

Aplicación del biochar en la digestión anaerobia de residuos orgánicos



Vº Bº DIRECTOR

Concepción Paredes Gil

ALUMNO

Rocío Valenciano Sanesteban



UNIVERSIDAD MIGUEL HERNÁNDEZ DE ELCHE

Se autoriza a la alumna **D^a. Rocío Valenciano Sanesteban**, a realizar el Trabajo Fin de Máster titulado: “Aplicación del biochar en la digestión anaerobia de residuos orgánicos”, bajo la dirección de D^a. Concepción Paredes Gil, debiendo cumplir las normas establecidas para la redacción del mismo que están a su disposición en la página Web específica del Master.

Orihuela, 28 de julio de 2026

La Directora del Máster Universitario de Investigación en Gestión, Tratamiento y Valoración de Residuos Orgánicos

CONCEPCION|
PAREDES|GIL

Firmado digitalmente por
CONCEPCION|PAREDES|GIL
Fecha: 2026.07.28 11:29:31 +02'00'

Fdo.: Concepción Paredes Gil

TRIBUNAL	
FECHA:	
PRESIDENTE:	FIRMA:
VOCAL:	FIRMA:
VOCAL:	FIRMA:

FERENCIAS DEL TRABAJO FIN DE MASTER

IDENTIFICACIONES

Autor: Rocío Valenciano Sanesteban

Título: Aplicación del biochar en la digestión anaerobia de residuos orgánicos

Title: Application of biochar in the anaerobic digestion of organic waste

Director/es del TFM: Concepción Paredes Gil

Año: 2026

Titulación: Máster Universitario en Gestión, Tratamiento y Valorización de Residuos Orgánicos

Tipo de proyecto: Revisión bibliográfica

Palabras claves: biochar, digestión anaerobia, residuo orgánico, biogas, producción de metano, valorización energética.

Keywords: biochar, anaerobic digestion, organic waste, biogas, methane production, energetic valorization.

Nº citas bibliográficas: 222

Nº de tablas: 4

Nº de figuras: 5

RESUMEN

La finalidad de este TFM ha sido hacer una revisión bibliográfica sobre la aplicación del biochar en la digestión anaerobia de residuos orgánicos. Para ello se han tomado varios temas centrales, entre ellos la producción y las propiedades fisicoquímicas del biochar, los factores que condicionan su funcionamiento y los principales mecanismos mediante los cuales puede influir en el proceso de digestión anaerobia.

La revisión realizada muestra que las características del biochar, como su elevada superficie específica, porosidad, capacidad de adsorción y propiedades redox, pueden favorecer la actividad de los microorganismos y la transferencia de electrones, así como reducir el efecto de determinados compuestos inhibidores. Como consecuencia, su incorporación puede contribuir a aumentar la producción de metano y mejorar la estabilidad y eficiencia de la digestión anaerobia.

Sin embargo, los efectos del biochar dependen de factores como la materia prima utilizada para su producción, las condiciones de pirólisis, el tamaño de partícula, la dosis aplicada y los posibles tratamientos de modificación. Por ello, aunque el biochar presenta un elevado potencial como aditivo para mejorar la digestión anaerobia y favorecer la valorización de residuos orgánicos, todavía es necesario profundizar en su estudio y optimizar sus condiciones de aplicación.

ABSTRACT

The aim of this Master's Thesis has been to conduct a literature review on the application of biochar in the anaerobic digestion of organic waste. For this purpose, several central topics have been addressed, including biochar production and its physicochemical properties, the factors affecting its performance, and the main mechanisms through which it can influence the anaerobic digestion process.

The literature reviewed shows that biochar properties, such as its high specific surface area, porosity, adsorption capacity, and redox properties, can promote microbial activity and electron transfer, as well as reduce the effects of certain inhibitory compounds. Consequently, its addition can contribute to increasing methane production and improving the stability and efficiency of anaerobic digestion.

However, the effects of biochar depend on factors such as the feedstock used for its production, pyrolysis conditions, particle size, applied dose, and possible modification treatments. Therefore, although biochar has considerable potential as an additive to improve anaerobic digestion and promote the valorization of organic waste, further research is still required to optimize its application conditions.

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, agradecer a mi familia por acompañarme en todo este proceso y contribuir siempre de una forma y otra.

A la Dra. Concepción Paredes Gil, por su dedicación y entrega.

Y finalmente a todos aquellos que han contribuido de alguna manera a lo largo de este proceso, mi sincero agradecimiento.

ÍNDICE

1. Introducción.....	1
1.1. Gestión y valorización de residuos orgánicos.....	1
1.2. Digestión anaerobia	3
1.3. Biochar.....	7
1.4. Interés creciente del biochar en la digestión anaerobia.....	8
2. Objetivos.....	11
3. Revisión bibliográfica sobre la aplicación de biochar en la digestión anaerobia. Análisis bibliométrico.....	12
4. Biochar: producción, propiedades y preparación para la digestión anaerobia.....	15
4.1. Procesos de producción del biochar.....	15
4.2. Propiedades fisicoquímicas del biochar.....	16
4.3. Factores que afecta al rendimiento del biochar en la digestión anaerobia.....	19
4.4. Preparación y modificación del biochar para la digestión anaerobia.....	21
5. Mecanismos de acción del biochar en la digestión anaerobia	25
5.1. Adsorción de compuestos inhibidores y contaminantes y promoción de la actividad microbiana	25
5.2. Regulación del pH y capacidad tampón.....	27
5.3. Soporte e inmovilización de comunidades microbianas.....	28
5.4. Mejora de la transferencia electrónica y de la actividad microbiana.....	29
5.5. Influencia sobre las rutas metabólicas de la digestión anaerobia.....	29
6. Efectos del biochar sobre la digestión anaerobia.....	32
6.1. Producción de biogás y biometano	32
6.2. Mejora de la calidad del biogás (<i>upgrading</i>)	34
6.3. Efectos sobre el digestato y beneficios ambientales	35
6.4. Riesgos y limitaciones del uso del biochar	39
7. Conclusiones.....	42
8. Bibliografía.....	44

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Gestión y valorización de residuos orgánicos

La sociedad contemporánea experimenta un crecimiento constante, lo cual conlleva, a su vez, a un aumento en la cantidad de residuos generados. Con este aumento en la generación de residuos, a pesar de las iniciativas y esfuerzos implementados para reducir su cantidad, la valorización de los residuos se convierte en un aspecto fundamental. (UNFPA, 2023)

La agricultura desarrollada en la actualidad se basa en un modelo intensivo, este sistema, basado en el uso intensivo de los recursos actuales ha contribuido en la degradación de los ecosistemas, en la pérdida de la biodiversidad y en la contaminación del medio natural, teniendo un claro impacto tanto sobre el medio ambiente como sobre la industria agrícola (Rabès et al., 2020).

Debido a los patrones actuales, se generan una gran cantidad de residuos, y en consecuencia, una pérdida de recursos, por ello son necesarias las iniciativas donde se buscan la valorización de los residuos biodegradables. La valorización de los residuos biodegradables ha emergido como una estrategia clave para mitigar el impacto ambiental de los residuos orgánicos y, al mismo tiempo, aprovechar su gran potencial como materia prima en procesos como la digestión anaerobia (Al Seadi y Lukehurst, 2012). Este tipo de residuos, generados en gran parte por la actividad agrícola, alimentaria y doméstica, contiene energía que puede ser recuperada.

La gestión y tratamiento de residuos se encuentra regulada en diversos marcos legislativos: comunitario, estatal y autonómico. Teniendo en cuenta el concepto de jerarquía legislativa, las leyes estatales deben aplicar las normas establecidas a nivel europeo, siendo estas de obligado cumplimiento para los países miembros. Estas normas estatales pueden llegar a aumentar las restricciones europeas. En España, la gestión de residuos está regulada directamente por la legislación autonómica, que aplicando la jerarquía legislativa deberá recoger lo establecido por la legislación estatal.

En el ámbito europeo, la legislación de los residuos comenzó en 1975 con la Directiva 75/442/CEE, la cual sentó las bases para la gestión de los residuos, buscando proteger

tanto la salud humana y el medio ambiente. Posteriormente, la normativa fue modificándose con la publicación de nuevas directivas que derogaban a las anteriores, como la Directiva 91/156/CEE, la Directiva 2006/12/CE y, finalmente, la Directiva 2008/98/CE (también conocida como Directiva Marco), que estableció los principios básicos para la eliminación, valorización y reducción de residuos. La “Directiva Marco” fue modificada por la Directiva 2018/851. Estas directivas son de cumplimiento obligatorio para todos los países miembros de la Unión Europea.

Las normativas europeas se centran en implementar el modelo de economía circular, un modelo de producción y consumo donde al llegar un producto al fin de su vida útil, se mantiene en el ciclo productivo, siempre que sea posible, mediante procesos de reciclaje, reutilización y valorización; reduciendo la dependencia de recursos no renovables. (Parlamento Europeo, 2024)

A nivel estatal, España comienza a regular la gestión de los residuos en 1975 con la Ley 42/1975 sobre desechos y residuos sólidos urbanos. Para incluirse la legislación nacional dentro de las disposiciones de la Directiva 2008/98/CE se elabora la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados, culminando en la Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular. Esta última norma refuerza el marco de valorización de residuos mediante vías como la digestión anaerobia (R0302), conforme a su Anexo II, que establece esta tecnología como una vía autorizada de gestión para residuos orgánicos separadamente recogidos.

En el ámbito de transición energética y cambio climático, la legislación española también ha integrado conceptos como la economía circular a través de la Ley 7/2021, de 20 de mayo, de cambio climático y transición energética; donde se establecen objetivos para reducir emisiones de gases con efecto invernadero (GEI), promover energías renovables y mejorar la eficiencia energética. En este contexto, el uso de combustibles renovables derivados de residuos orgánicos juega un papel crucial, pues contribuye tanto a la descarbonización de la economía como al aprovechamiento de los residuos como recursos para la producción de energía. La implementación de estas tecnologías se alinea con la necesidad de reducir la huella de carbono, garantizando al mismo tiempo un uso responsable de los recursos naturales, como el agua, el suelo y la biodiversidad.

Además, a nivel estatal se han elaborado diferentes planes nacionales de residuos. Actualmente se tiene el Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos (PEMAR) 2024-2035 (Resolución de 14 de enero de 2025) el cual es el instrumento que orienta las políticas de residuos en España. Este plan contiene el diagnóstico de la situación actual, la estrategia general y las orientaciones de la política de residuos, así como los objetivos mínimos, y se complementa con los planes autonómicos que abordan cuestiones específicas en cada región.

Las iniciativas europeas de economía circular y la jerarquía de residuos establecida en la Directiva 2008/98/CE fomentan la valorización de los residuos orgánicos como una alternativa prioritaria a la eliminación, promoviendo su reutilización en el ciclo productivo. En este contexto, el aprovechamiento de los residuos biodegradables como fertilizante se presenta como una opción sostenible que contribuye a la reducción de residuos, la mejora de los suelos y la disminución del uso de fertilizantes químicos. En España, esta práctica se enmarca dentro de un conjunto de normativas que regulan su aplicación y garantizan su seguridad. La Ley 7/2022, establece la obligatoriedad de la recogida separada de biorresiduos, fomentando su tratamiento a través de procesos como el compostaje y la digestión anaerobia para su posterior aplicación agrícola. En este contexto, el Real Decreto 506/2013 (con sus modificaciones posteriores) sobre productos fertilizantes regula los requisitos de calidad y seguridad que deben cumplir los fertilizantes orgánicos obtenidos a partir de residuos biodegradables, asegurando su viabilidad agronómica y minimizando posibles impactos ambientales. Además, el marco regulador español se encuentra armonizado con la normativa comunitaria, en particular con el Reglamento (UE) 2019/1009, que establece criterios uniformes para la comercialización de fertilizantes en la Unión Europea.

1.2. Digestión anaerobia

La digestión anaerobia, un proceso biológico en el cual microorganismos descomponen los residuos en ausencia de oxígeno, no solo permite la producción de biogás, sino que también contribuye a reducir la cantidad de residuos que terminan en vertederos, al tiempo que disminuye las emisiones de metano, un potente gas de efecto invernadero (Kiran et al., 2016).

La digestión anaerobia, también conocida como biometanización, es el proceso biológico en ausencia de oxígeno por el cual la materia orgánica (MO) se descompone gracias a la acción de microorganismos, dando lugar a biogás, un gas compuesto mayoritariamente de metano y dióxido de carbono, y digestato como productos finales. (Meegoda et al., 2018) En la Figura 1 se puede observar un modelo más detallado del proceso.

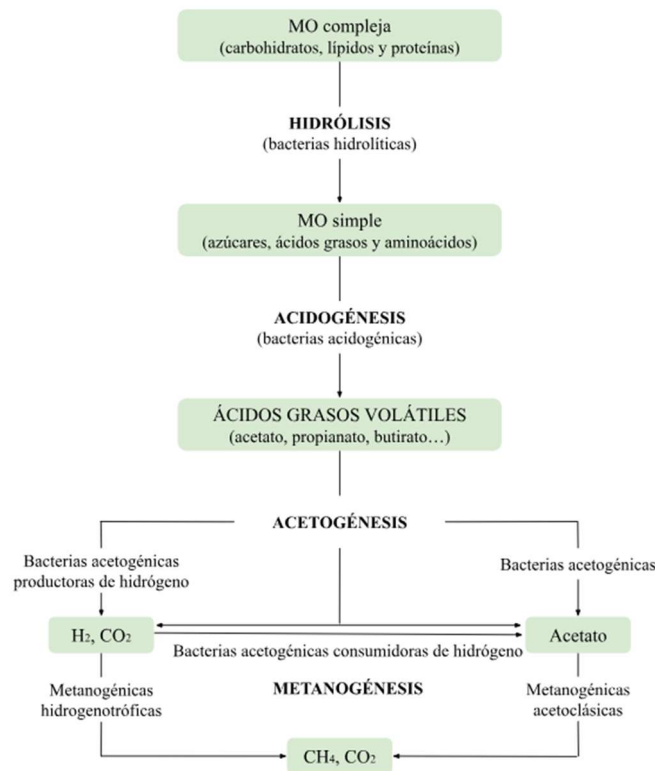


Figura 1. Esquema del proceso de digestión anaerobia (adaptado de Silvestre, 2014)

La digestión anaerobia es un proceso complejo ya que tienen lugar múltiples reacciones microbiológicas llevadas a cabo por diferentes grupos de microorganismos. El proceso de digestión anaerobia se compone de cuatro etapas diferenciadas (Schnürer et al., 2016); (Wang et al., 2018a):

- Hidrólisis: ocurre la biodegradación de MO compleja como son los carbohidratos, grasas o proteínas, en moléculas solubles de menor tamaño, gracias a la acción de enzimas hidrolíticos. Esta materia orgánica más simple puede ser utilizada por los microorganismos como fuente de energía.
- Acidogénesis: la MO simple es asimilada por microorganismos produciendo ácidos grasos volátiles (AGV). En esta etapa también se producen gases como dióxido de carbono o hidrógeno, y pequeñas cantidades de amoníaco, ácido sulfhídrico y alcoholes.

- Acetogénesis: las bacterias encargadas metabolizan los AGV produciendo acetato, hidrógeno y dióxido de carbono.
- Metanogénesis: en esta última etapa, los productos obtenidos en la acetogénesis por acción de bacterias metanogénicas se transforman en metano y dióxido de carbono.

Además, el desarrollo adecuado del proceso de la digestión anaerobia está influenciado por una serie de parámetros que deben ser controlados para optimizar su rendimiento y estabilidad. A continuación, se detallan algunos de los principales factores de control a lo largo del proceso (Ilo et al., 2021; Khan et al., 2024):

- pH: el pH es un factor crítico en la digestión, ya que afecta directamente la actividad de los microorganismos involucrados en las distintas fases del proceso. Aunque cada grupo bacteriano tiene un rango de pH específico, se ha identificado que un pH óptimo se encuentra en torno a la neutralidad. Las bacterias hidrolíticas trabajan mejor en un pH más ácido, de aproximadamente 5,5; las acidogénicas en torno a 6, mientras que las metanogénicas presentan su máxima actividad entre 6,5 y 7,5. Un pH demasiado ácido podría inhibir la metanogénesis, lo que provoca acumulación de ácidos volátiles y, en consecuencia, un posible colapso del sistema.
- Alcalinidad: actúa como un sistema tampón y ayuda a mantener la estabilidad del pH. Se mide en términos de equivalentes de carbonato cálcico y su función es neutralizar los cambios de pH que puedan ocurrir debido a la producción de ácidos volátiles. La alcalinidad del bicarbonato es la más significativa en la digestión anaerobia y su control adecuado es esencial para evitar fluctuaciones perjudiciales en el pH.
- Ácidos Grasos Volátiles (AGV): como el ácido acético, propiónico y butírico, son productos intermedios en la digestión anaerobia. Su concentración elevada puede ser indicativa de una inhibición en la fase metanogénica, lo que llevaría a una acidificación del medio. Un aumento en los AGV sin una compensación adecuada en la alcalinidad puede generar una caída en el pH, afectando negativamente la producción de metano. Para evitar este problema, se pueden añadir sustancias tampón que estabilicen la acidez del sistema.
- Nutrientes: los microorganismos anaerobios requieren nutrientes esenciales como carbono, nitrógeno y fósforo para su metabolismo. Además, necesitan trazas de elementos como azufre, hierro, níquel, cobalto y zinc para el funcionamiento

adecuado de las enzimas involucradas en la metanogénesis. Aunque en la mayoría de los casos los residuos a tratar contienen los nutrientes necesarios, en ciertas situaciones puede ser necesario suplementarlos para evitar déficits que comprometan la actividad biológica del sistema.

- Sustancias inhibidoras y tóxicas: existen diversas sustancias que pueden afectar negativamente la digestión anaerobia. Entre ellas, se encuentran los metales pesados, los detergentes, los antibióticos y ciertos compuestos orgánicos. Algunos metales, como el cobre y el zinc, pueden ser beneficiosos en concentraciones bajas, pero tóxicos en niveles elevados. La presencia de amoníaco y ácido sulfhídrico también puede generar efectos inhibidores en la metanogénesis, por lo que es crucial mantener su concentración bajo control.
- Temperatura: la digestión puede llevarse a cabo en diferentes rangos de temperatura, mesofílica (30-40°C) y termofílica (50-60°C). La digestión mesofílica es más estable y requiere menos energía, mientras que la termofílica permite una mayor velocidad de degradación y producción de biogás, pero es más sensible a variaciones en los parámetros de control. Mantener una temperatura constante dentro del rango óptimo es fundamental para el rendimiento del sistema.

El proceso de digestión anaerobia tiene el potencial de valorizar energéticamente los residuos, a través de la producción de biogás, reduciendo la dependencia de combustibles fósiles. La obtención de energía a partir de biogás obtenido por procesos de digestión es una tendencia en aumento en la UE, ya que en el 2022 su producción (13.236,5 kt) aumentó prácticamente en un 89% en comparación con los últimos 12 años (producción en 2010 de 7009,1 kt) (EurObserv'ER, 2012 y 2023). Este proceso en España avanza paulatinamente y con normativas como el Decreto-ley 16/2019, de 26 de noviembre, de medidas urgentes para la emergencia climática y el impulso a las energías renovables, se incentiva el uso de energías de origen renovable y la reducción de gases de efecto invernadero.

El biogás está compuesto principalmente por metano (CH_4) entre 50-70% y dióxido de carbono (CO_2) que son generados tras la descomposición de los residuos. El elevado contenido en metano proporciona una elevada capacidad calorífica haciendo posible el uso de biogás como combustible. Si este biogás se somete a un tratamiento de purificación (*upgrading*), separando el CO_2 , la humedad y las impurezas (H_2S , NH_3 , siloxanos...)

mediante diferentes métodos, concentrándose así el metano y pasaría a llamarse biometano (95-99% de CH₄), el cual podría inyectarse a la red de gas natural o ser usado como combustible. Este proceso se encuentra resumido en la Figura 2.

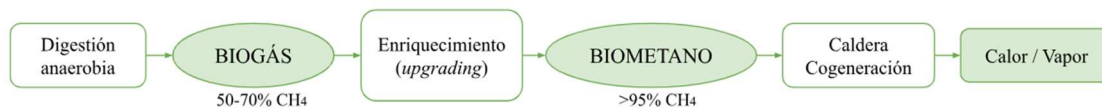


Figura 2. Generación, distribución y uso del biogás (adaptado de Feliu y Flotats, 2020)

La composición del biogás depende del residuo a digerir y de los parámetros del proceso de digestión. La gran mayoría de compuestos orgánicos biodegradables pueden transformarse en biogás, sin embargo, dependiendo de su composición su potencial de producción de biogás varía (Flotats, 2018).

1.3. Biochar

El término biochar se define como un material carbonoso sólido a partir de residuo obtenido a partir del tratamiento termoquímico de biomasa (International Biochar Initiative, 2015). El término de biochar no debe confundirse con el carbón vegetal o materiales similares, ya que se diferencia de estos por el proceso de producción y por su objetivo de uso final. Se puede producir a través del proceso de pirólisis, que se trata de una descomposición térmica ($T < 700\text{ }^{\circ}\text{C}$) en ausencia de oxígeno, o por gasificación, que se trata de una descomposición térmica ($T < 700\text{ }^{\circ}\text{C}$) en presencia de un gas enriquecido (Lehmann et al., 2009).

En la elaboración de biochar se han empleado diferentes tipos de biomasa (residuos agrícolas y forestales, residuos sólidos urbanos, estiércol, etc.) (Zorzona et al., 2016). La composición química del material de partida está directamente relacionada con las propiedades físicas y químicas del biochar (Ippolito et al., 2015).

