

Revisión

**Principios y aplicaciones de la digestión anaerobia en el tratamiento de
desechos provenientes de cocinas**

**[Principles and applications of anaerobic digestion in the treatment of
kitchen derived wastes]**

Jordan Enrique González Ortíz*

Grupo de Biotecnología Ambiental, Instituto de Ecología A. C. (INECOL).
Carretera antigua a Coatepec #351, Col. El Haya, CP. 91073, Xalapa, Veracruz, México.
(*Autor de correspondencia: jordanglzotz@gmail.com)

Resumen

El uso de la digestión anaerobia para el tratamiento de residuos es un tema de interés para la comunidad científica en la actualidad, debido a la necesidad de migrar hacia procesos sostenibles para la obtención de energía. Los desechos provenientes de cocinas pueden ser una fuente de materia prima para la producción de biogás a partir de residuos. Sin embargo, su aplicación no ha logrado difundirse suficiente debido a los diversos problemas encontrados para su escalamiento y viabilidad económica. En la presente revisión, se discute el *estado del arte* actual para la gasificación y aprovechamiento de desechos de cocina, así como las técnicas utilizadas en publicaciones recientes, para mostrar el potencial de esta tecnología y las perspectivas que se contemplan para futuras exploraciones.

Palabras clave: *digestión anaerobia, digester, desechos alimenticios, cocinas, biogas.*

Abstract

The use of anaerobic digestion for waste treatment is currently a topic of interest for the scientific community, due to the need to migrate towards sustainable processes to obtain energy. Wastes from kitchens could be a source of raw material to produce biogas. However, the application of these processes has not been widely done due to the limitations for scaling up and economic viability. In this review, the current *state of the art* for the gasification of kitchen waste is discussed, as well as the techniques reported in recent publications showing the potential of this technology and the perspectives that are considered for future applications.

Keywords: *anaerobic digestion, digester, food waste, kitchens, biogas.*

Article Info: Received – 6 July 2022 // Received in revised form – 1 August 2022 //
Accepted – 4 August 2022 // Published – 13 August 2022

1. Introducción a la digestión anaerobia

La digestión anaerobia (DA) es un proceso complejo que involucra un conjunto diverso de bacterias y *archaeas* generadoras de metano y dióxido de carbono (Ren *et al.*, 2018). Este proceso se divide en cuatro etapas, comenzando por la hidrólisis, donde las macromoléculas contenidas en la materia orgánica son descompuestas en monómeros fáciles de digerir. Posteriormente ocurre la acidogénesis, etapa en la cual los monómeros son transformados en ácidos grasos de cadena corta. La tercera etapa es la acetogénesis, donde se forman hidrógeno y ácido acético, que en la metanogénesis (la etapa final) son transformados en metano por acción de las *archaeas* (Vargas-Estrada *et al.*, 2022).

El principal producto de interés obtenido por esta técnica es el metano (que usualmente está presente en el rango del 50-75% de la corriente gaseosa), que se utiliza como combustible y, según señalan Iqbal *et al.*, (2014), representa una alternativa para la obtención de energía de forma sustentable frente a la creciente crisis de los energéticos que la humanidad atraviesa en la actualidad, por lo que la DA presenta una oportunidad para dotar de energía a los sectores industriales y a la población en general, especialmente aquella que no cuenta con un acceso a fuentes de energía convencionales. Otros gases presentes son el CO_2 , N_2 , H_2 , H_2S y O_2 , aunque la composición típica del producto obtenido varía en gran medida con respecto a la presencia de estos elementos en el residuo que se está tratando (Anukam *et al.*, 2019).

