



EN

Solid state fermentation: A comparison of aerobic and anaerobic fermenters performance

ES

Fermentación en estado sólido: Una comparación del rendimiento de fermentadores aerobios y anaerobios

Hannia Valentina Espinoza Reyes*; Cecilia García Bravo; Sonia Herrera Monrroy

Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Escuela Superior de Apan, México.

*Corresponding author:

*Corresponding author:

es380966@uaeh.edu.mx

ORCID: 0009-0000-1407-1369.

Received: January 30, 2025

Accepted: May 27, 2025

Published online: August 18, 2025

Abstract

Solid-state fermentation (FES by its abbreviation in Spanish) involves the growth of microorganisms in solid-wet materials to produce enzymes, organic acids, biopesticides, biofuels, among others. Compared to submerged fermentation, this method offers advantages such as: simple culture media, higher volumetric productivity with lower input requirements. Furthermore, it allows the use of agroindustrial waste, reducing costs and contributing to sustainable waste management. The objective of this study was to compare the efficiency of aerobic (biodigester bales) and anaerobic (traditional composting) solid fermenters by quantifying the microbial respiration rate (TRM by its abbreviation in Spanish) using alkaline traps, mineralization rate (TAM by its abbreviation in Spanish), performance, pH and percentage of organic carbon (%CO) of two treatments (one anaerobic and one aerobic fermentation), with four replicates each set in a completely randomized experimental design. The results were analyzed with analysis of variance, Bartlett's test for homogeneity of variance, and Tukey's comparison of means ($P \leq 0.05$). Parameter analysis revealed that TAM was significantly higher in anaerobic treatments (1.62 g-d^{-1}) compared to aerobic treatments (0.70 g-d^{-1}). On the other hand, performance was 20% higher in aerobic fermenters compared to anaerobic ones. These results will contribute to optimize FES processes, promoting sustainable waste management practices, and improving the production of quality organic fertilizers.

Keywords: Carbon dioxide, fermentation, microorganism (thesaurus), fertilizer, mineralization.

Resumen

La fermentación en estado sólido (FES) implica el crecimiento de microorganismos en materiales sólidos - húmedos para producir enzimas, ácidos orgánicos, biopesticidas, biocombustibles, entre otros. En comparación con la fermentación sumergida, este método ofrece ventajas como: simplicidad de los medios de cultivo, mayor productividad volumétrica con menores requerimientos de insumos. Además, permite el uso de residuos agroindustriales, reduciendo costos y contribuyendo a la gestión sostenible de residuos. El objetivo de este estudio fue comparar la eficiencia de los fermentadores sólidos aerobios (pacas biodigestoras) y anaerobios (compostero tradicional) mediante la cuantificación de la tasa de respiración microbiana (TRM) por trampas alcalinas, tasa de mineralización (TAM), rendimiento, pH y porcentaje de carbono orgánico (% CO) de dos tratamientos (uno de fermentación anaerobia y otro de aerobia), con cuatro repeticiones cada uno establecidos en un diseño experimental completamente al azar. Los resultados se analizaron con análisis de varianza, prueba de homogeneidad de varianzas Bartlett y comparación de medias Tukey ($P \leq 0.05$). Al analizar los parámetros, se observó que la TAM fue significativamente mayor en los tratamientos anaerobios (1.62 g-d^{-1}) en comparación con los aerobios (0.70 g-d^{-1}). Por otro lado, el rendimiento fue un 20 % superior en los fermentadores aerobios respecto a los anaerobios. Estos resultados contribuirán a optimizar los procesos de FES, promover prácticas sostenibles de gestión de residuos y mejorar la producción de abonos orgánicos de calidad.

Palabras clave: Dióxido de carbono, fermentación, microorganismo (tesauros), abono, mineralización.

Introduction

Solid-state fermentation (SSF) is a biotechnological process characterized by being carried out on a solid support with low humidity content, under non-aseptic and natural conditions. This method, which can be applied to a variety of wastes and soils, has been widely used for the production of food, fertilizers, fuels, enzymes, and dye degradation (Singhania et al., 2009). Among the outstanding features of this treatment include its simplicity of installation, its easy operation, and high-quality fertilizer (Peñalosa-Bernal & Ossa-Carrasquilla, 2023).

