).
- [7]. Avendano V., "Spanien". En DENA, Exporthandbuch Biogasmarkt International 5, Deutsche Energie-Agentur, Berlin, 2009, p. 39–71.
- [8]. Lorenz H., Fischer P., Schumacher B., et al. "Current EU-27 technical potential of organic waste streams for biogas and energy production". *Waste Management*, 2013, Vol. 33(11), p. 2434-2448 (doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2013.06.018>)
- [9]. EUROSTAT, (2013). Generation of waste. Eurostat Data Explorer, European Commission. http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics_explained/index.php/Waste_statistics#Source_data_for_tables_and_figures_28MS_Excel.2 9 (acceso Mayo 2017).
- [10]. EurObserv'ER, (2014). Interactive EurObserv'ER database. <http://www.eurobserv-er.org> (acceso Mayo 2017).
- [11]. Lessner A., "Energie aus der Tonne". *Erneuerbare Energien*, 2009, Vol. 1, p. 70–72 (doi: <http://dx.doi.org/10.3790/vjh.76.1.35>)
- [12]. Giro F., "Implementation of organic waste management in Southern and Eastern European countries. Status, challenges and solutions". En: Proceedings of BIOWASTE 2013, 17-19 April, Sofia (Bulgaria).
- [13]. Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE), (2011). Situación y potencial de generación de biogás. Estudio técnico 2011-2020. http://www.idae.es/uploads/documentos/documentos_11227_e16_biogas_db43a675.pdf (acceso Mayo 2017).
- [14]. Ente Regional de la Energía (EREN), (2009). Biogas strategy conditions for the Castilla y León region. http://www.biogasregions.org/doc/strategies/EREN_ENG.pdf (acceso Mayo 2017).
- [15]. Zhang B., Cai W., He P. "Influence of lactic acid on the two-phase anaerobic digestion of kitchen wastes". *Journal of Environmental Sciences*, 2007, Vol. 19, p. 244-249 (doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S1001-0742\(07\)60040-0](http://dx.doi.org/10.1016/S1001-0742(07)60040-0))
- [16]. Labatut R.A., Angenent L.A., Scott N.R., "Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates". *Bioresource Technology*, 2011, Vol. 102, p. 2255-2264 (doi: [10.1016/j.biortech.2010.10.035](http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.10.035))
- [17]. Angelidaki I., Alves M., Bolzonella D., et al. "Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays". *Water Science and Technology*, 2009, Vol. 59, p. 927-934. (doi: <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2009.040>)
- [18]. Raposo F., de la Rubia M. A., Fernández-Cegri V., et al. "Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: an overview relating to methane yields and experimental procedures". *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2011, Vol. 16 (1), p. 861–877 (doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2011.09.008>)
- [19]. Mata-Alvarez J., Dosta J., Romero-Güiza M. S. et al. "A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013". *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2014, Vol. 36, p. 412-427 (doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2014.04.039>)
- [20]. American Public Health Association (APHA), "Standard methods for the examination of water and wastewater" (22th ed) 2012. Washington DC: APHA. ISBN: 978-08-755-3013-0
- [21]. Lesteur M., Bellon-Maurel V., Gonzalez et al. "Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: a review". *Process Biochemistry*, 2010, Vol. 45, p. 431-440 (doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.procbio.2009.11.018>)
- [22]. Hidalgo D., Sastre E., Gómez M., et al. "Evaluation of pre-treatment processes for increasing biodegradability of agri-food wastes". *Environmental Technology*, 2012, Vol. 33(13), p. 1497-1503 (doi: <http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2012.665488>)
- [23]. Wang X., Yang G., Feng Y., et al. "Optimizing feeding composition and carbon–nitrogen ratios for improved methane yield during anaerobic co-digestion of dairy, chicken manure and wheat straw". *Bioresource Technology*, 2012, Vol. 120, p. 78-83 (doi: [10.1016/j.biortech.2012.06.058](http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.06.058))
- [24]. Esposito, G., Frunzo L., Panico A., "Enhanced bio-methane production from co-digestion of different organic wastes". *Environmental Technology*, 2012b, Vol. 33(24), p. 2733-2740 (doi: <http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2012.676077>)
- [25]. Astals S., Nolla-Ardèvol V., Mata-Alvarez J. "Anaerobic co-digestion of pig manure and crude glycerol at mesophilic conditions: Biogas and digestate". *Bioresource Technology*, 2012, Vol. 110, p. 63-70 (doi: [10.1016/j.biortech.2012.01.080](http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.01.080))
- [26]. Esposito G., Frunzo L., Giordano A., et al. "Anaerobic co-digestion of organic wastes". *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 2012a, Vol. 11(4), p. 325-341 (doi: [10.1007/s11157-012-9277-8](http://dx.doi.org/10.1007/s11157-012-9277-8))
- [27]. Triolo J. M., Ward A. J., Pedersen L., et al. "Characteristics of animal slurry as a key biomass for biogas production in Denmark". In M. D. Matovic (Ed), *Biomass Now - Sustainable growth and use* (Chapter 12), 2013 (doi: [10.5772/54424](http://dx.doi.org/10.5772/54424))
- [28]. Gunaseelan V. N., "Biochemical methane potential of fruits and vegetable solid waste feedstocks". *Biomass and Bioenergy*, 2004, Vol. 26(4), p. 389-399 (doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2003.08.006>)
- [29]. Angelidaki I., Karakashev D., Batstone A., et al. "Biomethanation and its potential". *Methods in Enzymology*, 2011, Vol. 494, p. 327-351 (doi: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-385112-3.00016-0>)
- [30]. Pastor L., Ruiz L., Pascual A., et al. "Co-digestion of used oils and urban landfill leachates with sewage sludge and the effect on the biogas production". *Applied Energy*, 2013, Vol. 107, p. 438-445 (doi: [10.1016/j.apenergy.2013.02.055](http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.02.055))
- [31]. de Lemos C.A., "Anaerobic reactors: biological wastewater treatment". London: IWA Publishing, 2007. Vol. 4. ISBN: 978-18-433-9164-7.
- [32]. Ariunbaatar J., Panico A., Esposito, G., et al. "Pretreatment methods to enhance anaerobic digestion of organic solid waste". *Applied Energy*, 2014, Vol. 123, p. 143-156 (doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.02.035>)
- [33]. El-Mashad H. M., Zhang R., "Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste". *Bioresource Technology*, 2010, Vol. 101(11), p. 4021-4028 (doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.01.027>)
- [34]. Afazeli H., Jafari A., Rafiee S., et al. "An investigation of biogas production potential from livestock and slaughterhouse wastes". *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol. 34, p. 380-386. (doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2014.03.016>)
- [35]. Ward A.J., Hobbs P.J., Holliman P.J. et al. "Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources". *Bioresource Technology*, 2008, Vol. 99, p. 7928-7940 (doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2008.02.044>)
- [36]. Junta de Castilla y León (JCyL), (2010). Plan regional de ámbito sectorial de la bioenergía de Castilla y León. http://www.jcyl.es/web/jcyl/Gobierno/es/Plantilla_100DetalleFeed/1246464876027/Programa/1284151659081/Comunicacion (acceso Mayo 2017).