Generalmente, el proceso de DA requiere un tiempo de retención de alrededor de 10-30 días (Vats *et al.*, 2020) para sustratos en los que la etapa de hidrólisis es limitante pues, según Mohan *et al.*, (2008), involucra una gran cantidad de reacciones secuenciadas, paralelas e interdependientes, lo que hace que su descripción sea compleja y de interés en la actualidad, pues se busca identificar los métodos que pueden propiciar interacciones sintróficas entre los organismos responsables de las reacciones comprendidas (Anukam *et al.*, 2019), mismos que juegan un papel clave para la DA. Se sabe que algunos de los organismos más importantes para este proceso pertenecen a los géneros *Lactobacillus*, *Methanosaeta*, *Methanosarcina* y *Bifidobacterium*. No obstante, se han identificado 1600 géneros de microorganismos similares en estudios de secuenciación masiva de las comunidades bacterianas contenidas en digestores anaerobios (Ji *et al.*, 2017; Jiang *et al.*, 2021)

Ciertamente, la DA no es una técnica innovadora, pues se ha utilizado históricamente para el tratamiento de residuos orgánicos de forma amplia, y los fenómenos que permiten su aprovechamiento fueron descritos desde hace varias décadas (Anukam *et al.*, 2019). La DA posee ventajas considerables frente a las alternativas de descarte de residuos, el tratamiento aerobio o el compostaje de los mismos, como lo son, según lo muestran Iqbal *et al.*, (2014), Ji *et al.*, (2017) y Anukam *et al.*, (2019): un bajo consumo energético, inversión económica reducida, baja producción de lodos, alta capacidad de recuperación energética y no requieren un mantenimiento costoso o

complejo. Los sistemas de DA no poseen efectos negativos sobre la salud humana o del ambiente cuando son manejados de forma correcta, y se tiene documentado que permiten reemplazar el consumo de combustibles fósiles en los sitios donde son instalados. La digestión anaerobia es una tecnología neutra en emisiones de dióxido de carbono cuando se utilizan residuos y aguas de desecho como sustrato, pues se produce energía a partir del biogás, que a su vez genera dióxido de carbono mediante su aprovechamiento energético, que al ser liberado directamente hacia la atmósfera se reintegra al ciclo del carbono de forma balanceada, ayudando a mitigar emisiones causantes del efecto invernadero (Chynoweth *et al.*, 2001).

La DA es considerada el método ideal de procesamiento de residuos alimentarios, pues estos son fácilmente biodegradables y contienen humedad, lo que permite el crecimiento de colonias de microorganismos descomponedores (Ji *et al.*, 2017). La DA es un proceso versátil y puede llevarse a cabo en reactores con configuraciones de tipo lote, semi lote y de funcionamiento continuo, con una sola fase o dos. Mohan *et al.*, (2008) mencionan que alrededor de 90% de las plantas para la digestión anaerobia de

efluentes de procedencia doméstica, que contiene a los desechos alimenticios, son sistemas de una sola etapa. Los desechos de procedencia doméstica que son tratados en estas plantas son mayoritariamente orgánicos (restos de comida, aceite usado y una menor proporción de residuos cárnicos, plásticos o papel, Fig. 1) y son generados en cantidades considerables: Ji *et al.*, (2017) mencionan que, en la zona de la central de abastos de la Ciudad de México, se generan 895 toneladas por día de desperdicios únicamente de frutas y vegetales (grupo que corresponde al más representativo de los desechos alimenticios), y en otras regiones del mundo, como en India, estas llegan a ser de 15,000 *ton/día*. En China, se dan alrededor de 1.3 millones de toneladas de desperdicio proveniente solo del procesamiento de alimentos, y menos del 20% de esta cantidad es tratada en plantas de digestión anaerobia. Estos desperdicios son uno de los componentes más importantes de los desechos municipales, e incluyen residuos de manejo de alimentos en hogares, restaurantes y de otros establecimientos destinados a las actividades humanas que poseen cocinas (Ren *et al.*, 2018).



Figura 1. Ejemplo de residuos alimenticios generados en una cocina.

2. Consideraciones de la DA en el tratamiento de residuos de cocina

La DA de desechos domésticos se ha utilizado desde la década de 1950 (Vargas-Estrada *et al.*, 2022). Pese a esto, la información sobre desechos provenientes de cocinas es limitada (Mohan *et al.*, 2008). Atendiendo a las necesidades de migrar a un sistema de economía circular, los digestatos obtenidos de la DA de efluentes de cocina poseen un gran potencial para ser transformados en biocombustibles, nutrientes y en materia prima para la obtención de productos de valor en el mercado, pues están disponibles en cantidades industriales y permiten la recuperación de nutrientes por parte de los microorganismos, ya que muchos macronutrientes (como *C*, *N*, *P* y *S*) y micronutrientes están presentes en estos.