FES involves the growth of microorganisms on solid-wet materials in the absence or with a low amount of free water (no more than 12% V/V) (Tejeda-Mansir et al., 2011). Its foundations are based on principles such as microbial adhesion to the substrate, nutrient and oxygen diffusion, and extracellular enzyme secretion. Key features include low water activity, substrate heterogeneity and nutrient concentration (Farinas, 2015).

Historically, FES, in conjunction with submerged liquid fermentation, has been used for the production of fermented foods such as tempeh, koji, and soy sauce. In recent decades, it has gained importance in the production of different products of industrial and biotechnological interest (Singhania et al., 2009). In this process, microorganisms are cultivated on a solid-wet substrate, usually an organic material such as wheat bran, sugarcane bagasse, or agricultural waste.

In this fermentation, the substrate is humidified with a nutrient solution or water, and in some cases, inoculated with microorganisms. During the process, the microorganisms grow attached to the solid substrate and secrete enzymes and other metabolites (Mitchell et al., 2006), carrying out this process under both aerobic and anaerobic conditions. Aerobic fermentation requires oxygen and produces CO₂, water, and energy, which are used in the production of compost and some enzymes. Anaerobic fermentation, on the other hand, occurs in the absence of oxygen and produces biogas, being applied in biofuel production and wastewater treatment (Pandey et al., 2017).

Proper selection of solid substrates and control of process parameters are key aspects in FES. The substrate must have a suitable chemical and physical composition to support microbial growth, provide nutrients, and maintain appropriate humidity and aeration conditions (Thomas et al., 2013). Parameters such as temperature, humidity, pH (hydrogen potential), aeration, and agitation influence microbial growth, metabolite production, and final product quality (Ruíz-Leza et al., 2007).

Introducción

La fermentación en estado sólido (FES) es un proceso biotecnológico caracterizado por llevarse a cabo sobre un soporte sólido con bajo contenido de humedad, en condiciones no asépticas y naturales. Este método, que puede aplicarse a una variedad de residuos y suelos, ha sido ampliamente utilizado para la producción de alimentos, abonos, combustibles, enzimas y la degradación de colorantes (Singhania et al., 2009). Dentro de las características resaltables de este tratamiento se encuentran la simplicidad en la instalación, su fácil operación y la calidad del abono (Peñalosa-Bernal & Ossa-Carrasquilla, 2023).

La FES implica el crecimiento de microorganismos en materiales sólidos-húmedos en ausencia o con poca cantidad de agua libre (no más del 12 % V/V) (Tejeda-Mansir et al., 2011). Sus fundamentos se basan en principios como la adhesión microbiana al sustrato, la difusión de nutrientes y oxígeno, y la secreción de enzimas extracelulares. Las características principales incluyen la baja actividad de agua, la heterogeneidad del sustrato y la concentración de nutrientes (Farinas, 2015).

Históricamente, la FES, en conjunto con la fermentación líquida sumergida, se ha utilizado para la producción de alimentos fermentados como el tempeh, el koji y la salsa de soja. En las últimas décadas, ha ganado importancia en la producción de diversos productos de interés industrial y biotecnológico (Singhania et al., 2009). En este proceso, los microorganismos se cultivan en un soporte sólido-húmedo, generalmente un material orgánico como salvado de trigo, bagazo de caña de azúcar o residuos agrícolas.

En esta fermentación, el sustrato se humedece con una solución de nutrientes o agua, y en algunos casos se inocula con microorganismos. Durante el proceso, los microorganismos crecen adheridos al sustrato sólido y secretan enzimas y otros metabolitos (Mitchell et al., 2006), realizando este proceso tanto en condiciones aerobias como anaerobias. La fermentación aerobia requiere oxígeno y produce CO₂, agua y energía, utilizándose en la producción de compost y algunas enzimas. Por otro lado, la fermentación anaerobia ocurre en ausencia de oxígeno y produce biogás, aplicándose en la producción de biocombustibles y tratamiento de aguas residuales (Pandey et al., 2017).