- [37]. Flotats X., Bonmatí A., Fernández B., et al. "Manure treatment technologies: on-farm versus centralized strategies. NE Spain as case study". *Bioresource Technology*, 2009, Vol. 100(22), p. 5519-5526 (doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2008.12.050>)
- [38]. Pukšec T., Duić N., "Economic viability and geographic distribution of centralized biogas plants: case study Croatia". *Clean Technologies and Environmental Policy*, 2012, Vol. 14(3), p. 427-433 (doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s10098-012-0460-y>)
- [39]. Gebrezgabher S. A., Meuwissen M. P., Prins B. A., et al. "Economic analysis of anaerobic digestion-A case of Green power biogas plant in The Netherlands". *Wageningen Journal of Life Sciences*, 2010, Vol. 57(2), p. 109-115 (doi: 10.1016/j.njas.2009.07.006)
- [40]. Ente Regional de la Energía (EREN), (2012). Estadística energética en Castilla y León. http://www.energia.jcyl.es/web/jcyl/Energia/es/Plantilla100/1284280587559/_/_/ (acceso Mayo 2017).
- [41]. Ente Regional de la Energía (EREN), (2013). Estadística energética en Castilla y León. http://www.energia.jcyl.es/web/jcyl/Energia/es/Plantilla100/1284307182745/_/_/ (acceso Mayo 2017).

AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren agradecer la financiación recibida para la realización de este trabajo a la Comisión Europea a través de su programa LIFE (proyecto LIFE14 ENV/GR/000722-PAVEtheWAYSTE) y a la Agencia de Internacionalización Empresarial de Castilla y León (proyecto "Economía Circular en el Sector Agroalimentario").

MATERIAL SUPLEMENTARIO

3.4 ESTRATEGIA DE TRATAMIENTO CENTRALIZADO EN CASTILLA Y LEÓN

En la Tabla 5 [36] se recogen las principales barreras existentes en Castilla y León al uso de residuos ganaderos y agroalimentarios en la producción centralizada de bioenergía.