No obstante, Ji *et al.*, (2017) señalan que menos del 20% de los desechos de este tipo son procesados en plantas de digestión anaerobia, pues a pesar de las ventajas antes mencionadas, el uso directo del digestato no es recomendado, pues puede incluir patógenos, metales pesados o elevadas concentraciones de nitrógeno causante de eutrofización, por lo que los digestatos deben ser frecuentemente tratados por métodos mecánicos, físicos, químicos y biológicos de forma anterior a su uso como biofertilizante para recuperar nutrientes (Barampouti *et al.*, 2020). La baja relación C/N, debido a la gran cantidad de nitrógeno disponible, puede causar problemas de acumulación de amonio en el sistema, propiciando el incremento del pH y el deterioro del desempeño del digestor (Ren *et al.*, 2018).

De igual forma, los orígenes de los digestatos tienen que ser considerados para poder establecer los usos que se le dará a la biomasa o los derivados obtenidos de esta (Bauer *et al.*, 2021). Reducir la humedad del digestato es importante para poder disminuir su volumen y facilitar su transporte. En el caso específico de los efluentes de cocina, los sólidos recuperados pueden ser usados como abono y la fase líquida como medio de crecimiento para microorganismos como microalgas o cianobacterias (Bauer *et al.*, 2021). Con relación a lo anterior, se sabe que el cultivo de microalgas utilizando digestatos procedentes de actividades de DA, contribuyen a economizar la sustentabilidad de los procesos de cultivo al aportar N y P, brindando una alternativa económica (especialmente para la producción de productos de valor añadido extraídos de microalgas) a los medios de procedencia sintética, que son enriquecidos con nutrientes y limitan su aplicación (Bauer *et al.*, 2021).

En cuanto al control del proceso de DA de residuos de cocina, algunos autores mencionan que el factor clave es el control del pH. Varias soluciones han sido propuestas, como la implementación de sistemas de dos etapas (Fig. 2), donde se generan condiciones que permitan realizar los pasos de la acidificación y metanogénesis en sistemas diferentes a través del diseño del reactor. El valor del pH debe mantenerse sobre 6.6, idealmente entre 7-7.5, para sostener el crecimiento de las bacterias acidificantes y las *archaeas* metanogénicas durante la digestión anaerobia (Ji *et al.*, 2017).

Otro factor importante para la operación de estos procesos es el control de la concentración de ácidos grasos dentro del

cultivo, pues su acumulación es indicador de una sobrecarga de material orgánico en el sistema, lo que causa que las bacterias presentes en el crecimiento no sean las suficientes para poder degradar los materiales en metano. Generalmente, este

paso es limitante en la digestión de desechos alimenticios procedentes de frutas y verduras mientras que, para materiales más difíciles de digerir, la etapa de hidrolisis es más restrictiva (Ren *et al.*, 2018).