La selección adecuada del sustrato sólido y el control de los parámetros de proceso son aspectos clave en la FES. El sustrato debe tener una composición química y física adecuada para permitir el crecimiento microbiano, proporcionar nutrientes y mantener condiciones apropiadas de humedad y aireación (Thomas et al., 2013). Los

According to Castro et al. (2020), this type of treatment regulates the generation of leachates with beneficial characteristics for the soil, and after a 4 to 6 month incubation period, the substrate generated can be incorporated into the soil. In this context, obtaining organic fertilizers from local waste through FES processes represents a sustainable and economical alternative for the management of these wastes and the production of value-added products.

The design and evaluation of FES systems are essential to ensure optimal efficiency in terms of ripening time, final product quality, and gas emissions. To evaluate the efficiency of fermenters crucial parameters such as ripening time, performance and amount of organic content are considered (Cerdeña et al., 2017). In addition, absolute mineralization rate (TAM) and microbial respiration rate are important indicators of metabolic activity and organic matter decomposition (Smith & Brown, 2020).

Ripening time and performance vary depending on the substrate and process conditions. The former refers to the period required for the organic matter to fully decompose without significant loss of nutrients. In aerobic fermentations, the reported ripening time is usually 15 to 30 days, while in anaerobic processes it can extend up to 60 days (Pandey et al., 2017). Similarly, the performance of fermenters is the amount of microbial biomass produced per unit of initial substrate and is determined by the dry weight of the biomass at the end of the fermentation process (Pandey et al., 2000).

On the other hand, TAM is a measure of decomposition of organic matter into minerals during the fermentation process. This quantification is key in the evaluation of fermentation efficiency as it indicates the rate at which microorganisms are converting organic matter into inorganic compounds (Smith & Brown, 2020). Finally, the microbial respiration rate is crucial in assessing the vitality and efficiency of the fermentation process, showing the metabolic activity of microorganisms. It is measured by recording the amount of carbon dioxide (CO₂) produced by microorganisms when decomposing organic matter in a substrate. In addition to these parameters, the correct concentration of elements such as nitrogen, phosphorus, and potassium is vital for the development of microorganisms and the quality of the final product (Pandey et al., 2017), so measurements of these are also suggested.

FES offers several advantages, including the ability to use agroindustrial waste as substrates, which reduces production costs and contributes to sustainable waste management. Furthermore, it can be carried out under low water activity conditions, which reduces the risk of microbial contamination (Singhania et al., 2009).

parámetros como temperatura, humedad, pH (potencial de hidrógeno), aireación y agitación, influyen en el crecimiento microbiano, la producción de metabolitos y la calidad del producto final (Ruíz-Leza et al., 2007).

De acuerdo con Castro et al. (2020) este tipo de tratamiento regula la generación de lixiviados con características benéficas para el suelo y al cabo de un periodo de 4 a 6 meses de incubación, el sustrato generado puede incorporarse al suelo. En este contexto, la obtención de abonos orgánicos a partir de residuos locales mediante procesos de FES representa una alternativa sostenible y económica para la gestión de estos residuos y la elaboración de productos de valor agregado.

El diseño y la evaluación de los sistemas FES son fundamentales para garantizar una eficiencia óptima en términos de tiempo de maduración, calidad del producto final y emisiones de gases. Para evaluar la eficiencia de los fermentadores, se consideran parámetros cruciales como el tiempo de maduración, el rendimiento y la cantidad de materia orgánica (Cerdeña et al., 2017). Además, la tasa absoluta de mineralización (TAM) y la tasa de respiración microbiana son indicadores importantes de la actividad metabólica y la descomposición de la materia orgánica (Smith & Brown, 2020).