El contenido de carbono total en el biochar oscila entre 172-905 g/kg; sin embargo, la media para una amplia variedad de materiales se encuentra por debajo de 550 g/kg. El contenido de N total varía entre 1,7-78,2 g/kg, dependiendo de la materia prima. El contenido de P total y K total presentes en el biochar oscilan en función de la materia prima utilizada (Chan y Xu, 2009). En general, los contenidos de N, P, y K totales

presentes en el biochar tienen una mayor amplitud a los recogidos en la literatura para los fertilizantes orgánicos típicos (García et al., 2014).

El biochar es un material relativamente poroso, y, por lo tanto, con gran área superficial específica (Downie et al., 2009) lo que determina su capacidad de retención de agua (Steiner, 2016). Debido a su estructura molecular, el biochar presenta una alta estabilidad frente a la degradación química y microbiológica (Videgain, 2021), por lo que su tiempo de residencia en el suelo es alto. El biochar se ha utilizado para aumentar la productividad del suelo agrícola, para la valorización de residuos y la reducción de emisiones GEI (Brunn et al., 2011; García et al., 2014).

Por lo tanto, la conversión de residuos orgánicos en biochar mediante procesos termoquímicos se presenta como una alternativa sostenible, ofertándose como un modelo energético más sostenible basado en fuentes renovables, además de que mejora la gestión de los residuos permitiendo su valorización. El biochar obtenido puede emplearse como herramienta en la mitigación del cambio climático, al contribuir al secuestro de carbono y a la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero (Woolf et al., 2010). Además, su uso mejora la calidad del suelo, participa en la remediación de contaminantes y en la absorción de compuestos tóxicos, por lo que se amplía considerablemente su campo de aplicación (Supraja et al., 2023).

El creciente interés en el biochar responde a una combinación de factores ambientales, científicos y tecnológicos. Su capacidad para mejorar la fertilidad del suelo, la gestión más eficiente de residuos orgánicos, su contribución a la mitigación de gases de efecto invernadero y la posibilidad de convertirse en una alternativa energética sostenible posiciona el uso del biochar como una herramienta con un potencial elevado.

1.4. Interés creciente del biochar en la digestión anaerobia

El biochar como aditivo es un interés clave en la digestión anaerobia debido a que sus propiedades fisicoquímicas pueden favorecer la estabilidad y el rendimiento del proceso. Su elevada superficie específica y estructura porosa proporcionan zonas para la adhesión e inmovilización de microorganismos, mientras que su capacidad de adsorción y de

regulación del medio puede contribuir a reducir el efecto de determinados compuestos inhibidores y a amortiguar desequilibrios asociados a la acumulación de ácidos grasos volátiles o amonio. Estas características pueden favorecer el mantenimiento de comunidades microbianas más estables y, en determinadas condiciones, incrementar la producción de metano y mejorar la eficiencia global de la digestión anaerobia (Wang et al., 2018a; Zhao et al., 2021), así como, mejorar también las propiedades del digestato obtenido (Bello et al., 2020).

Otro de los principales motivos de interés reside en la capacidad del biochar para intervenir en las interacciones sintróficas entre los microorganismos responsables de las distintas etapas de la digestión anaerobia. Pueden favorecer la transferencia directa de electrones entre especies (DIET), actuando como materiales mediadores entre bacterias sintróficas y arqueas metanogénicas. Este mecanismo facilita el intercambio electrónico respecto a las rutas convencionales y favorece la conversión de intermediarios metabólicos en metano. La combinación de propiedades como porosidad, capacidad de adsorción, efecto tampón y capacidad de transferencia electrónica intensifica y estabiliza los procesos de digestión anaerobia (Pan et al., 2019a; Zhao et al., 2021).

Por ello, la digestión anaerobia presenta ciertos desafíos, ya que no sólo dependerá de la adición del biochar, sino que también de las condiciones del proceso o del residuo a digerir (Fagbohunge et al., 2017).

2. OBJETIVOS

Esta revisión bibliográfica tiene como objetivo estudiar las posibles aplicaciones y características relacionadas con el uso del biochar en el proceso de la digestión anaerobia de residuos orgánicos, con el fin de analizar su potencial para mejorar la eficiencia del proceso y la valorización de dichos residuos.

Los objetivos específicos que se pretenden conseguir con este estudio serán:

- Analizar la bibliografía relativa a la aplicación de biochar y a la gestión y valorización de residuos orgánicos mediante digestión anaerobia.
- Describir los procesos de producción del biochar y sus propiedades fisicoquímicas relevantes.
- Analizar los mecanismos de acción del biochar en la digestión anaerobia.
- Estudiar los efectos del biochar sobre el proceso de digestión anaerobia.
- Evaluar el potencial del uso del biochar en la digestión anaerobia como estrategia para la valorización de residuos orgánicos.

3. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA SOBRE LA APLICACIÓN DE BIOCHAR EN LA DIGESTIÓN ANAEROBIA. ANÁLISIS BIBLIOMÉTRICO.

Esta revisión bibliográfica se ha realizado en la base de datos Web of Science (WOS), utilizando las palabras clave “biochar” and “anaerobic digestion”, dicha búsqueda dio como resultado 2176 artículos que tratan el tema de la aplicación de biochar en la digestión anaerobia.

Del análisis que se ha realizado en la figura 3 se puede ver que el año de mayor publicación ha sido el 2025 con 383 artículos, también podemos ver que, en los últimos 5 años se ha visto una gran cantidad de artículos nuevos, en comparación con los que hubo del 2006 al 2015. Esto indica la novedad y el interés de la comunidad científica sobre el tema de estudiado.

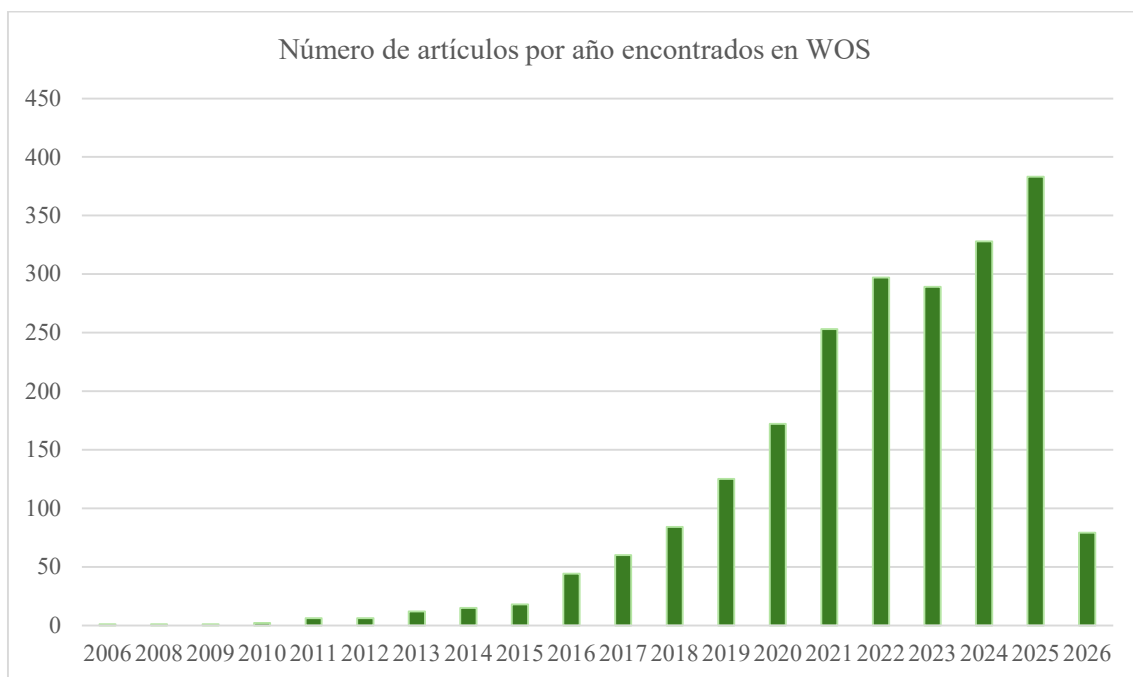


Figura 3. Número de artículos sobre la aplicación de biochar en la digestión anaerobia por año en WOS. (elaboración propia)

En la figura 4 podemos apreciar que, casi todos los documentos publicados son artículos de investigación, seguidos de artículos de revisión y es de destacar que aún no existen patentes.

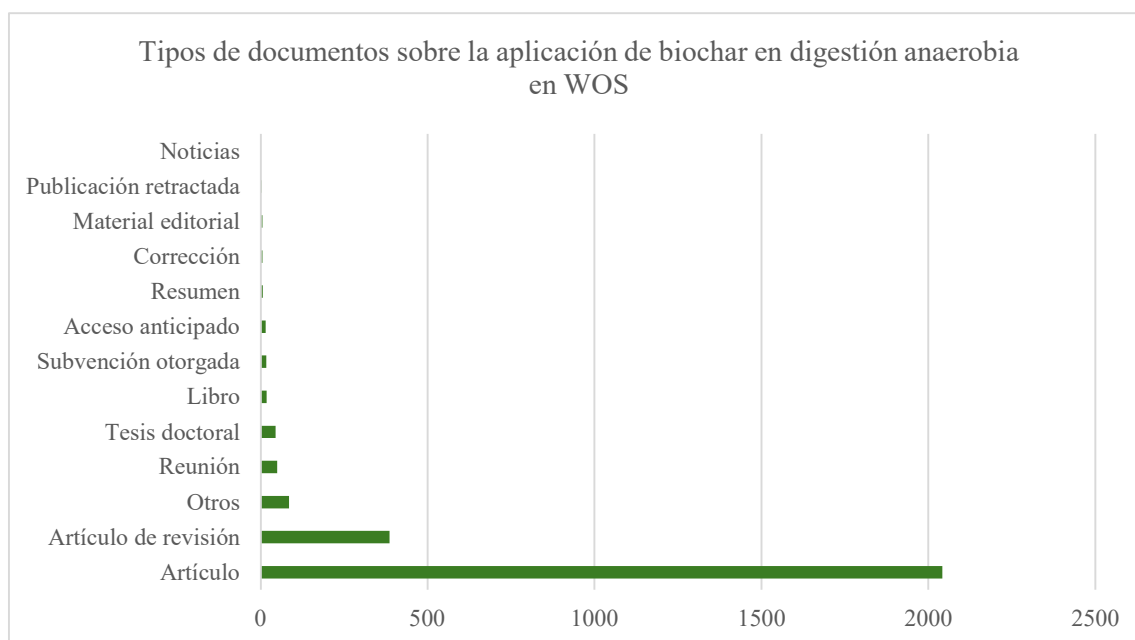


Figura 4. Tipos de documentos sobre la aplicación de biochar en digestión anaerobia en WOS (elaboración propia).

En la figura 5 podemos ver los países que han publicado más documentos sobre el tema en la base de datos WOS. China aparece en primer lugar con un total de 1603 documentos publicados, seguida de países como Estados Unidos, India, Australia, Italia y Corea del Sur con un número de publicaciones superior a 100 documentos. La distribución de publicaciones científicas sobre la aplicación del biochar en procesos de digestión anaerobia muestra una clara desigualdad, en este contexto, China destaca de manera muy significativa, situándose muy por encima del resto de países analizados. Este liderazgo puede atribuirse a una combinación de factores, entre los que destacan las políticas nacionales orientadas al desarrollo de energías renovables y una elevada inversión en investigación y desarrollo en tecnologías ambientales. La magnitud de su producción científica sugiere que el país ha identificado el biochar como un elemento clave en la optimización de procesos de digestión anaerobia y en la mejora de la eficiencia en la generación de biogás.

Los datos ponen de manifiesto una distribución geográfica desigual en la investigación sobre biochar aplicado a la digestión anaerobia, con un claro predominio de Asia, especialmente de China, seguida por contribuciones relevantes de América y Europa. Esta concentración sugiere que el avance en este campo está fuertemente condicionado por la disponibilidad de recursos, la orientación estratégica hacia tecnologías sostenibles, dejando en evidencia lo innovador que es un producto como el biochar.



Figura 5. Publicaciones sobre el uso de biochar en digestión anaerobia por países en WOS (solo están mostrados los países con un número de documentos publicados mayor de 50). (Elaboración propia)

4. Biochar: producción, propiedades y preparación para la digestión anaerobia

4.1. Procesos de producción del biochar

El biochar se suele producir mediante pirólisis (Li et al., 2026). La pirólisis es un proceso donde en un ambiente libre de oxígeno se descompone por calor la materia orgánica (Fagbohunge et al., 2017) a unas temperaturas de reacción entre 650-1000 K (Khalid et al., 2021). En la pirólisis, la volatilidad de la materia orgánica disminuye a medida que aumenta el tamaño de los poros y la composición de la materia orgánica (Lua et al., 2004).

La materia prima de origen influye en el rendimiento y en las características del biochar generado (Wang et al., 2020a). Se suele utilizar diversas materias primas, lo que lo convierte en un producto versátil para la valorización de residuos (Li et al., 2026). El tipo de materia prima afectará a las propiedades del biochar debido a sus diferencias en la composición (Yin et al., 2026).

Las materias primas que contiene una mayor cantidad de lignina, la celulosa y hemicelulosa se piroliza para formar poros, y la lignina forma el esqueleto del biochar, lo que propicia una estructura porosa desarrollada (Li et al., 2026). Un mayor contenido de lignina en la materia prima conlleva a la síntesis de biochar con una menor área superficial específica (SSA) y mayores grupos funcionales en superficie (Pan et al., 2019a). Las materias primas con un alto contenido en lignina son adecuadas para el proceso de pirólisis, ya que proporcionan una gran superficie específica y un biochar de estructura aromática (Khalid et al., 2021).

En cambio, las materias primas a base de estiércol, con notable contenido en minerales y cenizas y menor contenido en carbono que los residuos de carácter ligno-celulósicos, limitan el poder calorífico reduciéndose su capacidad para la pirólisis (Wang y Akdeniz, 2023; Ahmed y Hameed, 2020). Según Liu et al. (2019), el biochar formado a partir de estiércol de vaca mostró un contenido de carbono más bajo y de nitrógeno más alto que el de tallo de maíz.

Pueden ocurrir interacciones específicas sujetas a diversos parámetros como la temperatura, la tasa de calentamiento, la duración, los gases portadores, etc., durante la síntesis de biochar, lo que requiere una comprensión extensa para personalizar biochar orientado a aplicaciones para el proceso de digestión anaerobia (Kumar et al., 2021)

La temperatura de la pirólisis es un factor crítico en la producción de biochar, las temperaturas comprendidas entre 450-600°C hacen que la mayoría de los procesos de generación de biochar sean viables económicamente (Tripathi et al., 2016). El aumento de la temperatura desplaza los compuestos volátiles y deja un biochar denso en carbono (Yin et al., 2021), lo que aumenta el pH,

el contenido en cenizas, la SSA, el volumen de los poros y el contenido en carbono aromático. Sin embargo, esto también acompaña una reducción del rendimiento, materia volátil y grupos funcionales, lo que conlleva a una disminución de la actividad redox. Mumme et al. (2014) demostraron que el biochar producido a una temperatura de 500°C mostró 39,2 % p/p de cenizas, 54,7 % p/p de materia seca y un pH de 9,3, en comparación con el biochar producido mediante carbonización hidrotérmica a 230 °C, que presentó 7,8 % p/p de cenizas, 99,8 % p/p de materia seca y un pH de 4,8.

Las temperaturas más bajas de la pirolisis conservan más grupos funcionales (Zbair et al., 2024). El biochar sintetizado a una temperatura más baja (300-500°C) mostró un mayor contenido de O (10-40%) (Igalavithana et al., 2017). Las temperaturas más bajas conducen a una carbonización incompleta del material de partida (Zhao et al., 2021)

Otro parámetro crítico en la formación de biochar es la velocidad de calentamiento a la que se ve sometido, una mayor velocidad mejora la eficiencia y ayuda a retener más grupos funcionales, aumenta la despolimerización de la biomasa y retrasa el rendimiento del biochar (Pehlivan et al., 2017). Zhang et al. (2009) observaron que una velocidad de calentamiento elevada no era favorable para la síntesis de biochar, donde el rendimiento se redujo del 22-33% al 8-9% al aumentar la tasa de calentamiento de 5 a 140 °C/min. Sin embargo, una velocidad de calentamiento más baja es más propicia a desarrollar estructuras más porosas y un carbono estable. Wang et al. (2018b) demostraron que el aumento de la tasa de calentamiento resulta en un incremento de la relación H:C y O:C, alterando así los grupos funcionales de la superficie.

4.2. Propiedades fisicoquímicas del biochar

En el biochar, entender sus propiedades fisicoquímicas es crucial para comprender su funcionamiento en la digestión anaerobia.

4.2.1. Área superficial específica (SSA) y porosidad

La porosidad y el SSA del biochar desempeñan un papel fundamental, ya que favorecen la colonización de microorganismos y los procesos de transferencia de electrones. El tamaño de los poros del biochar puede proporcionar microhábitats para los microorganismos involucrados (Kumar et al., 2021). El SSA del biochar puede variar desde unos pocos hasta cientos de metros cuadrados por gramo (Windeatt et al., 2014), pudiendo pasar de 0,92 m²/g a 350°C a 145-187 m²/g a 700°C para el biochar obtenido a partir de estiércol (Lü et al., 2018); demostrando que el valor del SSA del biochar aumenta con el aumento de la temperatura de pirólisis (Zhao et al., 2021). El biochar que cuenta con mayor porosidad superficial es más propicio para la adhesión

inicial de células y microorganismos (Nie et al., 2024). Una mayor porosidad proporciona más espacios de adhesión, especialmente para arqueas metanogénicas, pudiendo los poros del biochar llegar a albergar entre 10-100 células metanogénicas (Lü et al., 2016).

Además, la SSA y la estructura porosa del biochar contribuyen a la adsorción de contaminantes, incluidos metales pesados y compuestos orgánicos, reduciendo su biodisponibilidad y ecotoxicidad (Ahmed et al., 2016; Luz et al., 2018). De este modo, se ha demostrado que existe una correlación positiva entre la superficie específica del biochar y el rendimiento máximo de metano en los sistemas de digestión anaerobia (Qin et al., 2020). Diversos estudios han demostrado que el biochar con mayor SSA puede mitigar la inhibición causada por nitrógeno amoniacal y metales pesados, mejorando así el rendimiento del proceso anaerobio (Pan et al., 2019b; Zeng et al., 2021; Ning et al., 2022). Asimismo, se ha identificado una correlación positiva entre la capacidad de intercambio de electrones (EEC) y la SSA del biochar, lo que sugiere que una elevada área superficial y una estructura porosa desarrollada proporcionan más sitios activos y canales de difusión para la transferencia electrónica, favoreciendo los procesos metabólicos involucrados en la digestión anaerobia (Chacón et al., 2020; Lü et al., 2022).

4.2.2. Transferencia directa de electrones y conductividad

El biochar puede actuar como conductor de electrones gracias a los grupos redox que tiene en su superficie, facilitando la transferencia de electrones y mejorando las interacciones de las comunidades microbianas (Wang et al., 2021a). El biochar, como material conductor, facilita la transferencia directa de electrones a través de su conductividad y sus propiedades redox (Li et al., 2026).

Entre los principales indicadores utilizados para evaluar estas propiedades se encuentran la conductividad eléctrica (EC), la capacidad de donación de electrones (EDC) y la capacidad de aceptación de electrones (EAC) (Nie et al., 2024). Aunque tradicionalmente la conductividad se ha considerado relevante, no es la propiedad crítica que afecta a la producción de metano, no encontrándose una correlación clara entre la conductividad del biochar y la actividad metanogénica (Park et al., 2018; Shen et al., 2021a).

Por el contrario, las propiedades redox del biochar, representadas por la EDC y la EAC, desempeñan un papel fundamental en la transferencia electrónica entre microorganismos (Lovley, 2017a, 2017b). La capacidad de donación de electrones (EDC) tiene una influencia más significativa que la capacidad de aceptación de electrones (EAC) en la promoción de la transferencia de electrones, mostrando además una fuerte correlación positiva con la actividad metanogénica (Jiang et al., 2022; Qin et al., 2020; Sun et al., 2022). Esto sugiere que la EDC del

biochar constituye una estrategia prometedora para mejorar el rendimiento de los procesos de digestión anaerobia mediados por este material.

4.2.3. Grupos funcionales en la superficie

Los grupos funcionales del biochar influyen directamente en propiedades como la capacidad redox, las características electroquímicas, la capacidad de intercambio catiónico y la capacidad de adsorción de la digestión anaerobia (Wan et al., 2020).

Entre los grupos funcionales destacan los grupos funcionales oxigenados, que desempeñan un papel fundamental en la transferencia de electrones (Nie et al., 2024). El biochar gracias a estos grupos puede actuar como mediador, transfiriendo electrones desde bacterias electroactivas hacia microorganismos metanogénicos (Chacón et al., 2017).

Estos grupos oxigenados también mejoran la capacidad de adsorción del biochar al incrementar su capacidad de intercambio catiónico (CEC), que favorece la inmovilización de metales reduciendo la toxicidad para las comunidades microbianas presentes en el sistema de digestión anaerobia (Yang et al., 2021). La CEC también influye en la absorción de amonio, contribuyendo a mitigar efectos inhibitorios asociados a elevadas concentraciones de nitrógeno amoniacal (Cai et al., 2022).