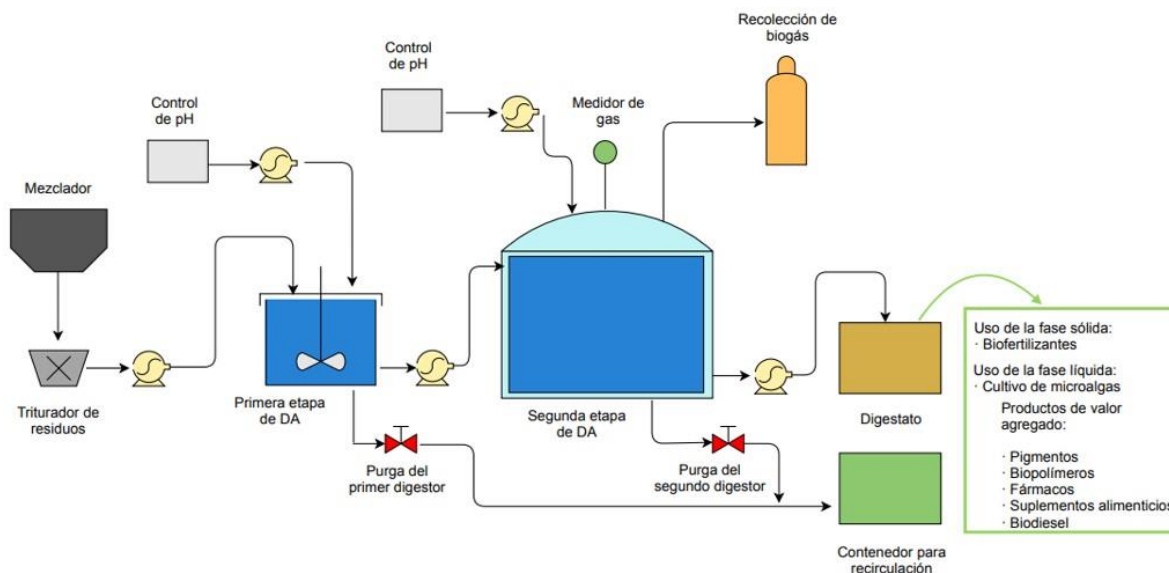


Figura 2. Representación de un sistema de DA de dos etapas.

Otra alternativa para el control de la digestión anaerobia de desechos de cocina es la codigestión (proceso en el cual se aprovechan dos o más tipos de residuos al mismo tiempo), que puede ayudar a permitir el ajuste de la relación entre el carbono y el nitrógeno de la mezcla, así como la humedad, que permitirá la producción selectiva del gas al evitar la acumulación de productos intermedios, como ácidos grasos volátiles y compuestos nitrogenados (Ren *et al.*, 2018), y con ello estabilizar el pH y el proceso. La codigestión requiere el uso de sustratos compatibles entre sí (principalmente, para equilibrar la relación C/N), así como el uso de proporciones específicas que permitan el aprovechamiento de los

recursos (Vats *et al.*, 2020) y es sujeto de las investigaciones dedicadas a la DA de desechos provenientes de cocinas a lo largo de los últimos años, junto con el efecto de pretratamientos en el rendimiento del proceso.

3. Aplicaciones de la DA en el tratamiento de residuos de cocina

Ejemplos de la aplicación de esta tecnología, y de las consideraciones antes mencionadas, se encuentran en la literatura: Ma *et al.*, (2011) investigaron los efectos de cinco pretratamientos diferentes en el proceso de DA de residuos de cocina en sistemas de tipo lote. Los

tratamientos utilizados fueron tratamiento termo-ácido, de presurización y despresurización, congelamiento y descongelamiento, tratamiento térmico y tratamiento ácido. Señalaron que el método de presurización-despresurización brindó la mayor producción de biogás, pero que el tratamiento que ofreció mayor rentabilidad fue el de congelamiento-descongelamiento, debido al alto costo monetario derivado de la operación de los sistemas de alta presión. Por su parte, Yang *et al.*, (2013) usaron un digestor anaerobio de dos etapas para procesar una mezcla de desechos de frutas y verduras y desechos de cocina; encontraron que los mejores resultados se dieron en una proporción de 1:1. Señalaron que el alto contenido de sales y grasas en el digestato puede inhibir el crecimiento de los microorganismos, pero que la codigestión con otros sustratos podría ayudar a aliviar el problema. Pese a estos hallazgos, es importante mencionar que los autores de esta investigación recomiendan el uso de sistemas de una sola fase, pues señalan que los beneficios obtenidos en el rendimiento deben ser comparados con los costos de operación y de construcción del reactor, por lo que (al menos en este caso específico), no presentan una ventaja económicamente rentable frente a un sistema convencional.