El tiempo de maduración y el rendimiento, varían según el sustrato y las condiciones del proceso, el primero se refiere al período necesario para que la materia orgánica se descomponga completamente sin una pérdida significativa de nutrientes. En fermentaciones aerobias, el tiempo reportado de maduración suele ser de 15 a 30 días, mientras que en procesos anaerobios puede extenderse hasta 60 días (Pandey et al., 2017). De igual manera, el rendimiento de los fermentadores es la cantidad de biomasa microbiana producida por unidad de sustrato inicial y se determina por el peso seco de la biomasa al final del proceso de fermentación (Pandey et al., 2000).

Por otra parte, la TAM es una medida de descomposición de la materia orgánica en minerales durante el proceso de fermentación. Esta cuantificación es clave en la evaluación de la eficiencia de la fermentación ya que indica la velocidad a la cual los microorganismos están convirtiendo la materia orgánica en compuestos inorgánicos (Smith & Brown, 2020). Por último, la tasa de respiración microbiana es crucial para evaluar la vitalidad y eficiencia del proceso de fermentación, mostrando la actividad metabólica de los microorganismos. Se mide registrando la cantidad de dióxido de carbono (CO₂) producido por los microorganismos al descomponer la materia orgánica en un sustrato. Además de estos parámetros, la correcta concentración de elementos como el nitrógeno, fósforo y potasio es vital para el desarrollo de los microorganismos y la

Compared to submerged fermentation processes, FES provides simplicity in culture media, higher volumetric productivity, lower energy and water requirements, and the possibility of using agroindustrial waste as substrates (Pastrana, L. 1996; Pandey, 2003).

In this context, this study aims to determine the efficiency of solid-state fermentation for producing compost made from local wastes by quantifying the performance, CO₂ emission, mineralization rate (TAM), organic matter, and pH changes. To this end, two types of fermenters were established: aerobic and anaerobic, using components that simulated a biodigester bale system and a traditional composter, respectively.

The importance of this study lies in the need to find effective solutions for the use of local waste and the production of quality organic fertilizers. Results can contribute to the development of strategies for waste management and organic fertilizer production at the local level, promoting sustainable agricultural practices and reducing the environmental impact associated with improper waste disposal.

Materials and Methods

This research consisted of an exploratory descriptive study with a quantitative approach, where two types of fermentation (aerobic and anaerobic) were evaluated using a bioreactor model described in Table 1. For each type of fermentation, a treatment and an absolute control were established with four replicates each, in a completely randomized design, considering each individual bioreactor as the experimental unit, making a total of 16 experimental units.

Establishment of fermenters

To establish the fermenters, bioreactors were set up containing a compost mix made from local soil, sheep fertilizer, barley straw, and urea. Before establishing the mixes, the soil and fertilizer were dried in an oven at 60°C until constant weight was reached. Then, the apparent density (Dap by its abbreviation in Spanish) of both materials was then determined by placing them in a 1L plastic test tube, giving constant blows to the base of the test tube until they were compacted, recording the volume and weight (Dap data was used to determine the percentage of humidity in the mixes). Subsequently, all the materials were then homogenized to a particle size of 4 mm passing them through a sieve and then assembling the bioreactors for each type of fermentation.

In the case of anaerobic fermentation, the reactor was adapted to achieve a construction of biodigester bales;

calidad del producto final (Pandey et al., 2017) por lo que también se sugiere realizar mediciones de estos.

La FES ofrece varias ventajas, incluyendo la capacidad de utilizar residuos agroindustriales como sustratos, lo que reduce los costos de producción y contribuye a la gestión sostenible de los residuos. Además, puede llevarse a cabo en condiciones de baja actividad de agua, lo que reduce el riesgo de contaminación microbiana (Singhania et al., 2009). En comparación con los procesos de fermentación sumergida, la FES brinda simplicidad en los medios de cultivo, una mayor productividad volumétrica, menores requisitos de energía y agua, y la posibilidad de utilizar residuos agroindustriales como sustratos (Pastrana, L. 1996; Pandey, 2003).