En consecuencia, una mayor abundancia de grupos funcionales oxigenados suele estar asociada con una mejora del desempeño de la digestión anaerobia. Por ejemplo, biochar con altas proporciones de grupos C=O y C-OH mostró efectos particularmente favorables sobre la digestión anaerobia de glucosa (Ren et al., 2020), mientras que también se ha encontrado una correlación positiva entre la producción de metano y la abundancia de grupos carbonilo (C=O), especialmente aquellos asociados a estructuras tipo quinona responsables de la aceptación de electrones (Deng et al., 2021a; Klupfel et al., 2014).

Por otra parte, los grupos funcionales que contienen nitrógeno también contribuyen significativamente a las propiedades electroquímicas del biochar (Nie et al., 2024). La incorporación de nitrógeno en la superficie carbonosa puede incrementar la conductividad eléctrica del material, favoreciendo los procesos de transferencia electrónica (Lian et al., 2016). Asimismo, estos grupos nitrogenados mejoran la capacidad de adsorción de CO₂, aportando funcionalidades adicionales al biochar (Dilokekunakul et al., 2020).

En conjunto, la composición y abundancia de los diferentes grupos funcionales superficiales determinan las propiedades específicas del biochar y, por tanto, su eficacia en sistemas

anaerobios. Esto pone de manifiesto la importancia de diseñar y modificar el biochar de forma dirigida para optimizar simultáneamente sus propiedades redox, adsorbentes y electroquímicas según los requerimientos de cada aplicación (Klupfel et al., 2014; Wan et al., 2020).

4.3. Factores que afectan al rendimiento del biochar en la digestión anaerobia

4.3.1. Condiciones de materias primas

El rendimiento del biochar en la digestión anaerobia se ve influenciado por la materia prima del cual está constituido este biochar. Bajo el mismo método de preparación, diferentes tipos de materias primas también darán lugar a diferentes efectos del biochar (Nie et al., 2024).

En el estudio realizado por Jin et al. (2022), con el mismo tratamiento ácido, el efecto del biochar de madera de fruta en la producción de metano fue más significativo que el del biochar de paja de maíz. Gao et al. (2021) observaron que en el biochar activado químicamente, el tiempo y la temperatura de activación también afectaron las propiedades y los roles del biochar. Esta diferencia de actuación del biochar debido a las materias primas se debe principalmente a que estas materias primas presentan una proporción diferente de sus grupos funcionales, lo que da como resultado diferentes propiedades del biochar.

4.3.2. Tamaño de partícula del biochar

El tamaño de partícula del biochar funcional también afecta el rendimiento de la digestión anaerobia. Diferentes estudios han mostrado que el biochar con un tamaño de partícula pequeño tenía un efecto de promoción más evidente sobre el rendimiento de la digestión anaerobia que el biochar con un tamaño de partícula mayor (Zhang et al., 2020; Lu et al., 2019). El biochar con un tamaño de partícula más grande no es favorable para el crecimiento de microorganismos debido a la estructura formada.

Lu et al. (2019) observaron que el biochar de pino en polvo puede reunir más microorganismos que el biochar granulado, donde el biochar en polvo aumenta el número de microorganismos en el digestor y aumenta la producción de metano.

El tamaño de la partícula del biochar también afecta a sus propiedades, lo que conduce a efectos variables en el rendimiento de la digestión anaerobia. He et al., (2020) demostraron que el biochar con un diámetro de partícula $<5\ \mu\text{m}$ estaba uniformemente disperso en el tanque de digestión, y la eficiencia de transferencia de electrones entre los microorganismos en el biochar fue mayor. En comparación con el biochar granular, el biochar en polvo tiene una mayor área superficial específica (Lu et al., 2019). Por lo tanto, el biochar en polvo con un menor tamaño tiene un efecto

de mejora más evidente en el rendimiento de la digestión anaerobia que el biochar de un tamaño mayor.

4.3.3. Modificación del biochar

La proporción de mezcla entre materiales funcionales y biochar afecta al efecto del biochar en la digestión anaerobia. En primer lugar, las concentraciones adecuadas de elementos traza pueden mejorar significativamente la actividad microbiana anaerobia, pero concentraciones altas pueden inhibir la actividad enzimática. Li et al. (2022c) evaluaron el efecto del biochar cargado de níquel sobre el rendimiento de metano durante la digestión anaerobia de los residuos alimentarios. Los resultados mostraron que, en comparación con el biochar original, el rendimiento de metano en el reactor con biochar cargado con Ni de 0,88 mg/g aumentó un 16,0 %, mientras que el biochar cargado con Ni con carga de 9,56 mg/g disminuyó un 14,6 %. Además, el biochar con una alta concentración de Ni inhibía la actividad de enzimas.

Chen et al. (2022) observó que cargar muchos metales puede reducir el SSA y el tamaño de los poros del biochar, disminuyendo así la unión de microorganismos funcionales. De manera similar, Li et al. (2022a) también demostraron que la mejora en el rendimiento de la digestión anaerobia por el biochar cargado con hierro magnético no estuvo positivamente correlacionada con la cantidad de carga de Fe_3O_4 .

Lo mismo ocurre con la adición de bioaditivos como microorganismos exógenos. Lee et al. (2022a) encontraron que durante la digestión anaerobia la adición del 5,0 % de *M. thermophila* cultivada sobre biochar de 2,0 g/L tuvo un rendimiento relativamente peor, aumentando la producción de metano solo en un 9,0 %, mientras que la adición del 5,0 % de *M. thermophila* cultivada sobre 1 g/L de biochar incrementó la producción de metano en un 32,0 %.

4.3.4. Dosis de aplicación de biochar funcional

La producción de metano y la eficiencia de la digestión anaerobia no siempre aumentan con el incremento en la dosis de biochar. Li et al. (2019) descubrieron que los rendimientos de metano aumentaron significativamente en un 71,1–122,0 % en digestores con 0,75–4,0 g de biochar modificado. Sin embargo, el rendimiento de metano de los digestores con 5,0 g de biochar modificado disminuyó en un 30,7 %.

De manera similar, Zhang y Wang (2020) probaron el efecto dosificado del biochar modificado con MnFe_2O_4 sobre la producción acumulada de metano. Con el aumento de la dosis de biochar de 1,5 a 5 g, la producción de metano disminuyó un 52,4 %. La dosis alta de biochar redujo la actividad metanogénica y provocó la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV). Un exceso

de biochar modificado con metales puede provocar una baja producción de metano porque la alta concentración de aditivos metálicos es tóxica para los microorganismos anaerobios (Nie et al., 2024).

Mientras tanto, añadir biochar modificado con ácido en dosis altas también afectó negativamente al proceso de digestión. La adición excesiva de biochar modificado con HNO_3 provocó un pH bajo, inhibiendo seriamente la actividad de las arqueas metanogénicas (Gao et al., 2021; Jiang et al., 2022).

Li et al. (2022a) vieron que el efecto del biochar funcional sobre la producción de metano y la eficiencia de conversión de los ácidos grasos volátiles no fue significativamente diferente del biochar original en concentraciones bajas. Añadir una dosis alta de biochar funcional aumentará el coste y reducirá la producción de metano. Añadir una baja concentración de biochar funcional puede tener un efecto de promoción menor (Nie et al., 2024). Por lo tanto, la dosis deseada de biochar funcional es crucial para mejorar el rendimiento de la digestión anaerobia, por lo que, seleccionar el biochar funcional adecuado mejora el rendimiento de metano y la estabilidad del proceso principal.

4.4. Preparación y modificación del biochar para la digestión anaerobia

El biochar puro posee propiedades restringidas que limitan su potencial en la digestión anaerobia (García-Prats et al., 2026). Los métodos de activación y modificación permiten la generación de un biochar que puede adaptarse a cada propósito deseado. Los métodos más comunes se resumen en la Tabla 1.

Tabla 1. Métodos de activación y modificación usados para generar biochar funcionalizado para aplicaciones en la digestión anaerobia.

Tipo	Método	Mejoras reportadas en el biochar	Referencias
Físico	Vapor, CO ₂ , Ozono, pirólisis asistida por microondas (MWAP)	Mayor superficie específica y porosidad. Introducción de grupos funcionales que contienen oxígeno	(Florio et al., 2020) (Chiappero et al., 2021) (El Nemr et al., 2022) (Amalina et al., 2024) (Zeynali et al., 2024) (García-Prats et al., 2026)
Químico	Oxidante H ₂ O ₂	Mayor superficie específica y porosidad. Introducción de grupos funcionales que contienen oxígeno	(Jiang et al., 2022)
	Ácidos (H ₃ PO ₄ , H ₂ SO ₄ , HNO ₃ , KH ₂ PO ₄)	Mayor superficie específica y porosidad. Introducción de grupos funcionales que contienen oxígeno.	(Chiappero et al., 2020) (Chen et al., 2021) (Gao et al., 2021) (Hasaan et al., 2021) (He et al., 2024) (Yang et al., 2021) (Ning et al., 2022) (Yang et al., 2022)
	Alcalinos (KOH, NaOH, K ₂ CO ₃)	Mayor superficie específica y porosidad. Introducción de grupos funcionales que contienen oxígeno. Mayor aromatización de la estructura del biochar.	(Koboyashi y Kuramoshi 2022) (Peng et al., 2023) (Hu et al. 2024) (Liu et al., 2024)
	Metales (Fe, Co, Mn)	Propiedades redox mejoradas. En el caso de nanopartículas de hierro cero valente (nZVI), conversión del CO ₂ a CH ₄ .	(Li et al., 2022b) (Lim et al., 2022) (Di et al., 2023) (Wang et al., 2023a) (Li et al., 2024) (Zhao et al., 2024a)
	Dopaje con heteroátomos (N, P, S)	Introducción de grupos funcionales que contienen N, y S. Mejora de la conductividad y transferencia de electrones.	(Hasaan et al., 2021) (Jiang et al., 2024)
	Combinaciones de metales y heteroátomos	Efectos sinérgicos sobre modificaciones simples	(Zhang et al., 2020) (Su et al., 2021) (Wu et al., 2023) (Ma et al., 2024) (Zhong et al., 2023a)
Biológico	Microorganismos	Inmovilización de comunidades microbianas. Protección ante condiciones inhibitorias.	(Lee et al., 2022) (Cai et al., 2023) (Lee et al., 2024) (Nie et al., 2024) (García- Prats et al., 2026)

4.4.1. Métodos físicos

Los métodos físicos son simples y económicos, pero consumen energía. Los métodos físicos suelen incluir corrientes gaseosas, típicamente a altas temperaturas, que penetran en la estructura del biochar y gasifican a los átomos de carbono, ensanchando así la estructura porosa y aumentando el SSA y la porosidad del biochar, también aumenta la abundancia de grupos funcionales que tienen oxígeno (García-Prats et al., 2026).

La pirólisis asistida por microondas (MWAP) integra la radiación de microondas en el proceso de la pirólisis para maximizar la desintegración de la biomasa (Amalina et al., 2024). Se logró un aumento del 50% en la producción acumulada de metano cuando se utilizó el biochar activado con MWAP en comparación con biochar prístino (Zeynali et al., 2024)

4.4.2. Métodos químicos

Los métodos químicos emplean agentes oxidantes, ácidos, alcalinos o soluciones metálicas. Al igual que los métodos físicos, los métodos químicos aumentan la SSA y la porosidad mediante el agrandamiento de poros, generan grupos funcionales que contienen oxígenos. Hay que tener en cuenta que, tras la activación, el biochar debe lavarse de manera minuciosa para neutralizar el pH y eliminar residuos, lo que consume mucha agua y dificulta la sostenibilidad ambiental del método (Chiappero et al., 2020). Al aumentar el contenido de grupos funcionales con ácidos en la superficie del biochar, se favorece la capacidad de adsorción del CO_2 y amonio, ayudando al proceso de digestión anaerobia. Gao et al. (2021) encontraron que el biochar de maíz modificado con HNO_3 tenía una mayor actividad redox, los resultados mostraron que añadir 6 g/L de biochar de maíz modificado con HNO_3 durante la digestión de residuos alimentarios aumentó la producción de metano en un 90%. Chen et al. (2021) observaron que el biochar de maíz modificado con H_2SO_4 tenía un mayor contenido en grupos funcionales ácidos y una mayor capacidad de adsorción para el amonio; la concentración media de amoniaco en el reactor modificado fue de 784,37 mg/L mientras que del reactor de control fue de 927,12 mg/L, reduciéndose en un 18,2%.

En el tratamiento alcalino con KOH y K_2CO_3 el SSA del biochar mejoró significativamente (Lü et al., 2022). Además, que el uso de reactivos alcalinos puede aumentar el número de grupos funcionales redox, lo cual es favorable para la transferencia de electrones (Koboyashi y Kuramochi, 2022).

Los metales (Fe, Co, Mn,...) son esenciales para el crecimiento microbiano durante los procesos de digestión anaerobia (Yin y Wang, 2019). Sin embargo, cuando los metales traza se añaden

directamente al reactor de digestión anaerobia, solo una parte de ellos podía ser utilizada por los microorganismos porque algunos iones eran descargados con el efluente. Estudios actuales han mostrado que el biochar puede mejorar la biodisponibilidad de metales traza en sistemas anaeróbicos (Cai et al., 2023). Existen dos métodos para preparar biochar modificado con metales, pretratamiento antes de la pirólisis o carga tras la pirólisis de biomasa, el pretratamiento es más sencillo que el postratamiento para preparar biochar modificado con metales y tiene mejores propiedades. La mayoría de los estudios preparaban biochar modificado mezclando biomasa o biochar con soluciones de sales metálicas (Nie et al., 2024). La introducción de metales mejora las propiedades redox, lo que acelera la actividad y degradación microbiana, pudiendo también aliviar la inhibición de amoníaco y los AGV (Ni et al., 2023, Deng et al., 2022). El hierro puede impregnarse en la superficie del biochar usando soluciones metálicas como FeCl_3 (Li et al., 2022b), en forma de óxidos de hierro (Di et al., 2023) o en forma reducida usando hierro cero-valente (nZVI) (Ning et al., 2022; Li et al., 2024; Lim et al., 2022). Liu et al. (2022) descubrieron que la proporción de grupos funcionales que contenían oxígeno en el biochar de paja de arroz añadiendo cloruro férrico era 2-3 veces mayor que el biocarbón prístino. Otros metales que se pueden combinar con el biochar son el cobalto (Zhao et al., 2024a) o el manganeso (Li et al., 2024). Chen et al. (2020) encontraron que el biochar de residuos de cáscara de aloe modificado con óxidos de Co aumentó significativamente el rendimiento acumulativo de biogás y la tasa de degradación de la materia orgánica. Al mismo tiempo, el biochar de paja de maíz modificado con óxido de manganeso podría combinar mejor los metales pesados en lodos de aguas residuales (Li et al., 2019). Se ha demostrado que la adición de múltiples metales es una ventaja sobre las modificaciones con un solo metal debido a sus efectos sinérgicos (Wu et al., 2023; Su et al., 2021).

Otro método químico utilizado es el dopaje con heteroátomos, consiste en introducir grupos que contienen elementos como N, P o S. El dopaje con nitrógeno es el más utilizado, se ha demostrado que mejora la conductividad eléctrica y la transferencia de electrones (Hasaan et al., 2021). En la digestión anaerobia de las aguas residuales, añadir biochar dopado con nitrógeno aumentaba la conductividad del lodo y el rendimiento del metano (Zhuang et al., 2018). Los materiales dopados con P tienen mayor área electroactiva y sitios más activos (Liu et al., 2015), mejorando así la transferencia de carga. El dopaje S también puede ajustar las propiedades electroquímicas de los materiales de carbono, mejorando la hidrofilia del biochar (Ma et al., 2022). Al igual que con los metales, el dopaje con varios heteroátomos puede lograr efectos sinérgicos en comparación que con un solo heteroátomos (Jiang et al., 2024), existen pocos estudios sobre el biochar dopado con P o S de manera individual.

4.4.3. Métodos biológicos

La incorporación de bioaditivos como enzimas y microorganismos puede mejorar el rendimiento de la digestión anaerobia al acelerar la degradación de residuos orgánicos, también puede proteger a los microorganismos de condiciones inhibitorias, mejorar la estabilidad y eficiencia del proceso (Nie et al., 2024). En Huang et al. (2022a) el biochar suplementado con microorganismos tuvo un mejor rendimiento en la producción de gas. Yan et al., (2022) demostraron que el biochar bioaditivado mejoró significativamente la capacidad de mitigar el amoníaco, y el reactor tuvo así una mayor producción de metano. En el estudio de Lee et al. (2022), la adición de biochar que contenía *Methanosarcina thermophila* durante la digestión anaerobia de residuos alimentarios conllevó a un aumento del 20–32 % en la producción de metano, lo cual fue mejor que la adición del biochar pristino. El principal obstáculo de este método es la limitación de tiempo de uso en el cual permanecen activos los microorganismos adicionados debido al entorno competitivo que puede haber en el sistema de digestión anaerobia (García-Prats et al., 2026).

Los métodos biológicos pueden realizarse incorporando especies de microorganismos específicos como *Methanosarcina thermophila* (Lee et al., 2022) o mixtos (Cai et al., 2023). Por lo tanto, combinar microorganismos exógenos con biochar puede mejorar la digestión anaerobia de manera más consistente y eficiente. Sin embargo, no hay estudios sobre la aplicación de enzimas inmovilizadas en biochar en la digestión anaerobia (Nie et al., 2024).

5. Mecanismos de acción del biochar en la digestión anaerobia

5.1. Adsorción de compuestos inhibidores y contaminantes y promoción de la actividad microbiana

5.1.1. Amonio y ácidos grasos volátiles (AGVs) acumulados

En el proceso de digestión anaerobia la materia orgánica nitrogenada puede convertirse en amoníaco, tanto amoníaco libre como iones de amonio (Le Chen et al., 2023), ambos tienen un efecto tóxico en la digestión siendo inhibitorios a altas concentraciones (Yin et al., 2020). Dentro de las inhibiciones, las altas concentraciones de amoníaco son las más comunes, ya que suelen ocurrir en sustratos ricos en nitrógeno por culpa de la degradación de las proteínas (Nie et al., 2024). La toxicidad del amoníaco se debe a dos factores principales, cuando el NH_3 libre penetra en la célula de los microorganismos y cuando las altas concentraciones de amonio destruyen la estructura de la enzima (Cai et al., 2022). Por lo tanto, las altas concentraciones de amoníaco inhiben gravemente la actividad bacteriana mientras limitan la descomposición de los AGVs. La adición de biochar debido a su estructura porosa y su SSA ayuda a adsorber el nitrógeno amoniacal (Cheng et al., 2020; Yin et al., 2020). Wang et al. (2018b) observaron una proporcionalidad directa entre el SSA del biochar y la adsorción de iones amonio.

El biochar puede promover la conversión de AGV bajo altas concentraciones de amoníaco, evitando, debido a la acumulación de AGV, el aumento del contenido de amoníaco. El biochar absorbe amonio mediante intercambio catiónico y adsorción en los poros, reduciendo así su efecto tóxico (Akinbomi et al., 2022) Según Shanmugam et al. (2018) y Cheng et al. (2018), el rendimiento de metano fue elevado debido a la adsorción de biochar de los AGV. Xu et al. (2018) mostraron una adsorción de 25 mg de NH_4^+ y 50 mg de VFAs por 1 g de biochar en la digestión anaerobia de purines de cerdo. En los estudios de Kumar et al. (2021) y Xu et al. (2018) se observó como el biochar fue capaz de adsorber amonio en sistemas digestivos anaerobios de residuos ganaderos. Sin embargo, estos resultados provienen de experimentos en batch, no se ha observado en experimentos a gran escala.

5.1.2. Metales pesados

Debido a las actividades antropogénicas se han encontrado metales pesados en los sistemas de digestión anaerobia (Zheng et al., 2021). Los metales en concentraciones traza promueven la producción de metano al promover el crecimiento de microorganismos, sin embargo, a partir de ciertas concentraciones, la alta movilidad y la falta de biodegradabilidad de estos metales hace que se acumulen de manera gradual y se vuelvan inhibidores del proceso (Le Chen et al., 2023). Nguyen et al. (2019) encontraron que la producción de biogás se redujo en un 36,33%, 31,64%, 31,64% y 30,60% en la digestión anaerobia de lodos de aguas residuales bajo estrés por metales pesados con concentraciones individuales de Cu, Zn, Cr y Pb de 80 ppm, respectivamente. Alrawashdeh et al. (2020) observaron que la producción diaria de biogás y la producción de metano disminuyeron en un 59% y 56%, respectivamente, en la digestión anaerobia de residuos de almazara con una concentración de Cr de 0,519 mg/L. Este efecto inhibitorio se debe principalmente a que los metales pesados pueden unirse a grupos funcionales en moléculas o reemplazar metales naturales en grupos prostéticos de enzimas, destruyendo así la estructura y actividad de la enzima y restringiendo el crecimiento de microorganismos (Lee et al., 2017).

Debido a su alta área superficial específica (SSA), su estructura porosa desarrollada y la presencia de diversos grupos funcionales superficiales, el biochar puede emplearse como material pasivador para alterar la forma química y movilidad de los metales pesados (He et al., 2022). Por ello, su utilización favorece la inmovilización de estos contaminantes y reduce su biodisponibilidad, contribuyendo a mejorar la eficiencia del proceso de digestión anaerobia bajo condiciones de estrés por metales pesados. Wang et al. (2020) encontraron que la dosis de biochar en la digestión anaeróbica de purín de cerdo aumentó el rendimiento del metano entre un 23,0-26,4% y disminuyó el metal pesado intercambiable entre un 3,1- 22,1%.