Posteriormente, Zhang y He (2014) implementaron un sistema de dos etapas para la digestión anaerobia de residuos de cocina, con una configuración semi-continua. Se encontró que el sistema tuvo una conversión del 83%, así como un rendimiento de 338.7 mL de biogás por cada gramo de oxígeno demandado durante la etapa de hidrólisis-acetogénesis. Los residuos sólidos tuvieron una

conversión del 63% para una carga orgánica de 10.7 g/L día; además, la eficiencia del sistema disminuyó conforme la carga orgánica inicial se incrementó. Retomando la investigación de las etapas de pretratamiento sobre el rendimiento del sistema, Zhou *et al.*, (2013) usaron un método de pirohidrólisis para acelerar la descomposición de una mezcla de desechos de frutas y vegetales, lodos municipales y efluentes provenientes de una cocina. Hallaron que el pretratamiento permitió un rendimiento 115% mayor al que se dio en el sistema sin tratar. Encontraron que la producción de gas no aumentó, pero el tiempo de digestión se redujo a la mitad, el proceso fue más estable y se redujo la producción de ácidos grasos volátiles que pudieran modificar el pH de la mezcla (Ji *et al.*, 2017). Por su parte, Tasnim *et al.*, (2017) midieron la capacidad del uso de una mezcla 1:1 de desechos de cocina y de lirio acuático (perteneciente al género *Eichhornia*), y de desechos de cocina y estiércol de vaca, en condiciones mesofílicas (37 °C) y añadiendo NaOH equivalente al 1.5% de la masa húmeda para obtener el pH inicial deseado. Se encontró que el estiércol de vaca fue el sustrato más afín al tratamiento de las aguas provenientes de la cocina, pues se obtuvo un rendimiento de 335 mL por cada lote tratado (con concentración de 100 g/L de carga orgánica), del cual 60% era metano.

Las investigaciones que involucran la codigestión de residuos son numerosas, e incluyen las siguientes aportaciones: Shen *et al.*, (2013) combinaron los efluentes procedentes de una cocina y desechos vegetales a razón de 5:8 en un sistema de dos etapas, logrando un rendimiento de 0.351-0.455 L/g SV día (SV

representando el contenido de sólidos volátiles), comparando el rendimiento brindado por un sistema de una sola fase frente a uno de dos, y observaron los efectos de la codigestión. Encontraron que el sistema de dos etapas fue más estable, y que con una carga orgánica alta (de 2 g SV/L día) se generaba el mayor rendimiento de metano, que representó un incremento del 7-15.8% frente al logrado en el sistema de una sola fase. Encontraron que la acumulación de ácidos grasos volátiles causó inestabilidad en el sistema, lo cual es consistente con lo reportado por Ren *et al.*, (2018), quienes señalaron que los problemas de tratamiento y deficiencias en el control de la concentración de ácidos grasos resultan en la inhibición del proceso, lo cual representa uno de los problemas más grandes y comunes para la implementación de estos procedimientos hacia la escala industrial.

Análogamente, Wang *et al.*, (2014) midieron el rendimiento de metano para la codigestión de una mezcla a razón de 5:8 de desechos de frutas y vegetales junto con desperdicios de cocina en un reactor de tipo lote de una y de dos etapas, produciendo un rendimiento máximo para el metano de 0.725 L/ g SV. La operación del sistema presentó una mayor capacidad de tratamiento con respecto a las pruebas de un solo efecto. La información encontrada en el estudio permitió la construcción de una planta piloto, que presentó un rendimiento parecido al de las pruebas de laboratorio. Los autores agregan que, con las condiciones de operación utilizadas, se podrían generar ganancias netas de 10.173 \$/ton de material tratado. Bajo este mismo enfoque, Iqbal *et al.*, (2014) investigaron