En este contexto, el presente estudio busca determinar la eficiencia de la fermentación en estado sólido para la obtención de un abono elaborado con residuos locales mediante la cuantificación del rendimiento, la emisión de CO₂, la tasa de mineralización (TAM), la materia orgánica y los cambios en el pH. Para ello, se establecieron dos tipos de fermentadores: aerobios y anaerobios, utilizando componentes que simulaban un sistema de pacas biodigestoras y un compostero tradicional, respectivamente.

La importancia de este estudio radica en la necesidad de encontrar soluciones efectivas para el aprovechamiento de residuos locales y la producción de abonos orgánicos de calidad. Los resultados pueden contribuir al desarrollo de estrategias de gestión de residuos y producción de abonos orgánicos a nivel local, fomentando prácticas agrícolas sostenibles y reduciendo el impacto ambiental asociado a la disposición inadecuada de residuos.

Materiales y Métodos

La presente investigación consistió en un estudio de tipo exploratorio descriptivo con enfoque cuantitativo, donde se evaluaron dos tipos de fermentación (aerobia y anaerobia) utilizando para ello un modelo de biorreactor descrito en el Cuadro 1. De cada tipo de fermentación se establecieron un tratamiento y un testigo absoluto con cuatro repeticiones cada uno, en un diseño completamente al azar, considerando como unidad experimental a cada biorreactor individual, haciendo un total de 16 unidades experimentales.

Establecimiento de fermentadores

Para establecer los fermentadores se montaron biorreactores conteniendo una mezcla para compost la cual se elaboró con suelo local, estiércol de borrego, paja de cebada y urea. Para ello, antes de establecer las mezclas,

Table 1. Description of the evaluated treatments.
Cuadro 1. Descripción de los tratamientos evaluados.

Treatment (type of fermentation) / Tratamiento (tipo de fermentación)	Simbology / Simbología	Simbology of each repetition / Simbología de cada repetición	Description / Descripción
Anaerobic fermenter / Fermentador anaerobio	T _{ana}	T _{ana1} T _{ana2} T _{ana3} T _{ana4}	Clear glass bottle, 250 mL capacity, containing 4 cm high compost mix and alkaline trap, hermetically sealed. / Frasco de vidrio transparente, de 250 mL de capacidad, conteniendo 4 cm de altura de mezcla para compost y trampa alcalina, cerrado herméticamente.
Anaerobic reference fermenter / Fermentador testigo anaerobio	Test _{ana}	Test _{ana1} Test _{ana2} Test _{ana3} Test _{ana4}	Clear glass bottle, 250 mL capacity, without compost mix, but with alkaline trap, hermetically sealed. / Frasco de vidrio transparente, de 250 mL de capacidad, sin mezcla para compost, pero con trampa alcalina, cerrado herméticamente.
Aerobic fermenter / Fermentador aerobio	T _{aero}	T _{aero1} T _{aero2} T _{aero3} T _{aero4}	Clear glass, bottle, 250 mL capacity, containing 4 cm de high compost mix* and alkaline trap, with cheesecloth lid. / Frasco de vidrio transparente, de 250 mL de capacidad, conteniendo 4 cm de altura de mezcla para compost* y trampa alcalina, con tapa de manta de cielo.
Aerobic reference fermenter / Fermentador testigo aerobio	Test _{aero}	Test _{aero1} Test _{aero2} Test _{aero3} Test _{aero4}	Clear glass bottle, 250 mL capacity, without compost mix, with alkaline trap and cheesecloth lid. / Frasco de vidrio transparente, de 250 mL de capacidad, sin mezcla para compost, con trampa alcalina y con tapa de manta de cielo.

Note: Description of the composition of the compost mix alkaline traps will be given in later sections.

Nota: La descripción de la composición de la mezcla para compost y de las trampas alcalinas se dará en secciones posteriores.

first, 4 bottles per treatment were cleaned and dried and individually labeled. Then, layers of the components were placed in the order detailed below; each layer consisted of straw (0.4 cm), dry fertilizer (0.07 cm), soil (0.12 cm), and urea (0.003 cm), reaching a total height of 4 cm without compaction. Small quantities, such as urea, were previously quantified on a flat surface using a millimeter ruler, allowing for accurate measurements before adding the layers to the glass flask. Once the layers were completed, sufficient distilled water was added to achieve 30% moisture content (approximately 75 mL of water per anaerobic reactor and 100 mL for aerobic reactors), and the mixture was compacted to eliminate gaps where oxygen could accumulate. The bottles were sealed, weighed, and the initial weight was recorded for weekly monitoring.