Tabla 5. Principales barreras al uso del ganado y residuos agroalimentarios en la producción de bioenergía en Castilla y León [36]

Residuo ganadero	RETORNO BAJO DE LA INVERSIÓN
	. Alto coste de recuperación de energía de residuos ganaderos para una sola instalación.
	. Alto grado de dispersión de granjas (aumento de los costes de transporte), pero con alta concentración de animales en áreas específicas.
	. Falta de tradición empresarial para la participación en proyectos de tratamiento centralizado de residuos.
	CONOCIMIENTO TÉCNICO INSUFICIENTE
	. Caracterización insuficiente de la energía de las corrientes de residuos del ganado.
Residuo agro-alimentario	. Falta de investigación regional en el campo de la valorización energética de residuos animales.
	CONOCIMIENTO INSUFICIENTE DEL AGRICULTOR
	. Asesoramiento técnico especializado limitado a fincas para la recuperación de energía de desechos animales.
	. Falta de "proyectos de referencia" en la región.
	RETORNO BAJO DE LA INVERSIÓN
	. Coste adicional para la gestión de residuos, lo que genera desconfianza por la pérdida de competitividad empresarial.
Residuo agro-alimentario	. Falta de tradición empresarial para la participación en proyectos de tratamiento centralizado de residuos.
	CONOCIMIENTO TÉCNICO INSUFICIENTE
	. Pobre conocimiento de la cantidad y tipo de residuos agroalimentarios orgánicos biodegradables generados en Castilla y León.
	. Caracterización energética insuficiente de los residuos agroalimentarios.
Residuo agro-alimentario	CONOCIMIENTO INSUFICIENTE POR LA INDUSTRIA

	. Limitado asesoramiento técnico especializado a industrias para la recuperación de energía de residuos agroalimentarios.
MARCO JURÍDICO Y ADMINISTRATIVO DESFAVORABLE	
	. Falta de seguridad jurídica en el suministro de materia prima en cantidad, calidad y precio.
	. Inestabilidad del marco jurídico de las instalaciones de bioenergía.
	. Procedimientos administrativos grandes y complejos.
	. Incertidumbre en la regulación de la concesión de licencias de explotación.

Los factores económicos que influyen en la decisión sobre la gestión y la escala del tratamiento están influenciados por la densidad y la intensidad de la industria agroalimentaria en un área dada, lo que favorece el tratamiento centralizado y permite optimizar la logística [37].

Castilla y León es una región donde la producción animal y la industria agroalimentaria se concentran en algunas áreas geográficas. Como resultado, también los residuos orgánicos se concentran en las mismas áreas [14], generando un problema ambiental y económico. Pero, por otro lado, estas áreas podrían ser localizaciones donde las estrategias de gestión centralizadas resulten ventajosas para los productores de residuos porque las distancias de transporte pueden ser minimizadas y los costes de transporte asociados pueden ser reducidos.

El coste del transporte en Castilla y León es un importante cuello de botella al planificar el tratamiento de los residuos orgánicos debido a las grandes distancias existentes entre los productores de residuos. Varía con respecto a la distancia por unidad de volumen transportada, y su incidencia cambia notablemente dependiendo de si la materia orgánica biodegradable será valorizada energéticamente. Por lo tanto, las distancias máximas de transporte dependen del valor de mercado potencial de los subproductos residuales. En el caso del estiércol, por ejemplo, su valor actual de mercado determinará las distancias de transporte y, según los estudios de caso disponibles, estas distancias deberán ser inferiores a 10 km para el estiércol líquido [38] ó 25 km para el estiércol sólido [39]. En Castilla y León la distancia media entre productor de residuos y planta de tratamiento centralizada suele ser superior (unos 50 km) debido a las características socio-geográficas de la región (alta dispersión de la población y de las instalaciones industriales).

En general, el transporte de residuos supone el 35-50% del total de los costes operativos en las plantas centralizadas de biogás, por lo que, si se optimizan las distancias, puede representar un gran potencial de ahorro [39].

3.5 ESTIMACIÓN DEL POTENCIAL METANOGÉNICO

Teniendo en cuenta todos los residuos generados en la zona de estudio, su producción diaria representa 43 toneladas SV (dato calculado a partir de las Tablas 2 y 3). Aprovechando la digestión anaerobia para su gestión, sería posible obtener hasta 22.000 m³CH₄·d⁻¹ (Tabla 3), equivalente a 220.000 kWh·d⁻¹ de energía térmica ó 72.500 kWh·d⁻¹ de energía eléctrica. Estos importes podrían cubrir hasta el 5% de la demanda total de energía en la zona según las estadísticas EREN sobre consumo de energía eléctrica en España [40, 41].