la codigestión anaerobia de desechos de cocina y estiércol de vaca, operando tres digestores de tipo lote. Llevaron a cabo un experimento para medir el efecto de la alcalinidad en el procedimiento, añadiendo un porcentaje de NaOH como pretratamiento al sustrato. Reportaron que los parámetros óptimos encontrados fueron una temperatura de 37 °C y una concentración de 200 g/L de desechos de bovino y un porcentaje de NaOH correspondiente al 1.5% en masa húmeda del desperdicio tratado, donde la producción de biogás fue más del doble que la obtenida en el sistema sin tratamiento. Lograron construir un digestor portátil que tuvo un desempeño equivalente al funcionar con los parámetros óptimos. Posteriormente, Zhai *et al.*, (2015) mostraron en su investigación los efectos del pH inicial al tratar, por medio de digestión anaerobia, una mezcla de desechos provenientes de una cocina y estiércol de vaca. Encontraron que para valores de pH inicial de 6 o menor, el proceso se inhibe por completo. Igualmente apuntaron a que el valor óptimo del pH inicial para estas operaciones fue de 7.5, pues brindó el mayor rendimiento de biogás encontrado (8,579 mL) por cada litro de mezcla tratada. Por su parte, Han *et al.*, (2016) investigaron el proceso de codigestión anaerobia de una mezcla de los lodos provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales y de desperdicios provenientes de una cocina. Después de 66 días de tiempo de retención, encontraron que la eficiencia mayor se dió con una proporción de 1:4, siendo el componente mayoritario los residuos de cocina, pues lograron la degradación del 37.8% de la materia sólida suspendida y el 30% de

sólidos volátiles, y obtuvieron 677 mL/g de biogás.

Pese a estos esfuerzos, Yu *et al.*, (2017) mencionan que aún queda un largo camino por recorrer en cuanto al uso y reciclaje de digestatos provenientes de cocinas, especialmente para la coproducción de bienes de valor agregado por parte de comunidades de microorganismos diferentes a los responsables de la DA, como microalgas, debido a los problemas derivados de los sólidos suspendidos y el color oscuro del líquido, además de que la concentración de nutrientes puede ser muy elevada, lo que dificultaría el crecimiento de los organismos. Sin embargo, aún se siguen encontrando posibles alternativas para la explotación de estos recursos, pues recientemente Hou *et al.*, (2020) investigaron el potencial de la generación de energía eléctrica de forma paralela al proceso de DA de residuos de cocina, en un sistema conformado por una cámara anódica y una catódica, separados por una membrana que permitió el paso de los iones de hidrógeno generados en la etapa de acetogénesis, que fueron consumidos como consecuencia del metabolismo de microalgas (*Golenkinia* sp. SDEC-16), lo que generó un gradiente de concentración de iones que impulsó su transporte. El ánodo funcionó como reactor de digestión anaerobia. El sustrato elegido fue pretratado por medio de trituración mecánica y codigerido junto con lodos procedentes de otro digestor anaerobio en una proporción de 1:9, usando los digestatos para el cultivo de *Golenkinia* sp. SDEC-16. Al final de la prueba se obtuvo un rendimiento de 2.9 L de metano, y se estimó que la energía eléctrica generada por el intercambio iónico representó el 10% de toda la energía generada por el

sistema. Igualmente, se consideró que la acumulación de microalgas logró eliminar el exceso de nitrógeno en el sistema, permitiendo una correcta digestión al evitar la acumulación de esta especie inhibidora.

4. Conclusiones y perspectivas

Como se pudo apreciar, las aplicaciones de la digestión anaerobia se encuentran descritas ampliamente en la literatura, sin embargo, aún es un tema de interés para la comunidad científica, pues representa un proceso cuya potencial aplicación a gran escala constituye un mecanismo por el cual podría ser generada una cantidad importante de combustibles (típicamente, según las fuentes antes mencionadas, de entre 350 a 725 mL/g SV), por lo que actualmente se busca encontrar las condiciones a las cuales los problemas que se presentan en los digestores logren ser controlados y permitan su operación de forma estable, como lo mencionan Anukam *et al.*, (2019). Igualmente, es necesario mejorar la comprensión de los fenómenos biológicos y químicos que se desarrollan dentro de estos sistemas, pues son la clave para la optimización de este proceso.

Por otra parte, como mencionan Koutra *et al.*, (2018) la efectividad de los costos también debe ser abordada en estudios posteriores, así como la calidad de los productos obtenidos, ya que el realizar análisis económicos y evaluaciones del ciclo de vida de los equipos, pueden ser vías por las cuales se logre el escalamiento de estos procesos, mientras se alcanza su rentabilidad y se mejora la economía de las operaciones de obtención de combustibles.