5.1.3. Contaminantes: microplásticos, antibióticos

Los contaminantes como microplásticos en el sistema de digestión anaerobia no solo limitan la recuperación de recursos, también causan un riesgo ambiental (Le Chen et al., 2023). La presencia de microplásticos en el sistema de digestión anaerobia es inevitable, su presencia reduce además la producción de metano, perdiendo eficacia el proceso de digestión (Wei et al., 2019; Zhang et al., 2020). Los microplásticos inhiben la digestión al destruir la estructura celular microbiana y afectando a enzimas claves del proceso (Xu et al., 2022).

El biochar interacciona con la superficie de los microplásticos ayudando a eliminarlos e inmovilizarlos (Singh et al., 2021). Qi et al. (2021) demostraron como la adición de biochar aumentó la presencia de *Pseudomonas putida* y *Pseudomonas stutzeri* las cuales están relacionadas con la degradación de microplásticos. Sin embargo, hay poca investigación sobre la eliminación y degradación de microplásticos en la digestión anaerobia promovida por el biochar.

El biochar puede aplicarse para la reducción de la toxicidad causada por antibióticos. De forma similar a los metales pesados, los antibióticos dentro de los reactores de digestión anaerobia pueden ser adsorbidos por el biochar a través de interacciones electrostáticas e interacciones de electrones no covalentes (Sun et al., 2018). Durante la digestión anaerobia, el biochar absorbe contaminantes orgánicos como antibióticos o fármacos en su estructura porosa (Yu et al., 2024). Esta capacidad de adsorción reduce las concentraciones de contaminantes en el efluente del digestato y en el biogás.

5.2. Regulación del pH y capacidad tampón

La eficacia de un sistema de digestión anaerobia depende principalmente de su pH (Kumar et al., 2021). Un pH ácido dificulta el funcionamiento microbiano, provocando una acidificación del proceso, donde proliferan las bacterias acidogénicas e inhiben a las bacterias metanogénicas, lo que conduce a una acumulación de ácidos grasos volátiles (Ren et al., 2018). Jang et al. (2018) destacaron la importancia de la capacidad de tampón del pH del biochar. La adición de biochar ayuda a estabilizar el pH. No obstante, hay ciertos estudios en los que se ve que el biochar no aumenta significativamente la capacidad tampón del pH, como el trabajo realizado por Luo et al. (2015).

Según Fidel et al. (2017,) la capacidad tampón del biochar se ve afectada principalmente por la temperatura de la pirolisis. A mayor temperatura, aumenta la carbonización de la materia orgánica, por lo que aumenta el contenido en cenizas. Las cenizas suelen estar formadas por metales alcalinos y alcalinotérreos, los cuales tienen propiedades tampón (Liang et al., 2022).

Además, el aumento de la temperatura provoca la deshidratación de ácidos orgánicos lo que aumenta el pH del biochar (Chen et al., 2014b). Los sistemas de digestión anaerobia suelen mostrar una disminución del pH e incluso acidificación. En este escenario, el biochar ayuda a amortiguar los sistemas de digestión anaerobia. Ma et al. (2020) confirmaron que la capacidad tampon del biochar mantiene el pH del sistema de digestión anaerobia en condiciones neutras y mejora su estabilidad, aumentando posteriormente la productividad del metano.

5.3. Soporte e inmovilización de comunidades microbianas

La actividad y abundancia de los microorganismos funcionales son esenciales para una metanogénesis eficiente y estable ya que el metabolismo de los microorganismos funcionales es el que principalmente impulsa el proceso de digestión anaerobia (Ma et al., 2020). La estructura porosa compleja y la alta SSA del biochar ayudan a mejorar la inmovilización de los microorganismos, los cuales secretan sustancias poliméricas extracelulares (Chen et al., 2023). La estructura porosa bien desarrollada del biochar es beneficiosa para la supervivencia, crecimiento y reproducción de los microorganismos (Singhal et al., 2023). Las sustancias poliméricas extracelulares (EPS) son polímeros de alto peso molecular secretados por los microorganismos que intervienen en la formación de biopelículas microbianas (García-Prats et al., 2026). Estos EPS mantienen la estructura de la biopelícula, actúan como barrera física para proteger a los microorganismos y contienen compuestos redox que intervienen en la transferencia de electrones (Zhao et al., 2024b).

El biochar induce la secreción de EPS por las comunidades microbianas para protegerse (Zhong et al., 2023b). Zhang et al. (2017) observaron que durante la formación de biofilm, el biochar inducía la secreción de sustancias poliméricas extracelulares (EPS) por parte de los microorganismos, facilitando así la adhesión microbiana en la superficie del biochar. Sun et al. (2016) confirmaron la abundancia microbiana enriquecida en presencia de biochar. El biochar mejora las propiedades electroquímicas de las EPS, aumentando su capacitancia y disminuyendo la resistencia a la transferencia de electrones, aumentando la presencia de compuestos redox (Zhuo et al., 2024; Wang et al., 2023b).

Sin embargo, al superar cierto umbral o al combinarse con otros materiales, el biochar puede colapsar el sistema EPS, debilitando así las reacciones redox, reduciendo la actividad microbiana y por lo tanto, reduciendo la eficiencia de la digestión anaerobia (Jin et al., 2022).

5.4. Mejora de la transferencia electrónica y de la actividad microbiana

La eficiencia del sistema de digestión está fuertemente influenciada por las interacciones entre bacterias y arqueas anaeróbicas, estas interacciones dependen de los mecanismos de transferencia de electrones (García-Prats et al., 2026). En el proceso metabólico de transferencia de electrones, los electrones se transfieren directamente de los microorganismos donadores de electrones a los microorganismos aceptadores (Summers et al., 2010). Acelerar la transferencia de electrones se ha considerado un factor crítico para mejorar la eficiencia de recuperación de energía de la digestión anaerobia (Nie et al., 2024). La transferencia de electrones ocurre mediante proteínas transportadoras unidas a la membrana celular, pili conductores de electricidad y materiales conductores como es el caso del biochar (Kumar et al., 2021).

El biochar, por su alta conductividad eléctrica, su estructura aromática y sus grupos funcionales con propiedades redox, promueve el intercambio de electrones entre las células de los microorganismos a través de la transferencia directa de electrones (Valentin et al., 2023). Los grupos funcionales que contienen oxígeno en el biochar pueden actuar como un transportador de electrones para facilitar la transferencia electrónica entre especies (Chen et al., 2014a). En Li et al. (2022b) la adición de biochar modificado con FeCl_3 aumentó la abundancia relativa de *pilA* (gen en pili conductor de electricidad) 5,25 veces. Además, el biochar posee un SSA alto y una gran porosidad que favorecen la inmovilización de microorganismos en la superficie del biochar, lo que acorta la distancia entre los microorganismos y facilita la transferencia de electrones (Chiappero et al., 2020). Chen et al. (2020) destacaron que el biochar de residuos de cáscara de aloe modificado con compuestos de Co tenía una excelente conductividad eléctrica, y que los electrones podían transferirse más rápido, acelerando el transporte de electrones entre acetógenos y metanógenos. Wang et al. (2018b) observaron que la adición de biochar en dosis variables condujo a una mayor generación de CH_4 y redujo el tiempo de retardo en la digestión anaerobia mesófila de lodos residuales deshidratados junto con residuos alimentarios. Shi et al. (2021b) confirmaron que la abundancia de grupos funcionales que contienen oxígeno en el biochar se correlacionaba positivamente con el contenido de dinucleótido de nicotinamida y adenina reducido (NADH) y mononucleótido de flavina (FMN) (transportadores de electrones), y especularon que el biochar podría inducir a los microorganismos a liberar NADH y FMN, promoviendo así, la transferencia directa de electrones. Sin embargo, los mecanismos de transferencia de electrones promovidos por biochar siguen sin estar claros. Hasta ahora, la investigación sobre el mecanismo microbiano de transferencia de electrones aún está en una etapa incipiente, y la producción de biochar como aditivo aún debe ser optimizada (Kumar et al., 2021).

5.5. Influencia sobre las rutas metabólicas de la digestión anaerobia

El análisis de las rutas metabólicas ayuda a comprender la mejora del rendimiento de la digestión anaerobia mediada por el biochar. La adición del biochar promueve el metabolismo de la digestión anaerobia, aumentando el metabolismo de carbohidratos, aminoácidos y el metabolismo energético (Wang et al., 2024a; Wang et al., 2025; Xu et al., 2025).

5.5.1.Efectos del biochar sobre la hidrólisis

En la hidrólisis se produce la biodegradación de materia orgánica compleja como son los carbohidratos, grasas o proteínas, en moléculas solubles de menor tamaño, es el paso inicial de la digestión anaerobia. El biochar, debido a su elevada conductividad y su estructura porosa, puede aumentar la actividad microbiana y la densidad celular del sistema, lo que facilita la hidrólisis en el proceso (Khalid et al., 2021). Shen et al. (2016a) observaron un aumento de la DQO del digestato al haber añadido biochar, mostrando un aumento de la descomposición de la materia orgánica. Giwa et al. (2019) comprobaron que ciertos grupos bacterianos que participan activamente en la hidrólisis y degradación de azúcares (*Syntrophomonadaceae* *Sedimentibacter* y *Tissierella*), aceleraron los procesos de oxidación y se mejoró el rendimiento de la hidrólisis al añadirse biochar en la digestión anaerobia. Yang y Wang (2019) relacionaron este efecto con la activación de diversas enzimas hidrolíticas, entre ellas la celulasa, la proteasa, la α -glucosidasa y la amilasa, responsables de la degradación de compuestos complejos

5.5.2.Efectos del biochar sobre la acidogénesis y la acetogénesis

En el proceso de acidogénesis, los azúcares, ácidos grasos y aminoácidos (la materia orgánica simple) se convierten en ácidos grasos volátiles (AGV), NH_3 , alcoholes... En la etapa de acetogénesis los AGV se convierten en H_2 , CO_2 y acetato. La acumulación de AGV es un factor limitante en la digestión anaerobia, ya que en concentraciones adecuadas favorecen la producción de biometano, sin embargo, en concentraciones excesivas provocan una disminución del pH, lo que afecta negativamente a la actividad bacteriana y reduce la eficiencia del proceso (Wang et al., 2013).

Shi et al. (2023) observaron que la adición de biochar aumenta la oxidación del propionato y la oxidación del butirato, lo que provocó un mayor consumo de propionato y butirato por lo que se evitó la acumulación de AGV. Estos autores también encontraron un aumento en la expresión de genes vinculados al consumo de propionato y butirato, lo que estuvo relacionado con la reducción de la acumulación de AGV.

Sin embargo, en el estudio de Martínez et al. (2018) se observó que la adición de biochar incrementó las concentraciones de ácido acético, propiónico y butírico durante las etapas iniciales del proceso de digestión anaerobia, favoreciendo la acumulación de AGV antes de la actividad

metanogénica. Wang et al. (2018c) evaluaron la codigestión anaerobia de residuos alimentarios y lodos de depuradora utilizando doce tipos diferentes de biochar, los resultados mostraron que la adición de biochar incrementó de forma significativa la producción de AGV.

Por lo tanto, los estudios anteriores evidencian efectos contradictorios del biochar sobre la dinámica de los AGV en la digestión anaerobia. Este material puede acelerar tanto la generación inicial de ácidos como su posterior consumo microbiológico.

5.5.3.Efectos del biochar en la metanogénesis

La metanogénesis es la última etapa de la digestión anaerobia, donde los productos H_2 , CO_2 y acetato se convierten en CH_4 y CO_2 . La mejora de esta última etapa puede lograrse favoreciendo la producción de compuestos intermedios y aumentando su velocidad de conversión (Khalid et al., 2021). Watanabe et al. (2013) evaluaron el uso de biochar en la digestión anaerobia de glicerol crudo y lodos residuales, los resultados mostraron que la presencia de biochar permitió estabilizar la producción de metano incluso a elevadas cargas orgánicas de 2,1 g DQO/L/día, mejorando el rendimiento del proceso respecto a los sistemas sin biochar. Luo et al. (2015) estudiaron el efecto de biochar en digestores anaerobios operados en modo discontinuo a temperaturas mesófilas, los digestores contenían glucosa como sustrato y diferentes concentraciones de biochar. Los resultados mostraron que la adición de biochar redujo el tiempo de adaptación de la metanogénesis entre un 11,4-30,3 %. Además, la velocidad máxima de producción de metano aumentó hasta un 86,6 % respecto a los sistemas de control sin biochar.

En el estudio de Sunyoto et al. (2016), la adición de 8,3 g/L de biochar incrementó la producción total de metano en aproximadamente un 6 %. Sin embargo, concentraciones más elevadas de biochar (25,1 y 33,3 g/L) provocaron una disminución en la producción de metano. A pesar de ello, todas las dosis ensayadas redujeron significativamente la duración de la fase de adaptación, acortándola entre un 41-45 % respecto al control.

En conjunto, los resultados disponibles indican que el biochar puede mejorar significativamente la etapa de metanogénesis al aumentar la velocidad de producción de metano, reducir los periodos de adaptación microbiana y favorecer la estabilidad del proceso. No obstante, la magnitud de estos efectos depende de factores como el tipo de biomasa utilizada para producir el biochar, la temperatura de pirólisis, el tamaño de partícula y la dosis aplicada en el digestor (Watanabe et al., 2013; Mumme et al., 2014; Luo et al., 2015; Fagbohunge et al., 2016; Sunyoto et al., 2016; Pan et al., 2019a). En la Tabla 2 se pueden observar el papel del biochar en la mejora de la digestión anaerobia.

Tabla 2. Biochar en la mejora del rendimiento de metano de la digestión anaerobia

Biochar	Dosis	Rendimiento	Referencia
Rastrojo de maíz	1,8-3,1 g/g sólidos totales (ST)	Incremento rendimiento CH ₄ 8,6-17,8%	(Wei et al., 2020)
Madera	2%, 8% y 17% con relación a los ST	Incremento rendimiento CH ₄ 32-36%	(Pan et al., 2019 b)
Serrín de pino	-	Incremento rendimiento CH ₄ 46,9%	(Sugiarto et al., 2021)
Mazorca de maíz	0,6-1,2 g/g ST	Incremento rendimiento CH ₄ 35-37%	(Wang et al., 2021b)
Piel de cítricos	0,5-1,5 g/g sólidos volátiles (SV)	Incremento rendimiento CH ₄ 48,52%	(Jiang et al., 2020)
Cáscara de arroz	15 g/L	Incremento rendimiento CH ₄ 25%	(Ma et al., 2020)
Lodos de depuradora dopados con N	0,9 g/g SV	Incremento rendimiento CH ₄ 46%	(Li et al., 2021)
Madera frutal	1 g/g SV	Incremento rendimiento CH ₄ 15,6%	(Jin et al., 2022)
Paja de maíz	1 g/g SV	Incremento rendimiento CH ₄ 13,3%	(Sun et al., 2022)
Posos de café	10 g/L	Incremento rendimiento CH ₄ 15%	(Li et al., 2022d)

6. Efectos del biochar sobre la digestión anaerobia

6.1. Producción de biogás y biometano

El uso de biochar en la digestión anaerobia se considera una estrategia válida para aumentar el rendimiento del biometano (Chen et al., 2023). La estabilidad y la eficiencia son dos criterios críticos para el rendimiento de los sistemas de digestión anaerobia (Zhao et al., 2021). La estabilidad del sistema de digestión anaeróbica suele verse afectada por la temperatura, la carga orgánica, la concentración de AGV. Una sobrecarga orgánica o la acumulación de AGV pueden provocar un estado de inestabilidad en el sistema de digestión; por lo tanto, para garantizar una conversión de los residuos orgánicos en biogás, la estabilidad de la digestión es fundamental. Añadir biochar al proceso de digestión anaerobia puede estabilizarlo. Zhang et al. (2020) confirmaron que el biochar mejoró la degradación de la AGV en la digestión anaerobia termófila de residuos alimentarios. Bajo inhibición ácida y de amoníaco, el biochar puede estimular a los microorganismos metanogénicos, disminuyendo la inhibición por amoníaco, generando una

mayor eficacia en el proceso de digestión (Indren et al., 2020). En líneas similares, Shen et al. (2016b) observaron que durante la digestión anaerobia de lodos procedentes de plantas de tratamiento de aguas residuales, a temperatura mesófila, la adición de biochar en una dosis de 2,499 g/g y de 2,20 g/g permitió aumentar la producción total de metano entre un 7,6 % y un 10,3 % respecto al control. En condiciones termófilas, la aplicación de biochar a una dosis de 2,99 g/g también incrementó la producción de metano, aunque en menor medida, alcanzando una mejora del 2,68 % respecto a los digestores sin biochar. Además, tanto en digestión anaerobia mesófila como termófila, el contenido de metano en el biogás alcanzó valores cercanos al 92,3 % tras la incorporación de biochar. Estos autores también encontraron que la adición de biochar reducía la inhibición del amoníaco hasta un 10,5% y promovía la metanogénesis bajo un ambiente ácido. Siguiendo con la línea de estabilización del proceso de digestión, en trabajos como Li y Feng (2018) o Li et al. (2017b) se evitaba la acidificación del proceso a través de la alcalinización de la digestión por parte del biochar, ayudando así a la actividad microbiana y elevando su actividad para una mayor generación de metano.

La adición de biochar en el proceso de digestión anaerobia puede acelerarlo significativamente acortando su periodo de latencia de la producción de metano. En el estudio de Lü et al. (2016) la adición de biochar redujo el periodo de latencia en un 23,9% bajo la inhibición de amoníaco y de ácidos grasos volátiles. Sunyoto et al. (2016) encontraron que la adición de biochar redujo simultáneamente el período de latencia de la producción de CH₄ y la producción de hidrógeno en la digestión anaeróbica en dos fases. En Shanmugam et al. (2018) se redujo un día la fase de latencia de la digestión anaerobia utilizando biochar. Esto se observó de manera similar anteriormente en el trabajo de Fagbohunge et al. (2016) donde la proporción biochar respecto al sustrato era inversamente proporcional a la duración de la fase de latencia microbiana, y la proporción optimizada resultó en la fase de latencia más corta. Shi et al. (2022) observaron que la fase de latencia con una adición de biochar de 0,6 g/g SV se acortó en 7,82 h, Wang et al. (2018c) observaron que la adición de biochar provocó una disminución del tiempo de latencia de entre 27,5-64,4 %. También, agregar biochar modificado con metales podría promover aún más la degradación de carbohidratos y proteínas (Li et al., 2022c; Liu et al., 2022). En experimentos como los de Wang et al. (2018b) o de Viggi et al. (2017) se observó que la adición de biochar en el proceso de digestión anaerobia acortaba la fase de latencia. En estos mismos experimentos se observó también como la tasa de producción de biogas aumentaba. Por lo tanto, añadir biochar no solo estimula la metanogénesis y recupera la producción de gas, sino que también reduce el tiempo de latencia y mejora el rendimiento del metano (Zhao et al., 2021).

6.2. Mejora de la calidad del biogás (*upgrading*)

El biogás generado en la digestión anaerobia está compuesto por 50-70% de metano y un 30-50% de dióxido de carbono, con una pequeña cantidad de H_2S , NH_3 , O_2 , N_2 y compuestos orgánicos volátiles (0,1-4%) (Angelidaki et al. 2018). Cuanto mayor es la proporción de CO_2 y H_2S presente en el biogás, menor es su poder calorífico y limita su aplicación (Nguyen et al., 2021). La mejora o *upgrading* del biogás incrementa su poder calorífico mientras aumenta el porcentaje de metano presente. Añadiendo biochar al sistema de digestión anaerobia se aumenta la proporción de metano presente en el biogás, reduciendo la cantidad de dióxido de carbono y además adsorbiendo compuestos como el H_2S que empeoran la calidad del biogás (Nie et al., 2024). El biochar por su SSA y su alta porosidad ha sido utilizado como adsorbente de CO_2 para la mejora de la calidad del biogás. En concreto, los grupos funcionales redox del biochar mejoran la selectividad y adsorción del dióxido de carbono (Sahota et al., 2018). Además, la alcalinidad del biochar también potencia la adsorción mediante reacciones ácido-base (Saha y Kienbaum, 2019)

En el trabajo de Zhang et al. (2022) se ha observado que el biochar dopado con N tenía una adsorción más fuerte del dióxido de carbono. Lo mismo se observó en el estudio de Li et al. (2022a) donde el biochar dopado con heteroátomos N y S, y N y P, alcanzaron 65,6–66,5 % y entre 11,5–12,5 %, respectivamente, más adsorción de CO_2 que en el reactor de control. Por otra parte, el biochar también puede convertir el CO_2 en CH_4 al ser un promotor de la metanogénesis en los microorganismos de la digestión anaerobia. En Ning et al. (2022) la adición de biochar modificado con nZVI aumentó el contenido de metano en un 12,9%. Shen et al. (2021) encontraron que añadir biochar en la digestión anaeróbica del tallo de maíz hizo que el contenido de CH_4 aumentara un 7,40% y el contenido de CO_2 se redujera un 5,90%.

También, se han encontrado resultados que indican que el biochar mejora la calidad del biogás mediante mecanismos microbiológicos complejos (Khalid et al., 2021). Una de las principales hipótesis plantea que el biochar favorece el crecimiento y la actividad de microorganismos metanogénicos, capaces de consumir CO_2 y transformarlo en metano (Shen et al., 2015). Este efecto podría estar relacionado con las interacciones sintróficas entre bacterias oxidantes de ácidos orgánicos y microorganismos metanogénicos reductores de CO_2 , facilitadas por la transferencia directa de electrones entre especies microbianas promovida por la superficie conductora del biochar.