A nivel regional, la producción de energía primaria de Castilla y León a partir de fuentes tradicionales (carbón, petróleo, gas natural y electricidad de energía hidroeléctrica, eólica y nuclear) alcanzó 668 ktep en 2012 [40], mientras que el potencial de la región en producción de biogás, sólo a partir de estiércol y residuos de la industria agroalimentaria, es superior a 250 ktep·año⁻¹ [13]. La conclusión es clara: más del 37% de las fuentes tradicionales de energía en la región podría ser sustituidas por la digestión anaerobia dado los recursos de residuos disponibles.

Teniendo en cuenta que el consumo total de energía eléctrica en Castilla y León en 2012 fue de 12.324.547 MWh [40], el estiércol y los residuos agroalimentarios generados en la región podrían cubrir hasta el 24% de su demanda energética total.

Aunque los resultados son prometedores en términos de producción de energía, se debe realizar un estudio más

profundo teniendo en cuenta aspectos como la estacionalidad, las sinergias derivadas de la co-digestión y las necesidades de tratamiento previo de algunos de los flujos de residuos y de limpieza del biogás generado.

3.6 TENDENCIAS EN BIOENERGÍA EN CASTILLA Y LEÓN

El Plan Regional de Bioenergía de Castilla y León [36], aprobado en 2011, es sin duda un ejemplo del reconocimiento del papel preponderante que las corrientes de residuos orgánicos pueden representar en Castilla y León en los próximos años. La región cuenta ahora con casi 4.400 instalaciones de bioenergía para la generación de electricidad y energía térmica, así como la producción de biocombustibles. El Plan de Bioenergía tiene como misión impulsar el consumo energético de la biomasa y el objetivo es que el 8% de todo el consumo de energía en Castilla y León sea aportado por biomasa (la cifra actual es del 2%).

El objetivo de este Plan, que comprende hasta el año 2020, es proporcionar un margen jurídico adecuado a un paquete de medidas que contribuyan a desarrollar la explotación energética de la biomasa en Castilla y León sobre la base del ámbito supramunicipal de la diversificación energética, los avances en la gestión de residuos, el uso del gran potencial de biomasa en esta Comunidad y la búsqueda de alternativas en los cultivos tradicionales.

El Plan propone un programa de medidas y acciones para convertir el uso de la biomasa (incluyendo los flujos de residuos orgánicos) en una opción preferencial que proporcione seguridad a los consumidores potenciales (Tabla 6). Para garantizar el aprovechamiento de la biomasa, el Plan hace hincapié en la necesidad de coordinar su planificación (no sólo la oferta de recursos, sino también la planificación de la demanda energética y su consumo público) con la planificación de todos los sectores que de alguna manera pudieran afectarla. A su vez, el Plan propone la necesidad de revisar y adaptar ciertas normas que hoy determinan el desarrollo de las actividades de bioenergía en Castilla y León, como son el sector eléctrico, el transporte por carretera, la planificación urbana, los hidrocarburos, la calefacción en edificios y la regulación fiscal.

Tabla 6. Programa de medidas para convertir el uso de residuos ganaderos y agroalimentarios en una opción energética preferente en Castilla y León.

MEDIDAS
<ul style="list-style-type: none"> . Promover estabilidad en las normas nacionales en torno a las exenciones fiscales para los biocombustibles durante un período de tiempo suficiente y regular el trato de las importaciones. . Establecer un programa de recuperación de energía a partir de subproductos animales para establecer un ordenamiento del territorio, en función de las posibilidades de conexión a la red eléctrica de las plantas de recuperación de energía. . Promover, en la planificación regional de los residuos, el apoyo al biometano procedente de materia orgánica biodegradable, especialmente de la recogida selectiva de alta calidad de grandes productores. . Desarrollar una herramienta de software que permita conocer el estado de la infraestructura eléctrica con el fin de facilitar la planificación y gestión de proyectos de bioenergía en relación con la evaluación de su impacto en la mencionada infraestructura. . Proporcionar garantía bancaria y bonificación de intereses a proyectos de bioenergía, facilitando a los promotores superar los umbrales de rentabilidad y financiación privada. . Subvención a los costes de inversión y operación de pequeños proyectos de bioenergía. . Crear un servicio de asesoramiento específico sobre bioenergía a PYMES y particulares con empresas y organizaciones relacionadas con el sector. . Apoyo a la creación de centros logísticos para la recogida, transformación y comercialización de residuos de biomasa.