Una opción que se analiza en la actualidad es la integración de estas tecnologías en biorrefinerías dedicadas a la producción de bienes de alto valor, sumados a los de bajo valor como los biocombustibles. Algunos de los productos de interés más importantes son los pigmentos, sustancias bioactivas, alimento para ganado y la producción de proteínas producidas por microalgas (Liu y Chen, 2014; Hernández-Pérez y Labbé, 2014; Biłos *et al.*, 2016; Sathasivam *et al.*, 2019; Olguín *et al.*, 2022), mismas que pueden crecer en los digestatos de forma paralela al tratamiento de descomposición bacteriana. Estas aplicaciones conforman retos importantes en la investigación de la biotecnología de microorganismos, especialmente la digestión anaerobia de los efluentes provenientes de cocinas, pues son residuos comunes generados en muchos establecimientos donde se desarrollan actividades humanas como casas, restaurantes e incluso escuelas y hospitales, además de que constituye una tecnología que merece seguir siendo estudiada.

Open Access: This article is distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (CC-BY 4.0) which permits any use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original author(s) and the source are credited.

5. Referencias

- Anukam, A., Mohammadi, A., Naqvi, M., Granström, K. 2019. A review of the chemistry of anaerobic digestion: Methods of accelerating and optimizing process efficiency. *Processes*. 7(8), 504.
- Barampouti, E. M., Mai, S., Malamis, D., Moustakas, K., Loizidou, M. 2020. Exploring technological alternatives of nutrient recovery from digestate as a secondary resource. *Renew Sus. Energ. Rev.* 134, 110379.
- Bauer, L., Ranglová, K., Masojídek, J., Drog, B., Meixner, K. 2021. Digestate as sustainable nutrient source for microalgae—challenges and prospects. *Appl. Sci.* 11(3), 1056.
- Biłos, Łukasz., Patyna, A., Al., E. 2016. Cultivation of microalgae (*Chlorella vulgaris*) in laboratory photobioreactor. *E&ES*. 16(4): 843–852.
- Chynoweth, D. P., Owens, J. M., Legrand, R. 2001. Renewable methane from anaerobic digestion of biomass. *Renew. Energ.* 22(1-3): 1-8.
- Han, W., Zhao, Y., Chen, H. 2016. Study on Biogas Production of Joint Anaerobic Digestion with Excess Sludge and Kitchen Waste. *Procedia Environ. Sci.* 35: 756–762.
- Hernández-Pérez, A., Labbé, J. I. 2014. Microalgas, cultivo y beneficios. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.* 49(2): 157–173.
- Hou, Q., Yang, Z., Chen, S., Pei, H. 2020. Using an anaerobic digestion tank as the anodic chamber of an algae-assisted microbial fuel cell to improve energy production from food waste. *Water Res.* 170, 115305.
- Iqbal, S. A., Rahaman, S., Rahman, M., Yousuf, A. 2014. Anaerobic digestion