Además, de la captura de CO_2 , la estructura del biochar también juega un papel importante en la eliminación de H_2S . Según Sahota et al. (2018), cuando cae el pH significativamente después de la adsorción de H_2S , se ha observado que el H_2S está unido a las sustancias alcalinas del biochar. En el estudio de Xu et al. (2014) se reveló que la adsorción de H_2S se debe principalmente a la adsorción física sobre la superficie porosa del biochar, y está parcialmente relacionada con la

adsorción química y la oxidación. Liang et al. (2017) observaron que la adición de biochar redujo el contenido de H₂S en el biogás en más de un 95% en la digestión anaeróbica de la gallinaza. De manera similar, la producción de H₂S en la digestión anaeróbica de estiércol de vacuno lechero con adición de biochar disminuyó un 90,5% (Choudhury et al., 2020). En la Tabla 3 se puede observar como en diversos estudios la presencia de biochar ha reducido el contenido de CO₂ y H₂S.

Tabla 3. Papel del biochar en el upgrading del biogás de digestión anaerobia

Biochar	Temperatura pirólisis (°C)	Tamaño de partícula	Dosis aplicada	Sustrato	Mejora	Referencia
Madera de álamo	700	<0,5 mm	8 g/L	Tallo de maíz	El contenido de CO ₂ disminuyó un 5,9%	(Shen et al., 2021b)
Virutas de madera	375	3-8 mm	6 g/L	Aguas residuales con sulfato	El rendimiento de H ₂ S disminuyó un 78%	(Wang et al., 2019)
Madera	550	0,3-0,45 mm	5% ST	Estiércol avícola	El rendimiento de H ₂ S disminuyó más del 95%	(Liang et al., 2017)
Rastrojo de maíz y arce	500	74-841 µm	1,82 g/g ST	Estiércol de vacuno lechero	El rendimiento de H ₂ S disminuyó más del 90,5%	(Choudhury et al., 2020)

6.3. Efectos sobre el digestato y beneficios ambientales

6.3.1. Aplicación del digestato

El digestato se considera una alternativa sostenible a los fertilizantes minerales y puede utilizarse como una enmienda orgánica eficaz para mejorar la calidad del suelo, siempre que su gestión y aplicación se realicen de forma adecuada y conforme a la normativa vigente, como establece el Reglamento (UE) 2019/1009. Por otro lado, el biochar también ha sido ampliamente empleado como fertilizante y acondicionante del suelo (Tayibi et al. 2021), por lo que su incorporación al digestato puede aportar beneficios adicionales. El digestato puede utilizarse como fertilizante orgánico, reduciendo o incluso sustituyendo el empleo de fertilizantes sintéticos. Como consecuencia, además se disminuyen las emisiones asociadas a la fabricación de fertilizantes minerales Schneider et al. (2022) señalaron que la aplicación de nitrógeno orgánico procedente del digestato puede generar menores emisiones de óxido nitroso (N₂O) que las derivadas del uso de fertilizantes nitrogenados sintéticos.

La adición de biochar en el digestato permite aumentar la concentración de nutrientes esenciales de los fertilizantes como son el nitrógeno, el fósforo y el potasio. La combinación del digestato con el biochar mejora la biodisponibilidad de los nutrientes para las plantas y aumenta la eficiencia de fertilización del digestato (Villada et al., 2024). Por lo tanto, la incorporación de biochar al digestato puede potenciar aún más estos beneficios. El biochar posee una elevada capacidad de adsorción, lo que favorece la retención de nutrientes y reduce las pérdidas por lixiviación tras la aplicación al suelo. (Nie et al., 2024). Las características propias del biochar, como son sus grupos funcionales redox, su capacidad de intercambio catiónico o su SSA, son factores que influyen directamente sobre el comportamiento del digestato como fertilizante.

Lee et al. (2021) y Villada et al. (2024) observaron que al combinar el biochar con el digestato, se favorecía el crecimiento vegetal y se aprovechaban mejor los nutrientes por parte de las plantas. Estos resultados sugieren un efecto sinérgico entre ambos materiales, ya que el digestato aporta nutrientes disponibles mientras que el biochar mejora su retención y disponibilidad a largo plazo (García-Prats et al., 2026). Yan et al. (2023) observaron que el biochar impregnado con digestato promovió un mayor crecimiento de las plantas en comparación con la aplicación directa de digestato. Los resultados de este estudio mostraron incrementos del 9 al 25 % en parámetros como el índice de clorofila, el peso fresco, el área foliar y la frecuencia de floración. Además, esta combinación redujo significativamente la lixiviación de nutrientes nitrogenados, manteniéndola por debajo del 8 %, frente a valores cercanos al 25 % observados con digestato sin biochar

De igual manera, Viaene et al. (2024) observaron que al incorporar el biochar durante el proceso de digestión anaerobia se produjo un digestato con un mayor contenido de carbono y nitrógeno. Además, cuando el digestato enriquecido con biochar se aplicó en el suelo, se redujeron las emisiones de dióxido de carbono en comparación con los grupos de control de digestatos sin biochar. De igual manera, ninguno de los digestatos modificados con biochar generó emisiones significativas de nitrógeno en forma de amoníaco o de óxido nitroso, dos gases asociados a pérdidas de nutrientes y a impactos ambientales negativos.

Shen et al. (2017), Zhang et al., (2020) y Johnravindar et al. (2022) evaluaron las características del digestato tras una adición prolongada de biochar. Los resultados mostraron que el biochar puede liberar nutrientes y minerales importantes que aumentan el valor fertilizante del digestato. Tariq et al. (2024) observaron también como en aquellas digestiones anaerobia en los que se había añadido biochar, las cuales generaban mayores producciones de biogás, también generaban digestato con un contenido más elevado de nutrientes. Esto puede deber a una mayor actividad microbiana promovida por el biochar, la cual favorece la mineralización de la materia orgánica y aumenta la disponibilidad de nutrientes para las plantas.

Además, de mejorar el contenido nutricional del digestato, el biochar podría contribuir a la inmovilización de metales pesados presentes en el sistema (Bona et al., 2020). Esta capacidad permitiría reducir su biodisponibilidad y, por tanto, disminuir los posibles riesgos de toxicidad asociados a su aplicación agrícola. En conjunto, los estudios disponibles indican que la incorporación de biochar durante la digestión anaerobia puede mejorar significativamente la calidad agronómica del digestato, aumentando su contenido en nutrientes, favoreciendo una liberación controlada de los mismos y reduciendo algunas emisiones contaminantes tras su aplicación al suelo (García-Prats et al., 2026). Sin embargo, se requiere más investigación para garantizar que estos materiales puedan utilizarse de forma segura como fertilizantes y cumpliendo plenamente la legislación vigente (Bona et al., 2020).

6.3.2.Reducción de gases de efecto invernadero (GEI)

La reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) constituye una prioridad global para alcanzar los objetivos de neutralidad climática. En este contexto, el tratamiento sostenible y la valorización de los residuos orgánicos han adquirido una gran relevancia. Entre las principales alternativas de gestión de residuos orgánicos se encuentra la digestión anaerobia (Chen et al., 2023). Diversos estudios han demostrado que la digestión anaerobia presenta el menor impacto en términos de emisiones de GEI cuando se analiza mediante metodologías de evaluación del ciclo de vida (Liao et al., 2022). Guo et al. (2017) observaron que tres plantas de digestión anaerobia de lodos de depuradora situadas en Zhenjiang redujeron sus emisiones de dióxido de carbono en aproximadamente 1,12 toneladas diarias en comparación con la disposición de los lodos en vertedero. Además, el CH₄ se aprovechó para generar energía eléctrica, sustituyendo parcialmente el consumo de combustibles fósiles. En este sentido, Freitas et al. (2022) determinaron que una planta de tratamiento de aguas residuales de tamaño medio en Brasil logró reducir sus emisiones en 3316,8 toneladas de CO₂ equivalente al año gracias al aprovechamiento energético del biogás, en comparación con un sistema basado en fuentes energéticas fósiles convencionales.

El biochar presenta un elevado potencial para la mitigación del cambio climático debido a la estabilidad de su carbono, que permanece almacenado en el suelo durante largos periodos de tiempo. La producción de biochar a partir de residuos contribuye además a reducir la necesidad de vertederos e incineración. Ji et al. (2018) demostraron, mediante un análisis de ciclo de vida, que la transformación de paja de cultivos en biochar permitió una reducción media de emisiones de 0,94 toneladas de CO₂ equivalente por tonelada de paja tratada, en comparación con otros usos energéticos como la fabricación de briquetas o la generación combinada de calor y electricidad.

Asimismo, Galgani et al. (2014) estimaron que la producción de biochar en Ghana permitió una mitigación media de 0,43 t de CO₂ equivalente por tonelada de residuo procesado.

Además, durante el proceso de pirólisis utilizado para producir biochar se generan otros subproductos como gas de síntesis y bioaceite, que pueden emplearse como sustitutos de combustibles fósiles, especialmente del gas natural, contribuyendo así a una reducción adicional de las emisiones de GEI (He et al., 2022). La aplicación de biochar en el suelo también favorece el almacenamiento de carbono. Wu et al. (2019), tras seis años de experimentación en un sistema agrícola de rotación arroz-trigo, comprobaron que la aplicación de biochar redujo las emisiones de metano entre un 11,2 % y un 17,5 % en un cultivo y entre un 19,5 % y un 26,3 % en el otro, además de disminuir las emisiones de óxido nitroso.

Considerando los beneficios ambientales tanto de la digestión anaerobia como del biochar, la combinación de ambas tecnologías es una estrategia prometedora para avanzar hacia la neutralidad de carbono. Uddin et al. (2022) observaron que la incorporación de biochar en sistemas de digestión anaerobia permitió reducir las emisiones de gases de efecto invernadero en un 32 % respecto a los sistemas sin biochar.

En conjunto, los resultados disponibles sugieren que la adición de biochar a los procesos de digestión anaerobia puede aumentar significativamente los beneficios ambientales de ambas tecnologías, favoreciendo la reducción de emisiones de GEI y contribuyendo a los objetivos de economía circular y neutralidad climática. No obstante, futuras investigaciones deberán evaluar de forma integral estos sistemas mediante análisis completos de ciclo de vida, considerando todas las etapas implicadas, desde la producción y aplicación del biochar hasta el aprovechamiento del biogás, el uso del digestato y los requerimientos energéticos asociados al proceso (Uddin et al., 2022).

6.4. Riesgos y limitaciones del uso de biochar

Aunque el biochar ha demostrado un gran potencial para mejorar la digestión anaerobia y aumentar la producción de metano, su aplicación a gran escala sigue presentando diversas limitaciones técnicas, económicas y ambientales que deben considerarse. Uno de los principales retos está relacionado con la producción de biochar funcional, ya que muchos de los métodos de modificación empleados actualmente son complejos y pueden generar impactos ambientales negativos. Por ejemplo, la preparación de biochar modificado con hierro a menudo utiliza borohidruro potásico, un reactivo costoso, tóxico e inflamable (Wang et al., 2021a). Del mismo modo, la utilización de activadores químicos como ácidos o bases puede generar residuos corrosivos y tóxicos que requieren tratamientos posteriores y aumentan el riesgo de contaminación secundaria, además de que generan una gran cantidad de agua a la hora de limpiar el biochar tras su tratamiento (Nie et al., 2024). Por ello, se considera necesario desarrollar métodos de síntesis más sencillos, económicos y ambientalmente sostenibles.

La composición y estabilidad del biochar funcional constituyen otra limitación importante. Aunque la incorporación de metales o materiales funcionales puede mejorar sus propiedades catalíticas y su capacidad de transferencia electrónica, una carga excesiva puede reducir significativamente el SSA del material y afectar negativamente a la actividad microbiana dentro del digestor (Nie et al., 2024). Otro aspecto que limita la implementación del biochar es la falta de conocimiento sobre los mecanismos exactos responsables de sus efectos positivos en la digestión anaerobia. Aunque se sabe que procesos como la adsorción de compuestos inhibidores, la inmovilización de contaminantes, la transferencia directa de electrones, la conductividad eléctrica y la capacidad tampón desempeñan un papel importante, todavía no está claramente establecido cómo interactúan estos mecanismos entre sí ni cuál es la contribución específica de cada uno de ellos en diferentes condiciones operativas (Zhao et al., 2021). Esta falta de comprensión dificulta la optimización del diseño y la selección de biochar para aplicaciones concretas.

Además, aunque la mayoría de los estudios reportan mejoras en la producción de metano tras la adición de biochar, algunos trabajos han observado efectos inhibitorios sobre el proceso de digestión anaerobia (Zhao et al., 2021). Sin embargo, todavía no se han identificado con precisión los parámetros responsables de esta inhibición ni los posibles compuestos tóxicos implicados, por lo que es necesario profundizar en el estudio de estos mecanismos antes de generalizar su aplicación industrial. En la Tabla 4 se pueden observar diferentes efectos inhibitorios del biochar en la digestión anaerobia cuando normalmente ocurriría lo contrario al añadir el material, demostrando que sigue sin haber un conocimiento claro sobre los procesos.

Tabla 4. Aplicación del biochar y su efecto inhibitorio en la digestión anaerobia

Biochar	Temperatura de pirólisis (°C)	Dosificación	Efecto	Referencia
Paja de arroz	600	4% (p/p)	La generación de CH ₄ se redujo y la fermentación se retrasó.	(Shen et al., 2020)
Paja de arroz	500	0,5% (p/p)	Reducción de la producción total de metano	(Qin et al., 2017)
Madera	550	5 mg/g (p/p)	Acumulación de AGV, reducción de la producción de metano, en ultima instancia fallo en el reactor.	(Oliveira et al., 2019)
Grano de cerveza	300	20-50% (p/p)	Disminución de la velocidad de reacción y de la producción de biogás	(Dudek et al., 2019)
Madera	800	10 g/L	El efecto de apoyo del biochar a los microorganismos se vio restringido	(Shao et al., 2022)

La extrapolación de los resultados obtenidos en laboratorio a sistemas reales representa otra limitación significativa. La mayoría de las investigaciones se han desarrollado en reactores discontinuos (batch) bajo condiciones altamente controladas. Sin embargo, en instalaciones reales existen factores adicionales como la presencia de sustancias tóxicas, variaciones en la composición de los residuos, fluctuaciones en la carga orgánica y fenómenos de competencia microbiana que pueden modificar considerablemente la eficacia del biochar (Zhao et al., 2021). Por este motivo, se requieren más estudios a escala piloto e industrial que permitan evaluar aspectos clave como la dosis óptima, el tamaño de partícula, la dosis adecuada, la frecuencia de reutilización y la estabilidad a largo plazo del material (Nie et al., 2024).

Otra limitación importante son los efectos indirectos que el biochar puede provocar sobre los procesos biológicos. Li et al. (2026) señalaron que la incorporación de biochar puede alterar el equilibrio microbiano y favorecer determinados procesos no deseados, como una mayor producción de sulfuro debido al estímulo de bacterias reductoras de sulfato. Asimismo, se requiere una mejor comprensión de los efectos acumulativos derivados de la reutilización continua del biochar y de los posibles riesgos asociados a la liberación de contaminantes o materiales funcionales al medio ambiente. También existen incertidumbres relacionadas con el manejo y la

gestión del digestato que contiene biochar. Nie et al. (2024) indican que el biochar difícilmente recuperable puede incrementar el contenido de sólidos en los residuos de biogás, dificultando algunos tratamientos posteriores y aumentando los costes de gestión. Además, los posibles riesgos ambientales asociados a la aplicación agrícola de digestatos que contienen biochar funcional aún no se conocen completamente, especialmente cuando el material ha sido modificado con metales o compuestos reactivos (Nie et al., 2024). En este contexto, los autores destacan la necesidad de realizar evaluaciones integrales del ciclo de vida y estudios de riesgo ambiental que permitan determinar la sostenibilidad real de estos sistemas a largo plazo.

En conjunto, aunque el biochar ofrece importantes ventajas para mejorar la digestión anaerobia y la valorización de residuos, todavía existen limitaciones. La resolución de estos desafíos será fundamental para consolidar el uso seguro, eficiente y ambientalmente sostenible del biochar en sistemas de digestión anaerobia.

7. CONCLUSIONES

Al finalizar esta revisión bibliográfica sobre la aplicación del biochar en la digestión anaerobia de residuos orgánicos, las principales conclusiones fueron:

La aplicación de biochar como aditivo en la digestión anaerobia de residuos orgánicos presenta un elevado potencial para mejorar el funcionamiento de este proceso. Las propiedades físicoquímicas del biochar, como su elevada superficie específica, su estructura porosa, sus grupos funcionales superficiales o sus propiedades redox, permiten que este material intervenga de diferentes maneras en el proceso de digestión anaerobia. Entre sus principales efectos destaca su capacidad de proporcionar una adecuada superficie para la adhesión e inmovilización de microorganismos, favoreciendo el desarrollo y el mantenimiento de las comunidades microbianas implicadas en las distintas etapas de la digestión.

También, se ha visto que el biochar puede favorecer los procesos de transferencia de electrones entre los microorganismos. Su incorporación puede mejorar las relaciones entre bacterias y arqueas metanogénicas y favorecer la conversión de los productos intermedios en metano. Sin embargo, los mecanismos implicados en la transferencia de electrones son complejos y todavía no se conocen completamente, por lo que es necesario continuar investigando la relación de las propiedades del biochar, las comunidades microbianas y el rendimiento de la digestión anaerobia.

Por otra parte, la capacidad de adsorción y el efecto tampón del biochar permiten reducir posibles problemas que pudieran aparecer en la digestión anaerobia. El biochar puede disminuir la biodisponibilidad de compuestos inhibidores y contribuir a la reducción de los efectos asociados a los mismos, como altas concentraciones de amonio, metales pesados o ácidos grasos volátiles. Estos mecanismos pueden favorecer una mayor estabilidad del proceso y evitar condiciones desfavorables para los microorganismos.

También se han encontrado diferencias importantes en el comportamiento del biochar dependiendo de sus características y de las condiciones en las que se utiliza. La materia prima empleada, la temperatura, las condiciones de pirólisis, el tamaño de partícula, o la dosis aplicada determinan las propiedades del biochar y, en consecuencia, su efecto sobre la digestión anaerobia. Por este motivo, no puede establecerse una única condición de aplicación que resulte óptima para todos los residuos y sistemas de digestión, siendo necesario seleccionar las características y la dosis del biochar en función de cada proceso.

A pesar de que el biochar ha mostrado resultados favorables, su incorporación no implica necesariamente un aumento de la producción de metano. Se han encontrado trabajos en los que determinadas dosis o tipos de biochar han provocado acumulación de ácidos grasos volátiles, reducción de la actividad microbiana, disminución de la producción de biogás e incluso fallos en el reactor. Una dosis excesiva o una modificación inadecuada del biochar puede, por tanto, generar un efecto contrario al esperado. Esto demuestra la importancia de determinar las condiciones óptimas de aplicación antes de trasladar esta tecnología a una escala mayor.

Asimismo, la combinación del biochar con la digestión anaerobia puede contribuir a mejorar la valorización de los residuos orgánicos. Además del posible incremento en la recuperación energética mediante la producción de biogás, esta combinación puede aportar beneficios relacionados con la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero y favorecer los principios de economía circular. De esta manera, el biochar puede considerarse una herramienta de interés para aumentar el aprovechamiento de los residuos y mejorar la sostenibilidad de los procesos de tratamiento.

Finalmente, aunque los resultados encontrados muestran potencial, todavía existen limitaciones para su aplicación a escala industrial. Gran parte de los estudios disponibles se han realizado en condiciones controladas y a escala de laboratorio, mientras que los sistemas reales presentan variaciones en la composición de los residuos, la carga orgánica y las condiciones de operación. Además, determinados procesos de modificación del biochar pueden aumentar los costes y generar impactos ambientales adicionales. Por ello, son necesarios más estudios que permitan establecer la dosis, las características y los métodos de preparación más adecuados, así como evaluar su estabilidad a largo plazo y su viabilidad técnica, económica y ambiental.

8. BIBLIOGRAFÍA

Ahmed, M.B., Zhou, J.L., Ngo, H.H., Guo, W., Chen, M. (2016). Progress in the preparation and application of modified biochar for improved contaminant removal from water and wastewater. *Bioresource Technology*, 214, 836–851. [10.1016/j.biortech.2016.05.057](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.05.057).