For aerobic fermentation, which has a traditional composting function, similar steps to the previous process were followed, but in these reactors, the layers were not compacted and the bottles were not sealed, only a cheese cloth was placed to allow gas exchange and protect the mixtures from inclusion of external mate-

se sometió el suelo y el estiércol a una desecación en una estufa a 60 °C hasta alcanzar un peso constante. Luego, se determinó la densidad aparente (Dap) de ambos materiales colocándolos en una probeta de plástico de 1 L, dando golpes constantes en la base de ésta, hasta compactarlos, registrando el volumen y el peso (el dato de la Dap se usó para determinar el porcentaje de humedad en las mezclas). Posteriormente todos los materiales fueron homogeneizados a un tamaño de partícula de 4 mm, haciéndolos pasar por un tamiz para después montar los biorreactores de cada tipo de fermentación.

En el caso de la fermentación anaerobia se adecuó el reactor con el fin de lograr una construcción de pacas biodigestoras; primero, se limpiaron y secaron 4 frascos por tratamiento los cuales fueron identificados individualmente. Después, se colocaron capas de los componentes siguiendo un orden que se detalla a continuación; cada capa fue formada por paja (0.4 cm), estiércol seco (0.07 cm), suelo (0.12 cm) y urea (0.003 cm) hasta completar una altura total de 4 cm sin compactar. Para las cantidades pequeñas, como la urea, se cuantificaron previamente en una superficie plana utilizando una regla

rial; in addition, a weekly regimen of complete mixing of the components was established, simulating the mixing performed in composters to promote oxygenation. Control treatments were set up in identical reactors for the two treatments described above, but without the compost mix.

Fermenters Evaluation

In each treatment described in Table 1, the performance was evaluated (gram by gram and total biomass), absolute mineralization rate (TAM) and the CO₂ emission (also called microbial respiration rate or TRM) were evaluated by taking weekly measurements for 105 days, using the method suggested by Guerrero-Ortiz et al. (2012), which consisted of placing a sample of the compost mix with 30% humidity content relative to dry weight into the reactors with an alkaline trap, recording the changes in the weight of the fermenters, as well as the trap readings during the incubation period. The methodology used to evaluate each parameter mentioned is described below.

Performance

To obtain the gram-by-gram performance, the final weight of the mixture (dry weight on day 105 of incubation) was divided by the initial weight (dry weight on day 1 of incubation) and to calculate the total biomass performance, the initial wet weight (mixture with 30% humidity on day 1 of incubation) was subtracted from the final wet weight (mixture with 30% humidity on day 105 of incubation).

Mineralization rate (TAM)

It was calculated by weighing the reactors with the mixture every seven days, returning the humidity to 30% after each weighing and applying Formula (1) to the data obtained:

$$TAM = \frac{\text{Reference Weight} - \text{Sample Weight}}{\text{incubation}} \quad (1)$$

Microbial Respiration Rate (TRM)

The methodology for determining CO₂ or TRM emissions consisted of placing an alkaline trap inside the reactors containing the compost mixture. The trap consisted of a glass tube containing 5 mL of sodium hydroxide 1 N (NaOH) with a strip of filter paper submerged in it to trap the CO₂ released. Readings of the gas trapped in the filter paper were taken every seven days, adding 2 mL of 2% barium chloride (BaCl) to the 1N NaOH and titrating with 1.06 N hydrochloric acid (HCl), using three drops of phenolphthalein as an indicator. Formula (2)

milimétrica, lo que permitió obtener mediciones exactas antes de agregar las capas al frasco de vidrio. Una vez que las capas fueron completadas, se añadió suficiente agua destilada para alcanzar el 30 % de humedad (aproximadamente 75 mL de agua por reactor anaerobio y 100 mL para los aerobios) y se compactó la mezcla para eliminar huecos donde pudiera almacenarse oxígeno. Los frascos se sellaron, se pesaron y se registró el peso inicial para su seguimiento semanal.