- of kitchen waste to produce biogas. *Procedia Eng.* 90: 657–662.
- Ji, C., Kong, C. X., Mei, Z. L., Li, J. 2017. A Review of the Anaerobic Digestion of Fruit and Vegetable Waste. *Appl. Biochem. Biotechnol.* 183(3): 906–922.
- Jiang, C., Peces, M., Andersen, M. H., Kucheryavskiy, S., Nierychlo, M., Yashiro, E., Andersen, K. S., Kirkegaard, R. H., Hao, L., Høgh, J., Hansen, A. A., Dueholm, M. S., Nielsen, P. H. 2021. Characterizing the growing microorganisms at species level in 46 anaerobic digesters at Danish wastewater treatment plants: A six-year survey on microbial community structure and key drivers. *Water Res.* 193, 116871.
- Koutra, E., Economou, C. N., Tsafrakidou, P., Kornaros, M. 2018. Bio-Based Products from Microalgae Cultivated in Digestates. *Trends Biotechnol.* 36(8): 819–833.
- Liu, J., Chen, F. 2014. Biology and Industrial Applications of *Chlorella*: Advances and Prospects. *Adv. Biochem. Eng. Biotechnol.* 153: 1–35.
- Ma, J., Duong, T. H., Smits, M., Verstraete, W., Carballa, M. 2011. Enhanced biomethanation of kitchen waste by different pre-treatments. *Bioresour. Technol.* 102(2): 592–599.
- Mohan, S., Bindhu, B. K. 2008. Effect of phase separation on anaerobic digestion of kitchen waste. *J. Environ. Eng. Sci.* 7(2) : 91–103.
- Olguín, E.J., Sánchez-Galván, G., Arias-Olguín, I.I., Melo, F.J., González-Portela, R.E., Cruz, L., De Philippis, R., Adessi, A. 2022. Microalgae-Based Biorefineries : Challenges and Future Trends to Produce Carbohydrate Enriched Biomass, High-Added Value Products and Bioactive Compounds. *Biology.* 11(8), 1146.
- 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. *Bioresour. Technol.* 247: 1069–1076.
- Sathasivam, R., Radhakrishnan, R., Hashem, A., Abd_Allad, E.F. 2019. Microalgae metabolites: A rich source for food and medicine. *Saudi J. Biol. Sci.* 26(4): 709-722.
- Shen, F., Yuan, H., Pang, Y., Chen, S., Zhu, B., Zou, D., Liu, Y., Ma, J., Yu, L., Li, X. 2013. Performances of anaerobic co-digestion of fruit & vegetable waste (FVW) and food waste (FW): Single-phase vs. two-phase. *Bioresour. Technol.* 144: 80–85.
- Tasnim, F., Iqbal, S. A., Chowdhury, A. R. 2017. Biogas production from anaerobic co-digestion of cow manure with kitchen waste and Water Hyacinth. *Renew. Energ.* 109: 434–439.
- Vargas-Estrada, L., Longoria, A., Arenas, E., Moreira, J., Okoye, P. U., Bustos-Terrones, Y., Sebastian, P. J. 2022. A Review on Current Trends in Biogas Production from Microalgae Biomass and Microalgae Waste by Anaerobic Digestion and Co-digestion. *Bioenergy Res.* 15(1): 77–92.

- Vats, N., Khan, A. A., Ahmad, K. 2020. Options for Enhanced Anaerobic Digestion of Waste and Biomass—a Review. *J. Biosyst. Eng.* 45: 1-15.
- Wang, L., Shen, F., Yuan, H., Zou, D., Liu, Y., Zhu, B., Li, X. 2014. Anaerobic co-digestion of kitchen waste and fruit/vegetable waste: Lab-scale and pilot-scale studies. *Waste Manage.* 34(12): 2627–2633.
- Yang, Y. Q., Shen, D. S., Li, N., Xu, D., Long, Y. Y., Lu, X. Y. 2013. Co-digestion of kitchen waste and fruit-vegetable waste by two-phase anaerobic digestion. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20(4): 2162–2171.
- Yu, Z., Song, M., Pei, H., Han, F., Jiang, L., Hou, Q. 2017. The growth characteristics and biodiesel production of ten algae strains cultivated in anaerobically digested effluent from kitchen waste. *Algal Res.* 24: 265–275.
- Zhai, N., Zhang, T., Yin, D., Yang, G., Wang, X., Ren, G., Feng, Y. 2015. Effect of initial pH on anaerobic co digestion of kitchen waste and cow manure. *Waste Manage.* 38: 126-131.
- Zhang, B., He, P. J. 2014. Performance assessment of two-stage anaerobic digestion of kitchen wastes. *Environ. Technol.* 35(10): 1277–1285.
- Zhou, Y., Takaoka, M., Wang, W., Liu, X., Oshita, K. 2013. Effect of thermal hydrolysis pre-treatment on anaerobic digestion of municipal biowaste: A pilot scale study in China. *J. Biosci. Bioeng.* 116(1): 101–105.