Ahmed, M.J., Hameed, B.H. (2020). Insight into the co-pyrolysis of different blended feedstocks to biochar for the adsorption of organic and inorganic pollutants: A review. *Journal of Cleaner Production*, 265, 121762. [10.1016/j.jclepro.2020.121762](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121762)

Akinbomi, J.G., Patinvoh, R.J., Taherzadeh, M.J. (2022). Current challenges of high-solid anaerobic digestion and possible measures for its effective applications: a review. *Biotechnology for Biofuels and Bioproducts*, 15 (1), 52. [10.1186/s13068-022-02151-9](https://doi.org/10.1186/s13068-022-02151-9)

Al Seadi, T., Lukehurst, C., (2012). Quality management of digestate from biogas plants used as fertiliser. *IEA Bioenergy*. Disponible en: https://task37.ieabioenergy.com/wp-content/uploads/sites/32/2022/02/digestate_quality_web_new.pdf (fecha de acceso 26 de agosto 2026)

Alrawashdeh, K.A.B., Gul, E., Yang, Q., Yang, H., Fantozzi, F. (2020). Effect of heavy metals in the performance of anaerobic digestion of olive mill waste. *Processes*, 8, 1146. <https://doi.org/10.3390/pr8091146>

Amalina, F.; Krishnan, S.; Zularisam, A.W.; Nasrullah, M. (2024). Pristine and Modified Biochar Applications as Multifunctional Component towards Sustainable Future: Recent Advances and New Insights. *Sci. Total Environ.*, 914, 169608. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169608>

Amirahmadi, E., Ghorbani, M., Krexner, T., Hötenhuber, S.J., Bernas, J., Neugschwandtner, R. W., Konvalina, P., Moudry, J., (2024). Life cycle assessment of biochar and cattle manure application in sugar beet cultivation – Insights into root yields, white sugar quality, environmental aspects in field and factory phases. *Journal of Cleaner Production*, 476. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.143772>

Angelidaki, I., Treu, L., Tsapekos, P., Luo, G., Campanaro, S., Wenzel, H., Kougias, P.G. (2018). Biogas upgrading and utilization: Current status and perspectives. *Biotechnology Advances*, 36 (2), 452–466. [10.1016/j.biotechadv.2018.01.011](https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.01.011)

Bona, D.; Beggio, G.; Weil, T.; Scholz, M.; Bertolini, S.; Grandi, L.; Baratieri, M.; Schievano, A.; Silvestri, S.; Pivato, A. (2020) Effects of Woody Biochar on Dry Thermophilic Anaerobic Digestion of Organic Fraction of Municipal Solid Waste. *Journal of Environmental Management*, 267, 110633. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110633>

- Bello, A., Han, Y., Zhu, H., Deng, L., Yang, W., Meng, Q., Sun, Y., Egbeagu, U., Sheng, S., Wu, X., Jiang, X., Xu, X. (2020). Microbial community composition, co-occurrence network pattern and nitrogen transformation genera response to biochar addition in cattle manure-maize straw composting. *Science of the Total Environment*, 721, 137759. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137759>
- Bruun, E.W., Müller-Stover, D., Ambus, P., Hauggaard-Nielsen, H. (2011). Application of biochar to soil and N₂O emissions: potential effects of blending fast-pyrolysis biochar with anaerobically digested slurry. *European Journal of Soil Science*, 62, 581–589. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2011.01377.x>
- Cai, Y., Zhu, M., Meng, X., Zhou, J.L., Zhang, H., Shen, X. (2022). The role of biochar on alleviating ammonia toxicity in anaerobic digestion of nitrogen-rich wastes: A review. *Bioresource Technology*, 351, 126924. [10.1016/j.biortech.2022.126924](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.126924)
- Cai, Y.; Shen, X.; Meng, X.; Zheng, Z.; Usman, M.; Hu, K.; Zhao, X. (2023). Syntrophic Consortium with the Aid of Coconut Shell-Derived Biochar Enhances Methane Recovery from Ammonia-Inhibited Anaerobic Digestion. *Science of The Total Environment*, 872, 162182. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162182>.
- Chacón, F.J., Cayuela, M.L., Roig, A., Sánchez-Monedero, M.A. (2017). Understanding, measuring and tuning the electrochemical properties of biochar for environmental applications. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 16 (4), 695–715. [10.1007/s11157-017-9450-1](https://doi.org/10.1007/s11157-017-9450-1)
- Chan, K.Y.; Xu, Z. (2009) Biochar: nutrient properties and their enhancement. En: Lehmann, J. and Joseph, S. (Eds.), *Biochar for Environmental Management*; Science and Technology. Earthscan, London, UK, p. 67–84.
- Chen, S., Rotaru, A.E., Shrestha, P.M., Malvankar, N.S., Liu, F., Fan, W., Nevin, K.P., Lovley, D.R. (2014a). Promoting interspecies electron transfer with biochar. *Sci. Rep.* 4, 5019. <https://doi.org/10.3389/0.1038/srep050191>
- Chen, T., Zhang, Y., Wang, H., Lu, W., Zhou, Z., Zhang, Y., Ren, L., 2014b. Influence of pyrolysis temperature on characteristics and heavy metal adsorptive performance of biochar derived from municipal sewage sludge. *Bioresource Technology*, 164, 47–54. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.04.048>.
- Chen, J., Yun, S., Shi, J., Wang, Z., Abbas, Y., Wang, K., Han, F., Jia, B., Xu, H., Xing, T., Li, B., (2020). Role of biomass-derived carbon-based composite accelerants in enhanced anaerobic

digestion: Focusing on biogas yield, fertilizer utilization, and density functional theory calculations. *Bioresource Technology*, 307, 123204. [10.1016/j.biortech.2020.123204](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123204).

Chen, M.; Wang, F.; Zhang, D.L.; Yi, W.M.; Liu, Y. (2021). Effects of Acid Modification on the Structure and Adsorption NH_4^+ -N Properties of Biochar. *Renewable Energy*, 169, 1343–1350. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2021.01.098>

Chen, L.; Fang, W.; Liang, J.; Nabi, M.; Cai, Y.; Wang, Q.; Zhang, P.; Zhang, G. (2023). Biochar application in anaerobic digestion: Performances, mechanisms, environmental assessment and circular economy. *Resources, Conservation and Recycling*, 188. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106720>

Cheng, Q., Xu, X., Huang, W., Jiang, M., Yan, J., Fan, G., Zhang, J., Chen, K., Xiao, B., Song, G. (2020). Improving anaerobic digestion of piggery waste water by alleviating stress of ammonia using biochar derived from rice straw. *Environ. Technol. Innov.* 19, 100948 <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100948>.

Chiappero, M., Norouzi, O., Hu, M., Demichelis, F., Berruti, F., Di Maria, F., Masek, O., Fiore, S. (2020) Review of biochar role as additive in anaerobic digestion processes. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 131, 110037. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110037>

Chiappero, M.; Berruti, F.; Mašek, O.; Fiore, S. (2021). Analysis of the Influence of Activated Biochar Properties on Methane Production from Anaerobic Digestion of Waste Activated Sludge. *Biomass Bioenergy*, 150, 106129. [10.1016/j.biombioe.2021.106129](https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2021.106129).

Choudhury, A., Lansing, S. (2020). Biochar addition with Fe impregnation to reduce H_2S production from anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 306, 123121 <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123121>.

Deng, C., Lin, R., Kang, X., Wu, B., Wall, D.M., Murphy, J.D. (2021a). What physicochemical properties of biochar facilitate interspecies electron transfer in anaerobic digestion: A case study of digestion of whiskey by-products. *Fuel*. 306, 121736. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.121736>

Deng, Y.; Xia, J.; Zhao, R.; Xu, J.; Liu, X. (2022) Iron-Coated Biochar Alleviates Acid Accumulation and Improves Methane Production under Ammonium Enrichment Conditions. *Science of the Total Environment*, 809, 151154. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151154>.

Di, L.; Wang, F.; Li, S.; Wang, H.; Zhang, D.; Yi, W.; Shen, X. (2023) Influence of Nano- Fe_3O_4 Biochar on the Methanation Pathway during Anaerobic Digestion of Chicken Manure. *Bioresource Technology*, 377, 128979. [10.1016/j.biortech.2023.128979](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.128979)

Dilokekunakul, W., Teerachawanwong, P., Klomkliang, N., Supasitmongkol, S., Chaemchuen, S. (2020). Effects of nitrogen and oxygen functional groups and pore width of activated carbon on carbon dioxide capture: Temperature dependence. *Chemical Engineering Journal*, 389, 124413. [10.1016/j.cej.2020.124413](https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.124413)

Downie, A.; Crosky, A., Munroe, P. (2009). Physical properties of Biochar. En; Lehmann, J.; Joseph, S. (Eds.) *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*, Earthscan, London, p.13-32

Dudek, M., Swiechowski, K., Manczarski, P., Koziel, J.A., Bialowiec, A. (2019). The effect of biochar addition on the biogas production kinetics from the anaerobic digestion of Brewers spent grain. *Energies*, 12 (8), 1518 <https://doi.org/10.3390/en12081518>

El Nemr, A.; Hassaan, M.A.; Elkatory, M.R.; Ragab, S.; El-Nemr, M.A.; Tedone, L.; De Mastro, G.; Pantaleo, A. (2022). Enhancement of Biogas Production from Individually or Co-Digested Green Algae *Cheatomorpha Linum* Using Ultrasound and Ozonation Treated Biochar. *Ultrason. Sonochem.*, 90, 106197. [10.1016/j.ultsonch.2022.106197](https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2022.106197).

EurObserv'ER (2012). *Biofuels barometer 2012*. Disponible en <https://www.eurobserv-er.org/biofuels-barometer-2012/> (Fecha de acceso: 17 de marzo de 2026).

EurObserv'ER (2023). *The State of Renewable Energies in Europe – 22nd EurObserv'ER Report*. Disponible en: <https://www.eurobserv-er.org/22nd-annual-overview-barometer/> (Fecha de acceso: 24 de marzo de 2026).

Fagbohunbe, M., Herbert, B., Hurst, L., Ibeto, C., Li, H., Usmani, S., Semple, K. (2017) The challenges of anaerobic digestion and the role of biochar in optimizing anaerobic digestion. *Waste Management*, 61, 236-249 <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.028>

Feliu, A., Flotats, X. (2020). Renewable gases. An emerging energy vector. Fundación Naturgy, Madrid. <https://www.fundacionnaturgy.org> (Fecha de acceso: 18 de marzo de 2026)

Fidel, R.B., Laird, D.A., Thompson, M.L., Lawrinenko, M. (2017). Characterization and quantification of biochar alkalinity. *Chemosphere* 167, 367–373. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.151>.

Florio, C.; Giudicianni, P.; Pirozzi, D.; Pasquale, V.; Ragucci, R.; Dumontet, S. (2020). Biochar as Improver of Methane Production in Anaerobic Digestion of Food Waste. *J. Environ. Account. Manag.*, 8, 267–279. <https://doi.org/10.1016/j.clwas.2025.100388>

Flotats, X. (2018). El biogás. Actualidad y perspectiva de un gas renovable. Fundación Naturgy. <https://www.fundacionnaturgy.org/publicacion/articulo-el-biogas-actualidad-y-perspectivas-de-un-gas-renovable/> (Fecha de acceso: 26 agosto 2026)

Freitas, F.F., Coelho, U.R., Silva, S.T.S., Gomes, A.A.L., Barros, R.M., Filho, G.L.T., Lora, E.E.S., Santos, I.F.S.d. (2022). Study of the potential for energy use of biogas from a wastewater treatment plant to a medium-sized city: a technical, economic and environmental analysis. *Waste Biomass Valorization* 13, 3509–3521. <https://doi.org/10.1007/s12649-022-01727-8>

Fondo de Población de las Naciones Unidas (UNFPA). (2023) *Estado de la Población Mundial 2023: 8.000 millones de vidas, infinitas posibilidades*. Disponible en: <https://www.unfpa.org/sites/default/files/swop23/SWOP2023-SPANISH-230403-web.pdf> (Fecha de acceso: 22 de marzo de 2025).

Galgani, P., van der Voet, E., Korevaar, G. (2014). Composting, anaerobic digestion and biochar production in Ghana. Environmental–economic assessment in the context of voluntary carbon markets. *Waste Management*, 34 (12), 2454–2465. [10.1016/j.wasman.2014.07.027](https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.07.027)

Gao, B.; Wang, Y.; Huang, L.; Liu, S. (2021). Study on the Performance of HNO₃-Modified Biochar for Enhanced Medium Temperature Anaerobic Digestion of Food Waste. *Waste Management*, 135, 338–346. [10.1016/j.wasman.2021.09.020](https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.09.020).

García, C., Hernández, M.T. (2014) Enmiendas orgánicas de nueva generación: Biochar y otras biomoléculas. En: Moreno, J.; Moral, R.; García-Morales, J.L.; Pascual, J.A.; Bernal, M.P. (Eds.) *De residuo a recurso: El camino hacia la sostenibilidad. Tomo III: Recursos orgánicos. Aspectos agronómicos y medioambientales*. Madrid: Mundi-Prensa, p. 46-115.

García-Prats, M., González, D., Sánchez, A. (2026). Current trends and future prospects of Biochar use to improve anaerobic digestion: an up-to-date critical review. *Molecules*, 31 (3), 503. <https://doi.org/10.3390/molecules31030503>

Giwa, A.S., Xu, H., Chang, F., Wu, J., Li, Y., Ali, N., Ding, S., Wang, K. (2019). Effect of biochar on reactor performance and methane generation during the anaerobic digestion of food waste treatment at long-run operations. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7 (4), 103067. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103067>.

Guo, Q., Dai, X. (2017). Analysis on carbon dioxide emission reduction during the anaerobic synergetic digestion technology of sludge and kitchen waste: taking kitchen waste synergetic digestion project in Zhenjiang as an example. *Waste Management*, 69, 360–364. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.033>

- Hassaan, M.A.; Elkatory, M.R.; El-Nemr, M.A.; Ragab, S.; Yi, X.; Huang, M.; El Nemr, A. (2023). Application of Multi-Heteroatom Doping Biochar in a Newly Proposed Mechanism of Electron Transfer in Biogas Production. *Chemical Engineering Journal*, 470, 144229. [10.1016/j.cej.2023.144229](https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.144229)
- He, M., Xu, Z., Hou, D., Gao, B., Cao, X., Ok, Y.S., Rinklebe, J., Bolan, N.S., Tsang, D.C. W., (2022). Waste-derived biochar for water pollution control and sustainable development. *Nat. Rev. Earth Environ.* 3, 444–460. <https://doi.org/10.1038/s43017-022-00306-8>.
- He, Y.; Wang, S.; Shen, C.; Wang, Z.; Liu, Y.; Meng, X.; Li, X.; Zhao, X.; Chen, J.; Xu, J. (2024). Biochar Accelerates Methane Production Efficiency from Baijiu Wastewater: Some Viewpoints Considering Direct Interspecies Electron Transfer. *Chemical Engineering Journal*, 497, 154527. [10.1016/j.cej.2024.154527](https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.154527).
- Hu, W.; Jin, H.Y.; Gao, X.Y.; Tang, C.C.; Zhou, A.J.; Liu, W.; Ren, Y.X.; Li, Z.; He, Z.W. (2024) Biochar Derived from Alkali-Treated Sludge Residue Regulates Anaerobic Digestion: Enhancement Performance and Potential Mechanisms. *Environmental Research*, 251, 118578. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.118578>.
- Huang, J.-R., Chen, X., Hu, B.-B., Cheng, J.-R., Zhu, M.-J. (2022). Bioaugmentation combined with biochar to enhance thermophilic hydrogen production from sugarcane bagasse. *Bioresour. Technol.* 348, 126790. [10.1016/j.biortech.2022.126790](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.126790).
- Igalavithana, A.D., Mandal, S., Niazi, N.K., Vithanage, M., Parikh, S.J., Mukome, F.N.D., Rizwan, M., Oleszczuk, P., Al-Wabel, M., Bolan, N., Tsang, D.C.W., Kim, K.-H., Ok, Y.S. (2018). Advances and future directions of biochar characterization methods and applications. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 47, 2275-2330. <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1421844>.
- Ilo, O.P.; Simatele, M.D.; Nkomo, S.L.; Mkhize, N.M.; Prabhu, N.G. (2021). Methodological Approaches to Optimising Anaerobic Digestion of Water Hyacinth for Energy Efficiency in South Africa. *Sustainability*, 13 (12), 6746, <https://doi.org/10.3390/su13126746>
- Indren, M., Birzer, C.H., Kidd, S.P., Hall, T., Medwell, P.R. (2020). Effects of biochar parent material and microbial pre-loading in biochar-amended high-solids anaerobic digestion. *Bioresour. Technol.* 298, 122457 <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122457>.
- Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE), (s.f.) *Biogás*. Disponible en: <https://www.idae.es/tecnologias/energias-renovables/uso-termico/biogas> (Fecha de acceso: 14 de marzo de 2026).

International Biochar Initiative (2015). Standardized Product Definition and Product Testing Guidelines for Biochar That Is Used in Soil. https://biochar-international.org/wp-content/uploads/2020/06/IBI_Biochar_Standards_V2.1_Final2.pdf (Fecha de acceso: 26 agosto 2026)

Ippolito, J.A., Spokas, K.A., Novak, J.M., Lentz, R.D., Cantrell, K.B. (2015) En: Lehmann, J.; Joseph, S. (Eds.) *Biochar for environmental management: Science, technology and implementation*. Routledge, p. 139–164.

Jang, H.M., Choi, Y.-K., Kan, E. (2018). Effects of dairy manure-derived biochar on psychrophilic, mesophilic and thermophilic anaerobic digestions of dairy manure. *Bioresour. Technol.* 250, 927-931. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.11.074>.

Ji, C., Cheng, K., Nayak, D., Pan, G. (2018). Environmental and economic assessment of crop residue competitive utilization for biochar, briquette fuel and combined heat and power generation. *J. Clean. Prod.* 192, 916–923. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.026>

Jiang, Q., Chen, Y., Yu, S., Zhu, R., Zhong, C., Zou, H., Gu, L., He, Q. (2020). Effects of citrus peel biochar on anaerobic co-digestion of food waste and sewage sludge and its direct interspecies electron transfer pathway study. *Chemical Engineering Journal*, 398, 125643 <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.125643>.

Jiang, Q., Wu, P., Zhang, X., Zhang, Y., Cui, M., Liu, H., Liu, H. (2022). Deciphering the effects of engineered biochar on methane production and the mechanisms during anaerobic digestion: Surface functional groups and electron exchange capacity. *Energy Conversion and Management*, 258, 115417. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2022.115417>.

Jiang, Q.; Zhu, Q.; Meng, Y.; Huang, T.; Liu, H. (2024). Role and Significance of Nitrogen and Sulfur-Doping on Algal Biochar for Regulating Methane Production. *Journal of Water Process Engineering*, 67, 106123. [10.1016/j.jwpe.2024.106123](https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.106123)

Jin, H.Y.; He, Z.W.; Ren, Y.X.; Tang, C.C.; Zhou, A.J.; Chen, F.; Liang, B.; Liu, W.; Wang, A. (2022). Role and Significance of Co-Additive of Biochar and Nano-Magnetite on Methane Production from Waste Activated Sludge: Non-Synergistic Rather than Synergistic Effects. *Chemical Engineering Journal*, 439, 135746. [10.1016/j.cej.2022.135746](https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.135746).

Jin, H.Y., He, Z.W., Ren, Y.X., Yang, W.J., Tang, C.C., Chen, F., Zhou, A.J., Liu, W., Liang, B., Wang, A. (2022). Role and significance of water and acid washing on biochar for regulating methane production from waste activated sludge. *Science of The Total Environment*. 817, 152950. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.152950>.

- Johnravindar, D.; Kaur, G.; Liang, J.; Lou, L.; Zhao, J.; Manu, M.K.; Kumar, R.; Varjani, S.; Wong, J.W.C.(2022). Impact of Total Solids Content on Biochar Amended Co-Digestion of Food Waste and Sludge: Microbial Community Dynamics, Methane Production and Digestate Quality Assessment. *Bioresource Technology*, 361, 127682. [10.1016/j.biortech.2022.127682](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127682)
- Khalid, Z.b.; Siddique, N.I.; Nayeem, A.; Adyel, T.M.; Ismail, S.B.; Ibrahim, M.Z. (2021). Biochar application as sustainable precursors for enhanced anaerobic digestion: A systematic review. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 9, 105489 <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105489>
- Khan, A., Asiri, A., Bhawani, S. (2024). Waste to Biofuel Technology: Future Energy. Springer Singapore. <https://doi.org/10.1007/978-981-97-4561-6> (Fecha de acceso: 26 agosto 2026)
- Kiran, E.U., Stamatelatou, K., Antonopoulou, G., Lyberatos, G. (2016). Production of biogas via anaerobic digestion. En: Luque, R., Lin, C.S.K., Wilson, K., Clark, J. (Eds.), *Handbook of Biofuels Production 2nd ed.* Sawston, UK: Woodhead Publishing, p. 259-301.
- Klupfel, L., Keiluweit, M., Kleber, M., Sander, M., (2014). Redox properties of plant biomass-derived black carbon (biochar). *Environmental Science Technology*, 48 (10), 5601–5611. <https://doi.org/10.1021/es500906d>
- Kobayashi, T.; Kuramochi, H. (2022) Optimized Production Conditions and Activation of Biochar for Effective Promotion of Long-Chain Fatty Acid Degradation in Anaerobic Digestion. *Bioresource Technology*, 358, 127393. [10.1016/j.biortech.2022.127393](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127393).
- Kumar, M., Dutta, S., You, S., Luo, G., Zhang, S., Show, P.L., Sawarkar, A.D., Singh, L., Tsang, D.C. (2021). A critical review on biochar for enhancing biogas production from anaerobic digestion of food waste and sludge. *Journal of Cleaner Production*, 305, 1271143 <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127143>
- Lee, J., Kim, J.R., Jeong, S., Cho, J., Kim, J.Y. (2017). Long-term performance of anaerobic digestion for crop residues containing heavy metals and response of microbial communities. *Waste Manag.* 59, 498–507. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.10.005>
- Lee, M.S.; Urgun-Demirtas, M.; Shen, Y.; Zumpf, C.; Anderson, E.K.; Rayburn, A.L.; Lee, D.K. (2021) Effect of Digestate and Digestate Supplemented with Biochar on Switchgrass Growth and Chemical Composition. *Biomass Bioenergy*, 144, 105928. [10.1016/j.biombioe.2020.105928](https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105928)
- Lee, J.T.E.; Dutta, N.; Zhang, L.; Tsui, T.T.H.; Lim, S.; Tio, Z.K.; Lim, E.Y.; Sun, J.; Zhang, J.; Wang, C.H. (2022) Bioaugmentation of *Methanosarcina Thermophila* Grown on Biochar Particles during Semi-Continuous Thermophilic Food Waste Anaerobic Digestion under Two

- Different Bioaugmentation Regimes. *Bioresour. Technol.* 2022, 360, 127590. [10.1016/j.biortech.2022.127590](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127590)
- Lee, J.T.E.; Bu, J.; Senadheera, S.; Tiong, Y.W.; Majid, M.B.A.; Yuan, X.; Wang, C.-H.; Zhang, J.; Ok, Y.S.; Tong, Y.W. (2024) Methanosarcina Thermophila Bioaugmentation with Biochar Growth Support for Valorisation of Food Waste via Thermophilic Anaerobic Digestion. *Journal of Environmental Management*, 370, 122869. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.122869>
- Lehmann, J., Czimczik, C., Laird, D., Sohi, S. (2009). Stability of biochar in the soil. En: Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.) *Biochar for Environmental Management - Science and Technology*. London, Sterling: Earthscan. p. 183-206.
- Li, H., Dong, X., da Silva, E.B., de Oliveira, L.M., Chen, Y., Ma, L.Q. (2017a). Mechanisms of metal sorption by biochars: biochar characteristics and modifications. *Chemosphere* 178, 466-478. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.072>.
- Li, H., Feng, K. (2018). Life cycle assessment of the environmental impacts and energy efficiency of an integration of sludge anaerobic digestion and pyrolysis. *J. Clean. Prod.* 195, 476-485. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.259>.
- Li, J., Zhang, M., Ye, Z., Yang, C., (2019). Effect of manganese oxide-modified biochar addition on methane production and heavy metal speciation during the anaerobic digestion of sewage sludge. *Journal of Environmental Sciences*, 76, 267–277. [10.1016/j.jes.2018.05.009](https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.05.009).
- Li, B., Yun, S., Xing, T., Wang, K., Ke, T., An, J., (2021). A strategy for understanding the enhanced anaerobic co-digestion via dual-heteroatom doped bio-based carbon and its functional groups. *Chemical Engineering Journal*, 425, 130473. [10.1016/j.cej.2021.130473](https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.130473)
- Li, P., Wang, Q., He, X., Yu, R., He, C., Shen, D., Jiao, Y. (2022a). Investigation on the effect of biochar, Fe₃O₄ and magnetic biochar. *Bioresource Technology*, 345, 126532. [10.1016/j.biortech.2021.126532](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126532)
- Li, X.; Chu, S.; Wang, P.; Li, K.; Su, Y.; Wu, D.; Xie, B. (2022b) Potential of Biogas Residue Biochar Modified by Ferric Chloride for the Enhancement of Anaerobic Digestion of Food Waste. *Bioresour. Technol.* 2022, 360, 127530. [10.1016/j.biortech.2022.127530](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127530)
- Li, X., Wu, M., Xue, Y., 2022c. Nickel-loaded shrimp shell biochar enhances batch anaerobic digestion of food waste. *Bioresour. Technol.* 352, 127092. [10.1016/j.biortech.2022.127092](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127092)
- Li, Y., Wang, Z., Jiang, Z., Feng, L., Pan, J., Zhu, M., Ma, C., Jing, Z., Jiang, H., Zhou, H., Sun, H., Liu, H., (2022d). Bio-based carbon materials with multiple functional groups and graphene structure to boost methane production from ethanol anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 344 (Pt B), 126353. [10.1016/j.biortech.2021.126353](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126353)

- Li, Y.; Zhang, J.; Wen, X.; Mazarji, M.; Chen, S.; Liu, Q.; Zhao, S.; Feng, L.; Li, G.; Zhou, H. (2024). Advancing Anaerobic Digestion with MnO₂-Modified Biochar: Insights into Performance and Mechanisms. *Sci. Total Environ.*, 954, 176303. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176303>
- Li, J.; Wu, S.; Zhang, W.; Pan, B.; Hua, M. (2024) Enhanced Anaerobic Digestion for Energy Recovery from Brewery Wastewater Employing Nano Zero-Valent Iron Loaded Biochar Prepared by Residual Sludge. *Chemical Engineering Journal*, 499, 156466. [10.1016/j.cej.2024.156466](https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.156466)
- Li, X.; Wang, T.; Sun, Z.; Tang, Y. (2026). Roles of biochar in anaerobic digestion and aerobic composting of organic wastes: status and perspectives. *Environmental Research*, 295, 123944 <https://doi.org/10.1016/j.envres.2026.123944>
- Lian, F., Cui, G., Liu, Z., Duo, L., Zhang, G., Xing, B. (2016). One-step synthesis of a novel N-doped microporous biochar derived from crop straws with high dye adsorption capacity. *Journal of Environmental Management*, 176, 61–68. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.03.043>.
- Liang, Y., Qiu, L., Guo, X., Pan, J., Lu, W., Ge, Y. (2017). Start-up performance of chicken manure anaerobic digesters amended with biochar and operated at different temperatures. *Nature Environment and Pollution. Technology*, 16, 615–621. [https://neptjournal.com/upload-images/NL-60-39-\(37\)D-557com.pdf](https://neptjournal.com/upload-images/NL-60-39-(37)D-557com.pdf)
- Liang, J., Ye, J., Shi, C., Zhang, P., Guo, J., Zubair, M., Chang, J., Zhang, L. (2022). Pyrolysis temperature regulates sludge-derived biochar production, phosphate adsorption and phosphate retention in soil. *Journal of Environmental Chemistry. Eng.* 10 (3), 107744 <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107744>
- Liao, N., Bolyard, S.C., Lü, F., Yang, N., Zhang, H., Shao, L., He, P. (2022). Can waste management system be a Greenhouse Gas sink? Perspective from Shanghai, China. *Resour. Conserv. Recycl.* 180, 106170 <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106170>.
- Lim, E.Y.; Lee, J.T.E.; Zhang, L.; Tian, H.; Ong, K.C.; Tio, Z.K.; Zhang, J.; Tong, Y.W. (2022) Abrogating the Inhibitory Effects of Volatile Fatty Acids and Ammonia in Overloaded Food Waste Anaerobic Digesters via the Supplementation of Nano-Zero Valent Iron Modified Biochar. *Sci. Total Environ.*, 817, 152968 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.152968>.
- Liu, Y., Li, K., Liu, Y., Pu, L., Chen, Z., Deng, S. (2015). The high-performance and mechanism of P-doped activated carbon as a catalyst for air-cathode microbial fuel cells. *Journal of Materials Chemistry A*, 42, 21149–21158. <https://doi.org/10.1039/C5TA04595A>

- Liu, Z., Zhang, Y., Liu, Z. (2019). Comparative production of biochars from corn stalk and cow manure. *Bioresource Technology*, 291, 121855 <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121855>
- Liu, H., Xu, Y., Li, L., Yuan, S., Geng, H., Tang, Y., Dai, X. (2022). A novel green composite conductive material enhancing anaerobic digestion of waste activated sludge via improving electron transfer and metabolic activity. *Water Research*, 220, 118687. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118687>
- Liu, Q.H.; Sun, H.Y.; Yang, Z.M. (2024) Role of KOH-Activated Biochar on Promoting Anaerobic Digestion of Biomass from Pennisetum Giantum. *Journal of Environmental Management*, 353, 120165. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120165>
- Lovley, D.R. (2017a). Electrically conductive pili: Biological function and potential applications in electronics. *Current Opinion in Electrochemistry*, 4 (1), 190–198. <https://doi.org/10.1016/j.coelec.2017.08.015>.
- Lovley, D.R. (2017b). Syntrophy goes electric: Direct interspecies electron transfer. *Annu. Rev. Microbiol.* 71, 643–664. [10.1146/annurev-micro-030117-020420](https://doi.org/10.1146/annurev-micro-030117-020420)
- Lü, F., Luo, C., Shao, L., He, P. (2016). Biochar alleviates combined stress of ammonium and acids by firstly enriching Methanosaeta and then Methanosarcina. *Water Research*, 90, 34–43. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.12.029>
- Lü, F., Hua, Z., Shao, L., He, P. (2018). Loop bioenergy production and carbon sequestration of polymeric waste by integrating biochemical and thermochemical conversion processes: A conceptual framework and recent advances. *Renewable Energy*, 124, 202–211. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.10.084>
- Lü, F., Lu, X., Li, S., Zhang, H., Shao, L., He, P. (2022). Dozens-fold improvement of biochar redox properties by KOH activation. *Chemical Engineering Journal*, 429, 132203. [10.1016/j.cej.2021.132203](https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.132203)
- Lua, A.C, Yang, T., Guo, J. (2004). Effects of pyrolysis conditions on the properties of activated carbons prepared from pistachio-nut shells. *Journal of Analytical and Applied, Pyrolysis* 72 (2), 279-287 <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2004.08.001>
- Luo, C., Lü, F., Shao, L., He, P. (2015). Application of eco-compatible biochar in anaerobic digestion to relieve acid stress and promote the selective colonization of functional microbes. *Water Res.*, 68, 710-718. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.10.052>.
- Luz, F.C., Cordiner, S., Manni, A., Mulone, V., Rocco, V. (2018). Biochar characteristics and early applications in anaerobic digestion-a review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6 (2), 2892–2909. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.04.015>

- Ma, H., Hu, Y., Kobayashi, T., Xu, K.Q. (2020). The role of rice husk biochar addition in anaerobic digestion for sweet sorghum under high loading condition. *Biotechnology Reports*, 27, e00515. <https://doi.org/10.1016/j.btre.2020.e00515>
- Ma, G., Ning, G., Wei, Q. (2022). S-doped carbon materials: Synthesis, properties and applications. *Carbon*, 195, 328–340. [10.1016/j.carbon.2022.03.043](https://doi.org/10.1016/j.carbon.2022.03.043)
- Ma, P.; Yin, B.; Wu, M.; Han, M.; Lv, L.; Li, W.; Zhang, G.; Ren, Z. (2024) Synergistic Enhancement of Microbes-to-Pollutants and Inter-Microbes Electron Transfer by Fe, N Modified Ordered Mesoporous Biochar in Anaerobic Digestion. *Journal of Hazardous Materials*, 476, 135030. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.135030>
- Martínez, E.J., Rosas, J.G., Sotres, A., Moran, A., Cara, J., Sanchez, M.E., Gómez, X. (2018). Codigestion of sludge and citrus peel wastes: evaluating the effect of biochar addition on microbial communities, *Biochemical Engineering Journal*, 137, 314–325. [10.1016/j.bej.2018.06.010](https://doi.org/10.1016/j.bej.2018.06.010)
- Meegoda, J., Li, B., Patel, K., Wang, L. (2018). A Review of the Processes, Parameters, and Optimization of Anaerobic Digestion. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 15 (10), 2224. <https://doi.org/10.3390/ijerph15102224>
- Mumme, J., Srocke, F., Heeg, K., Werner, M. (2014) Use of biochars in anaerobic digestion. *Bioresource technology*, 164, 189-197 <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.05.008>
- Nguyen, Q.M., Bui, D.C., Phuong, T., Doan, V.H., Do, Q.T. (2019). Investigation of heavy metal effects on the anaerobic co-digestion process of waste activated sludge and septic tank sludge. *Int. J. Chem. Eng.* (1), 1–9. <https://doi.org/10.1155/2019/5138060>
- Nguyen, L.N., Kumar, J., Vu, M.T., Mohammed, J.A.H., Pathak, N., Commault, A.S., Sutherland, D., Zdarta, J., Tyagi, V.K., Nghiem, L.D. (2021). Biomethane production from anaerobic co-digestion at wastewater treatment plants: a critical review on development and innovations in biogas upgrading techniques. *Science. Total Environ.* 765, 142753 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142753>
- Ni, Z.; Zhou, L.; Lin, Z.; Kuang, B.; Zhu, G.; Jia, J.; Wang, T. (2023). Iron-Modified Biochar Boosts Anaerobic Digestion of Sulfamethoxazole Pharmaceutical Wastewater: Performance and Microbial Mechanism. *Journal of Hazardous Materials*, 452, 131314. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131314>
- Nie, W.; He, S.; Lin, Y.; Cheng, J.J.; Yang, C. (2024). Functional biochar in enhanced anaerobic digestion: Synthesis, performances, and mechanisms. *Science of the Total Environment* 906, 167681. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167681>

- Ning, Z., Xu, B., Zhong, W., Liu, C., Qin, X., Feng, W., Zhu, L. (2022). Preparation of phosphoric acid modified antibiotic mycelial residues biochar: Loading of nano zero-valent iron and promotion on biogas production. *Bioresource Technology*, 348, 126801. [10.1016/j.biortech.2022.126801](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.126801)
- Oliveira, V., Sousa, V., Dias-Ferreira, C. (2019). Artificial neural network modelling of the amount of separately- collected household packaging waste. *Journal of Cleaner Production*, 210, 401-409. [10.1016/j.jclepro.2018.11.063](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.063)
- Pan, J., Ma, J., Liu, X., Zhai, L., Ouyang, X., Liu, H. (2019a) Effects of different types of biochar on the anaerobic digestion of chicken manure. *Bioresource Technology*, 275, 258–265. [10.1016/j.biortech.2018.12.068](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.12.068)
- Pan, J., Ma, J., Zhai, L., Liu, H. (2019b). Enhanced methane production and syntrophic connection between microorganisms during semi-continuous anaerobic digestion of chicken manure by adding biochar. *J. Clean. Prod.* 240, 118178 <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118178>
- Park, J.H., Kang, H.J., Park, K.H., Park, H.D. (2018). Direct interspecies electron transfer via conductive materials: A perspective for anaerobic digestion applications. *Bioresource Technology* 254, 300–311. [10.1016/j.biortech.2018.01.095](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.01.095)
- Pehlivan, E., Özbay, N., Yargıç, A.S., Sahin, R.Z. (2017). Production and characterization of chars from cherry pulp via pyrolysis. *Journal of Environmental Management*. 203 (3), 1017–1025. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.05.002>
- Peng, Y.; Li, L.; Dong, Q.; Yang, P.; Liu, H.; Ye, W.; Wu, D.; Peng, X. (2023). Evaluation of Digestate-Derived Biochar to Alleviate Ammonia Inhibition during Long-Term Anaerobic Digestion of Food Waste. *Chemosphere*, 311, 137150. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137150>
- Qi, Q., Sun, C., Cristhian, C., Zhang, T., Zhang, J., Tian, H., He, Y., Tong, Y.W. (2021). Enhancement of methanogenic performance by gasification biochar on anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 330, 124993 <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124993>
- Qin, Y., Yin, X., Xu, X., Yan, X., Bi, F., Wu, W. (2020). Specific surface area and electron donating capacity determine biochar's role in methane production during anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 303, 122919. [10.1016/j.biortech.2020.122919](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122919)
- Rabès, A., Seconda, L., Langevin, B., Allès, B., Touvier, M., Hercberg, S., Lairon, D., Baudry, J., Pointereau, P., Kesse-Guyot, E. (2020) Greenhouse gas emissions, energy demand and land use associated with omnivorous, pesco-vegetarian, vegetarian, and vegan diets accounting for

- farming practices. *Sustainable Production and Consumption*, 22, 138–146. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2020.02.010>
- Ren, Y., Yu, M., Wu, C., Wang, Q., Gao, M., Huang, Q., Liu, Y. (2018). A comprehensive review on food waste anaerobic digestion: research updates and tendencies. *Bioresource Technology*, 247, 1069-1076. [10.1016/j.biortech.2017.09.109](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.109)
- Ren, S., Usman, M., Tsang, D.C.W., O-Thong, S., Angelidaki, I., Zhu, X., Zhang, S., Luo, G. (2020). Hydrochar-facilitated anaerobic digestion: Evidence for direct interspecies electron transfer mediated through surface oxygen-containing functional groups. *Environmental Science & Technology*, 54 (9), 5755–5766. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c00112>
- Saha, D., Kienbaum, M.J. (2019). Role of oxygen, nitrogen and sulfur functionalities on the surface of nanoporous carbons in CO₂ adsorption: A critical review. *Microporous and Mesoporous Materials*. 287, 29–55. [10.1016/j.micromeso.2019.05.051](https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2019.05.051)
- Sahota, S., Vijay, V.K., Subbarao, P.M.V., Chandra, R., Ghosh, P., Shah, G., Kapoor, R., Vijay, V., Koutu, V., Thakur, I.S. (2018). Characterization of leaf waste-based biochar for cost effective hydrogen sulphide removal from biogas. *Bioresource Technology*, 250, 635–641. [10.1016/j.biortech.2017.11.093](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.11.093)
- Schneider, J.V., Isaksson, L.H., Mainali, B., Herrero, J.M., Cardozo, E., Malmquist, A., Martin, A. (2022). Energy self-sufficiency and greenhouse gas emission reductions in Latin American dairy farms through massive implementation of biogas-based solutions. *Energ. Convers. Management*, 261, 115670 <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2022.115670>
- Schnürer, A. (2016) Biogas Production: Microbiology and Technology. En: Hatti-Kaul, R.; Mamo, G.; Mattiasson, B. (Eds.) *Anaerobes in Biotechnology. Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology*. Springer Cham, 195-234. https://doi.org/10.1007/10_2016_5
- Shanmugam, S.R., Adhikari, S., Nam, H., Kar Sajib, S. (2018). Effect of bio-char on methane generation from glucose and aqueous phase of algae liquefaction using mixed anaerobic cultures. *Biomass Bioenergy*, 108, 479-486. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.10.034>
- Shao, Q. L., Li, J. C., Yang, S. X. , Sun, H. L. (2019). Effects of different substrates on microbial electrolysis cell (MEC) anodic membrane: biodiversity and hydrogen production performance. *Water. Sci. Technol.* 79 (6), 1123-1133. <https://doi.org/10.2166/wst.2019.107>
- Shen, Y., Linville, J.L., Urgan-Demirtas, M., Schoene, R.P., Snyder, S.W. (2015) Producing pipeline-quality biomethane via anaerobic digestion of sludge amended with corn stover biochar with in-situ CO₂ removal. *Applied Energy*, 158, 300–309. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.08.016>

- Shen, Y., Wang, J., Ge, X., Chen, M. (2016a). By-products recycling for syngas cleanup in biomass pyrolysis – an overview. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 59, 1246–1268. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.01.077>
- Shen, Y., Linville, J.L., Ignacio-de Leon, P.A.A., Schoene, R.P., Urgun-Demirtas, M. (2016b) Towards a sustainable paradigm of waste-to-energy process: enhanced anaerobic digestion of sludge with woody biochar. *J. Clean. Prod.* 135, 1054-1064. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.144>
- Shen, Y.; Forrester, S.; Koval, J.; Urgun-Demirtas, M. (2017) Yearlong Semi-Continuous Operation of Thermophilic Two-Stage Anaerobic Digesters Amended with Biochar for Enhanced Biomethane Production. *Journal of Cleaner Production*, 167, 863–874. [10.1016/j.jclepro.2017.05.135](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.135)
- Shen, X, Xiao, F., Zhao, H., Chen, Y., Fang, C., Xiao, R., Chu, W., Zhao, G. (2020) In situ-formed nanoalloy and carbon defects in cathode for synergic reduction-oxidation of chlorinated pollutants in electro-Fenton process. *Environmental Science Technology*, 54 (7), 4564-4572 <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b05896>
- Shen, Y., Yu, Y., Zhang, Y., Urgun-Demirtas, M., Yuan, H., Zhu, N., Dai, X. (2021a). Role of redox-active biochar with distinctive electrochemical properties to promote methane production in anaerobic digestion of waste activated sludge. *Journal of Cleaner Production*, 278, 123212. [10.1016/j.jclepro.2020.123212](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123212)
- Shen, R., Jing, Y., Feng, J., Zhao, L., Yao, Z., Yu, J., Chen, J., Chen, R. (2021b). Simultaneous carbon dioxide reduction and enhancement of methane production in biogas via anaerobic digestion of cornstalk in continuous stirred-tank reactors: the influences of biochar, environmental parameters, and microorganisms. *Bioresource Technology*, 319, 124146 <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124146>.
- Shi, Y.; Xue, H.; Yao, Y.; Jing, C.; Liu, R.; Niu, Q.; Lu, H. (2023) Overcoming Methanogenesis Barrier to Acid Inhibition and Enhancing PAHs Removal by Granular Biochar during Anaerobic Digestion. *Chemical Engineering Journal*, 477, 147229. [10.1016/j.cej.2023.147229](https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.147229)
- Shi, Y., Liu, M., Li, J., Yao, Y., Tang, J., Niu, Q. (2022). The dosage-effect of biochar on anaerobic digestion under the suppression of oily sludge: performance variation, microbial community succession and potential detoxification mechanisms. *J. Hazard. Mater.* 421, 126819 <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126819>.
- Singh, N., Khandelwal, N., Ganie, Z.A., Tiwar, E.i., Darbha, G.K. (2021). Eco-friendly magnetic biochar: an effective trap for nanoplastics of varying surface functionality and size in the aqueous

Singhal, S., Agarwal, S., Singhal, N. (2023). Review of performance enhancement of anaerobic digestion with the aid of biochar and future perspectives. *Journal of Renewable and Sustainable Energy*, 15 (1), 012702 <https://doi.org/10.1063/5.0116500>

Steiner, C. (2016). Considerations in biochar characterization. En: Guo, M.; He, Z.; Minori, S., (Eds.) *Agricultural and Environmental Applications of Biochar: Advances and Barriers*. Madison, WI, USA: Soil Science Society of America, p. 87–100.

Su, C.; Tao, A.F.; Zhao, L.; Wang, P.; Wang, A.; Huang, X.; Chen, M. (2021). Roles of Modified Biochar in the Performance, Sludge Characteristics, and Microbial Community Features of Anaerobic Reactor for Treatment Food Waste. *Science of the Total Environment*, 770, 144668. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144668>

Sugiarto, Y., Sunyoto, N.M.S., Zhu, M., Jones, I., Zhang, D. (2021). Effect of biochar addition on microbial community and methane production during anaerobic digestion of food wastes: the role of minerals in biochar. *Bioresource Technology*, 323, 124585 <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124585>.

Summers, Z.M., Fogarty, H.E., Leang, C., Franks, A.E., Malvankar, N.S., Lovley, D.R. (2010). Direct exchange of electrons within aggregates of an evolved syntrophic coculture of anaerobic bacteria. *Science* 330 (6009), 1413–1415. <https://doi.org/10.1126/science.1196526>

Sun, D., Hale, L., Crowley, D. (2016). Nutrient supplementation of pinewood biochar for use as a bacterial inoculum carrier. *Biol. Fertil. Soils*, 52, 515–522. <https://doi.org/10.1007/s00374-016-1093-9>

Sun, W., Gu, J., Wang, X., Qian, X., Tuo, X. (2018). Impacts of biochar on the environmental risk of antibiotic resistance genes and mobile genetic elements during anaerobic digestion of cattle farm wastewater. *Bioresource Technology*, 256, 342–349. [10.1016/j.biortech.2018.02.052](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.02.052)

Sun, Z., Feng, L., Li, Y., Han, Y., Zhou, H., Pan, J. (2022). The role of electrochemical properties of biochar to promote methane production in anaerobic digestion. *Journal of Cleaner Production*, 362, 132296. [10.1016/j.jclepro.2022.132296](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132296)

Sunyoto, N.M.S., Zhu, M., Zhang, Z., Zhang, D. (2016). Effect of biochar addition on hydrogen and methane production in two-phase anaerobic digestion of aqueous carbohydrates food waste. *Bioresource Technology*, 219, 29–36. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.089>

Supraja, K. V., Kachroo, H., Viswanathan, G., Verma, V. K., Behera, B., Doddapaneni, T. R. K. C., Kaushal, P., Ahammad, S. Z., Singh, V., Awasthi, M. K., & Jain, R. (2023). Biochar

production and its environmental applications: Recent developments and machine learning insights. *Bioresource Technology*, 387, 129634. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129634>

Tariq, M., Mehmood, A., Abbas, Y., Rukh, S., Shah, F.A., Hassan, A., Gurmani, A.R., Ahmed, Z., Yun, S. (2024) Digestate Quality and Biogas Enhancement with Laterite Mineral and Biochar: Performance and Mechanism in Anaerobic Digestion. *Renewable Energy*, 220, 119703. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2023.119703>

Tayibi, S.; Monlau, F.; Bargaz, A.; Jimenez, R.; Barakat, A. (2021). Synergy of Anaerobic Digestion and Pyrolysis Processes for Sustainable Waste Management: A Critical Review and Future Perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 152, 111603. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111603>

Tripathi, M., Sahu, J.N, Ganesan, P. (2016) Effect of process parameters on production of biochar from biomass waste through pyrolysis: a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 55, 467–481. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.10.122>

Uddin, M.M., Wen, Z., Wright, M.M. (2022). Techno-economic and environmental impact assessment of using corn stover biochar for manure derived renewable natural gas production. *Appl. Energy*, 321, 119376. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2022.119376>

Valentin, M.T.; Luo, G.; Zhang, S.; Białowiec, A. (2023) Direct Interspecies Electron Transfer Mechanisms of a Biochar-Amended Anaerobic Digestion: A Review. *Biotechnology for Biofuels and Bioproducts*, 16, 146. <https://doi.org/10.1186/s13068-023-02391-3>

Viaene, J.; Peiren, N.; Vandamme, D.; Lataf, A.; Cuypers, A.; Debeer, L.; Vandecasteele, B. (2024) Application of Biochar to Anaerobic Digestion versus Digestate: Effects on N Emissions and C Stability. *Science of the Total Environment*, 915, 170124 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170124>

Videgain, M. (2021). *Producción y caracterización de biochar: Evaluación de sus efectos sobre el sistema suelo-plantamicroorganismos*. Tesis doctoral. Universidad de Zaragoza. <https://zaguan.unizar.es/record/110894/files/TESIS-2022-063.pdf> (Fecha de acceso: 26 agosto 2026)

Villada, E.; Velasquez, M.; Gómez, A.M.; Correa, J.D.; Saldarriaga, J.F.; López, J.E.; Tamayo, A. (2024) Combining Anaerobic Digestion Slurry and Different Biochars to Develop a Biochar-Based Slow-Release NPK Fertilizer. *Science of the Total Environment*, 927, 171982. [10.1016/j.scitotenv.2024.171982](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171982)

- Wan, Z., Sun, Y., Tsang, D.C.W., Khan, E., Yip, A.C.K., Ng, Y.H., Rinklebe, J., Ok, Y.S. (2020). Customised fabrication of nitrogen-doped biochar for environmental and energy applications. *Chemical Engineering Journal*, 40, 126136. [10.1016/j.cej.2020.126136](https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126136)
- Wang, Q., Peng, L., Su, H. (2013) The effect of a buffer function on the semi-continuous anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 139, 43–49. [10.1016/j.biortech.2013.04.006](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.04.006)
- Wang, P., Wang, H., Qiu, Y., Ren, L., & Jiang, B. (2018a). Microbial characteristics in anaerobic digestion process of food waste for methane production—A review. *Bioresource Technology*, 248, 29–36. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.152>
- Wang, C., Liu, Y., Gao, X., Chen, H., Xu, X., Zhu, L. (2018b). Role of biochar in the granulation of anaerobic sludge and improvement of electron transfer characteristics. *Bioresource Technology* 268, 28-35. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.07.116>.
- Wang, G., Li, Q., Gao, X., Wang, X. (2018c). Synergetic promotion of syntrophic methane production from anaerobic digestion of complex organic wastes by biochar: performance and associated mechanisms. *Bioresource Technology*, 250, 812–820. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.12.004>.
- Wang, H., Larson, R.A., Runge, T. (2019). Impacts to hydrogen sulfide concentrations in biogas when poplar wood chips, steam treated wood chips, and biochar are added to manure-based anaerobic digestion systems. *Bioresource Technology*, 7, 100232 <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.100232>
- Wang, J., Hao, X., Liu, Z., Guo, Z., Bai, L. (2020) Biochar improves heavy metal passivation during wet anaerobic digestion of pig manure. *Environ. Sci.* 28, 635–644. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10474-z>.
- Wang, M., Zhao, Z., Zhang, Y. (2021a). Magnetite-contained biochar derived from fenton sludge modulated electrontransfer of microorganisms in anaerobic digestion. *J. Hazard. Mater.* 403, 123972. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123972>
- Wang, Y., Wei, W., Huang, Q., Ni, B.J. (2021b). Methane production from algae in anaerobic digestion: role of corncob ash supplementation. *J. Clean. Prod.*, 327, 129485 <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129485>.
- Wang,P.; Yu, M.; Lin, P.; Zheng, Y.; Ren, L. (2023a). Effects of Biochar Supported Nano Zero-Valent Iron with Different Carbon/Iron Ratios on Two-Phase Anaerobic Digestion of Food Waste. *Bioresour. Technol.* 2023, 382, 129158. [10.1016/j.biortech.2023.129158](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129158)
- Wang,Y.; Li, R.; Su, C.; Liu, X.; Lu, M.; Liu, S.; Liang, B.; Wang, Z. (2023b). Effects of Upward Flow Rate and Modified Biochar Location on the Performance and Microecology of an Anaerobic

Reactor Treating Kitchen Waste. *Environmental Science and Pollution Research*, 30, 80530–80544. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-28090-y>

Wang, W.; Li, Z.; Du, Z.; Han, R. (2024a). Optimization of the Anaerobic Digestion Process and the Metabolic Pathway of Methanogenesis of Jerusalem Artichoke Straw with the Mixed Addition of Iron Filings and Biochar. *Industrial Crops and Products*, 220, 119424. [10.1016/j.indcrop.2024.119424](https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2024.119424)

Wang, Q.; Wang, Y.; Liang, Z.; Ding, F.; Liang, B.; Wen, S.; Lu, Y.; Su, C. (2025) Insights into the Roles and Mechanisms of Coconut Shell Biochar and Coke in Anaerobic Digestion of River Snail Rice Noodle Wastewater. *Journal of Environmental Management*, 373, 123513. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.123513>

Watanabe, R., C. Tada, Y. Baba, Y. Fukuda, Y. Nakai, (2013). Enhancing methane production during the anaerobic digestion of crude glycerol using Japanese cedar charcoal. *Bioresource Technology*, 150, 387–392. [10.1016/j.biortech.2013.10.030](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.030)

Windeatt, J.H., Ross, A.B., Williams, P.T., Forster, P.M., Nahil, M.A., Singh, S. (2014). Characteristics of biochars from crop residues: Potential for carbon sequestration and soil amendment. *Journal of Environmental Management*, 146, 189–197. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.08.003>

Wei, W., Guo, W., Ngo, H.H., Mannina, G., Wang, D., Chen, X., Liu, Y., Peng, L., Ni, B.J. (2020). Enhanced high-quality biomethane production from anaerobic digestion of primary sludge by corn stover biochar. *Bioresource Technology*, 306, 123159 <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123159>

Woolf, D., Amonette, J.E., Street-Perrot, F., Lehmann, J., Joseph, S. (2010). Sustainable biochar to mitigate global climate change. *Nature Communications*, 56. <https://doi.org/10.1038/ncomms1053>

Wu, Q., Zhang, Y., Cui, M., Liu, He, Liu, Hongbo, Zheng, Z., Zheng, W., Zhang, C., Wen, D., (2019). Pyrolyzing pharmaceutical sludge to biochar as an efficient adsorbent for deep removal of fluoroquinolone antibiotics from pharmaceutical wastewater: performance and mechanism. *J. Hazard. Mater.*, 426, 127798 <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127798>

Wu, M.; Huang, J.; Xiang, Y.; Jia, M.; Xiong, W.; Yang, Z.; Peng, H.; Ye, Y. (2023) Fe/Mn Modified Biochar as Electrode Particles in Electrochemical System for Efficient Anaerobic Sludge Digestion. *Chem. Eng. J.*, 472, 144754. [10.1016/j.cej.2023.144754](https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.144754)

- Xu, X., Cao, X., Zhao, L., Sun, T. (2014). Comparison of sewage sludge- and pig manure- derived biochars for hydrogen sulfide removal. *Chemosphere* ,111, 296–303. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.04.014>
- Xu, F., Li, Yangyang, Ge, X., Yang, L., Li, Y. (2018). Anaerobic digestion of food waste e challenges and opportunities. *Bioresource Technology*, 247, 1047-1058. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.020>
- Xu, R.Z., Cao, J.S., Ye, T., Wang, S.N., Luo, J.Y., Ni, B.J., Fang, F. (2022). Automated machine learning-based prediction of microplastics induced impacts on methane production in anaerobic digestion. *Water Res.* 223, 118975 <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118975>.
- Xu, W.; Wu, L.; Geng, M.; Zhou, J.; Bai, S.; Nguyen, D.V.; Ma, R.; Wu, D.; Qian, J. (2025) Biochar@MIL-88A(Fe) Accelerates Direct Interspecies Electron Transfer and Hydrogen Transfer in Waste Activated Sludge Anaerobic Digestion: Exploring Electron Transfer and Biomolecular Mechanisms. *Environmental Research.*, 268, 120810. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.120810>
- Yan, Y., Yan, M., Ravenni, G., Angelidaki, I., Fu, D., Fotidis, I.A. (2022). Biochar enhanced bioaugmentation provides long-term tolerance under increasing ammonia toxicity in continuous biogas reactors. *Renewa. Energy*. 195, 590–597. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2022.06.071>
- Yang, G., Wang, J. (2019) Synergistic enhancement of biohydrogen production from grass fermentation using biochar combined with zero-valent iron nanoparticles, *Fuel*, 251, 420–427. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.04.059>
- Yang, S., Wen, Q., Chen, Z. (2021). Effect of KH₂PO₄-modified biochar on immobilization of Cr, Cu, Pb, Zn and as during anaerobic digestion of swine manure. *Bioresource Technology*, 339, 125570. [10.1016/j.biortech.2021.125570](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125570)
- Yin, Y.N., Wang, J.L. (2019). Mechanisms of enhanced biohydrogen production from macroalgae by ferrous ion: Insights into correlations of microbes and metabolites. *Bioresource Technology*, 291, 121808. [10.1016/j.biortech.2019.121808](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121808)
- Yin, Q., Gu, M., Wu, G. (2020). Inhibition mitigation of methanogenesis processes by conductive materials: a critical review. *Bioresource Technology*, 317, 123977 <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123977>
- Yin, Y., Yang, C., Li, M., Zheng, Y., Ge, C., Gu, J., Li, H., Duan, M., Wang, X., Chen, R. (2021). Research progress and prospects for using biochar to mitigate greenhouse gas emissions during composting: a review. *Science of the Total Environment*, 798, 149294. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149294>

- Yu, M., Shao, H.L., Wang, P., Ren, L.H. (2024). Metagenomic analysis reveals the mechanisms of biochar supported nano zero-valent iron in two-phase anaerobic digestion of food waste: microbial community, CAZmey, functional genes and antibiotic resistance genes. *Journal of Environmental Management*, 366, 121763. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121763>
- Zbair, M., Limousy, L., Drane, M., Richard, C., Juge, M., Aemig, Q., Trably, E., Escudié, R., Peyrelasse, C., Bennici, S. (2024). Integration of digestate-derived biochar into the anaerobic digestion process through circular economic and environmental approaches—A review. *Materials* 17 (14), 3527. <https://doi.org/10.3390/ma17143527>
- Zeng, H., Zeng, H., Zhang, H., Shahab, A., Zhang, K., Lu, Y., Nabi, I., Naseem, F., Ullah, H. (2021). Efficient adsorption of Cr (VI) from aqueous environments by phosphoric acid activated eucalyptus biochar. *Journal of Cleaner Production*, 286, 124964. [10.1016/j.jclepro.2020.124964](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124964)
- Zeynali, R.; Asadi, M.; Ankley, P.; Esser, M.; Brinkmann, M.; Soltan, J.; McPhedran, K. (2024). Sustainable Enhancement of Biogas Production from a Cold-Region Municipal Wastewater Anaerobic Digestion Process Using Optimized Sludge-Derived and Commercial Biochar Additives. *Journal of Cleaner Production*, 478, 143948. [10.1016/j.jclepro.2024.143948](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.143948)
- Zhang, B., von Keitz, M., Valentas, K. (2009). Thermochemical liquefaction of high diversity grassland perennials. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 84, 18-24. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2008.09.005>
- Zhang, D., Li, W., Hou, C., Shen, J., Jiang, X., Sun, X., Li, J., Han, W., Wang, L., Liu, X. (2017). Aerobic granulation accelerated by biochar for the treatment of refractory wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 314, 88-97. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.12.128>
- Zhang, J., Huang, D., Shao, J., Zhang, X., Yang, H., Zhang, S., Chen, H. (2022) Activation-free synthesis of nitrogen-doped biochar for enhanced adsorption of CO₂. *Journal of Cleaner Production*, 355, 131642. [10.1016/j.jclepro.2022.131642](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131642)
- Zhang, L., Li, F., Kuroki, A., Loh, K.C., Wang, C.H., Dai, Y., Tong, Y.W. (2020). Methane yield enhancement of mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of algal biomass and food waste using algal biochar: semi-continuous operation and microbial community analysis. *Bioresource Technology*, 302, 122892 <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122892>
- Zhang, M.; Wang, Y. (2020). Effects of Fe-Mn-Modified Biochar Addition on Anaerobic Digestion of Sewage Sludge: Biomethane Production, Heavy Metal Speciation and Performance Stability. *Bioresource Technology*, 313, 123695. [10.1016/j.biortech.2020.123695](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123695)
- Zhang, Z.; Li, C.; Wang, G.; Yang, X.; Zhang, Y.; Wang, R.; Angelidaki, I.; Miao, H. (2023) Mechanistic Insights into Fe₃O₄-Modified Biochar Relieving Inhibition from Erythromycin on

Anaerobic Digestion. *Journal of Environmental Management*, 344, 118459. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118459>

Zhao, W.; Yang, H.; He, S.; Zhao, Q.; Wei, L. (2021). A review of biochar in anaerobic digestion to improve biogas production: Performances, mechanisms and economic assessments. *Bioresource Technology*, 341, 125797 <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125797>

Zhao, J.; Guan, D.; Zhong, Z.; Abdullah Al-Dhabi, N.; Li, B.; Sun, Y.; Zhang, D.; Tang, W.; Wang, D. (2024a). Cobalt-Modified Digestate Derived Biochar Enhances Kitchen Waste Anaerobic Dry Digestion: Performance, Microbial Mechanisms, and Metabolic Pathways. *Chemical Engineering Journal*, 499, 155951. [10.1016/j.cej.2024.155951](https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.155951)

Zhao, W.; Hu, T.; Ma, H.; Li, D.; Zhao, Q.; Jiang, J.; Wei, L. (2024b) A Review of Microbial Responses to Biochar Addition in Anaerobic Digestion System: Community, Cellular and Genetic Level Findings. *Bioresource Technology*, 391, 129929. [10.1016/j.biortech.2023.129929](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129929)

Zheng, X., Wu, K., Sun, P., Zhouyang, S., Wang, Y., Wang, H., Zheng, Y., Li, Q. (2021). Effects of substrate types on the transformation of heavy metal speciation and bioavailability in an anaerobic digestion system. *Journal of Environmental Sciences*, 101, 361–372. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.08.032>.

Zhong, Y.; He, J.; Zhang, P.; Zou, X.; Pan, X.; Zhang, J. (2023a). Novel Nitrogen-Doped Biochar Supported Magnetite Promotes Anaerobic Digestion: Material Characterization and Metagenomic Analysis. *Bioresource Technology*, 369, 128492. [10.1016/j.biortech.2022.128492](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.128492)

Zhong, Y.; He, J.; Duan, S.; Cai, Q.; Pan, X.; Zou, X.; Zhang, P.; Zhang, J. (2023b). Revealing the Mechanism of Novel Nitrogen-Doped Biochar Supported Magnetite (NBM) Enhancing Anaerobic Digestion of Waste-Activated Sludge by Sludge Characteristics. *Journal of Environmental Management*, 340, 117982. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117982>

Zhuang, H., Zhu, H., Shan, S., Zhang, L., Fang, C., Shi, Y. (2018). Potential enhancement of direct interspecies electron transfer for anaerobic degradation of coal gasification wastewater using up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) with nitrogen doped sewage sludge carbon assisted. *Bioresource Technology*, 270, 230–235. [10.1016/j.biortech.2018.09.012](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.012)

Zhuo, M.; Quan, X.; Yin, R.; Lv, K. (2024). Enhancing Methane Production and Interspecies Electron Transfer of Anaerobic Granular Sludge by the Immobilization of Magnetic Biochar. *Chemosphere*, 352, 141332. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141332>

Zorzona, R., Moreno-Barriga, F., Acosta, J.A., Muñoz, M.A, Faz, A. (2016). Stability, nutrient availability and hydrophobicity of biochars derived from manure, crop residues, and municipal

solid waste for their use as soil amendments. *Chemosphere*, 144, 120-130
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.08.046>

Legislación

España. Ley 42/1975, de 19 de noviembre de 1975, sobre desechos y residuos sólidos urbanos (BOE núm. 280, de 21 de noviembre de 1975, pp. 24360 a 24364).

España. Ley 22/2011, de 28 de julio de 2011, de residuos y suelos contaminados (BOE núm. 181, de 29 de julio de 2011, pp. 85650 a 85705).

España. Ley 7/2021, de 20 de mayo, de cambio climático y transición energética (BOE núm. 121, de 21 de mayo de 2021, p. 62009 a 62052)

España. Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular (BOE núm. 85, de 9 de abril de 2022)

España. Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes (BOE núm. 164, de 10 de julio de 2013).

España. Decreto-ley 16/2019, de 26 de noviembre, de medidas urgentes para la emergencia climática y el impulso a las energías renovables (BOE núm. 12, de 14 de enero de 2020, p. 3237 a 3259).

Parlamento Europeo (2024). *Pacto Verde Europeo: clave para una UE climáticamente neutra y sostenible*. Disponible en:
https://www.europarl.europa.eu/pdfs/news/expert/2020/6/story/20200618STO81513/20200618STO81513_es.pdf (Fecha de acceso: 22 de marzo de 2026)

Reglamento (UE) 2019/1009 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 5 de junio de 2019, por el que se establecen disposiciones relativas a la comercialización de los productos fertilizantes UE y se modifican los Reglamentos (CE) nº 1069/2009 y (CE) nº 1107/2009 y se deroga el Reglamento (CE) nº 2003/2003. (DOUE núm. 170, de 25 de junio de 2019, pp 1 a 114)

Resolución de 14 de enero de 2025, de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental, por la que se formula declaración ambiental estratégica del «Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos 2024-2035» (BOE núm. 19, de 22 de enero de 2025, pp. 9406-9439)

Unión Europea. Directiva 75/442/CEE del Consejo, de 15 de julio de 1975, relativa a los residuos (Ed. Especial en español, capítulo 15, vol. 1, pp. 129 a 131).

Unión Europea. Directiva 91/156/CEE del Consejo, de 18 de marzo de 1991, por la que se modifica la Directiva 75/442/CEE relativa a los residuos (DOCE núm. 78, de 26 de marzo de 1991, pp. 32 a 37).

Unión Europea. Directiva 2006/12/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 5 de abril de 2006, relativa a los residuos (DOUE núm. 114, de 27 de abril de 2006, pp. 9 a 21)

Unión Europea. Directiva 2008/98/CE, 2008. Directiva Marco de Residuos del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, sobre residuos y por la que se derogan determinadas Directivas. (DOUE, L312, p. 3 a 30)

Unión Europea. Directiva 2018/851 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, por la que se modifica la Directiva 2008/98/CE sobre los residuos (DOUE, L 150, de 14 de junio de 2018, pp. 109 a 140).