Para la fermentación aerobia, que tiene una función de compostero tradicional, se siguieron pasos similares al proceso anterior, pero en estos reactores, las capas no fueron compactadas y los frascos no fueron sellados, únicamente se colocó una manta de cielo que permitiría el intercambio gaseoso y protegería las mezclas de inclusión de material externo; además, se estableció un régimen semanal de mezclado completo de los componentes, simulando el mezclado que se realiza en los composteros para favorecer la oxigenación. Los tratamientos testigos se establecieron en reactores idénticos para los dos tratamientos antes descritos, pero sin colocar la mezcla para compost.

Evaluación de fermentadores

En cada tratamiento descrito en el Cuadro 1 se evaluó el rendimiento (gramo a gramo y biomasa total), la tasa absoluta de mineralización (TAM) y la emisión de CO₂ (también llamada tasa de respiración microbiana o TRM por sus siglas), realizando mediciones semanales durante 105 días, utilizando el método sugerido por Guerrero-Ortiz et al. (2012), el cual consistió en colocar una muestra de la mezcla para compost con 30 % de humedad con respecto al peso seco en los reactores con una trampa alcalina, registrando los cambios en el peso de los fermentadores, así como las lecturas de las trampas durante el periodo de la incubación. A continuación, se describe la metodología empleada para evaluar cada parámetro mencionado

Rendimiento

Para obtener el rendimiento gramo a gramo se dividió el peso final de la mezcla (peso seco en el día 105 de incubación) entre el peso inicial (peso seco en el día 1 de incubación) y para calcular el rendimiento de biomasa total se restó el peso húmedo inicial (mezcla con 30 % de humedad en el día 1 de incubación) del peso húmedo final (mezcla con 30 % de humedad en el día 105 de incubación).

Tasa de mineralización (TAM)

Se calculó pesando los reactores con la mezcla cada siete días, regresando la humedad al 30 % después

was applied to the NaOH expenditure readings.

$$TRM = (GB - GT)(NHCL * Peq CO_2) \quad (2)$$

Where:

GB: NaOH consumption in references

GT: NaOH consumption in treatments

NHCL: Normality of hydrochloric acid

Peq: CO₂ equivalent weight

Percentage of organic carbon (% CO) and pH

Upon completion of the CO₂ emission evaluations, the percentage of organic carbon (% CO) was determined by the method of total calcination of the mixture (Ansoarena-Miner, 1994), drying the samples at 70 °C until constant weight, recording this data and then subjecting them to temperatures of 480 °C and applying Formula (3) to the results.

$$\% CO = \left(\frac{(Pm - Pc) * 100}{Pc} \right) * 0.58 \quad (3)$$

Where:

Pm = Weight of dried mixture at 70 °C

Pc = Weight of the mixture after incineration (weight of ashes)

The pH (hydrogen potential) was also measured following the methodology described in the Mexican Official Standard NOM-021-SEMARNAT-2000: Specifications for fertility, salinity and soil classification, which consists of forming an aqueous extract obtained by vacuum filtration of a saturated soil paste made with distilled water in proportions of 2:1 proportion (2 volumes of water and 1 of soil), to subsequently read the parameter with a potentiometer and record the result in each of the treatments, for later analysis.

Data analysis

To evaluate the values obtained from aerobic and anaerobic fermenters and their respective controls throughout the incubation period, the data on performance, % CO, pH, TAM and TRM were processed using a Bartlett's test for homogeneity of variance, analysis of variance (ANOVA) and a complementary Tukey Kramer test for comparison of measurements, with a significance value of $P < 0.05$.

Results and Discussion

The results showed that, although aerobic and anaerobic fermentation methods are effective at decomposing organic matter, they differ in some key parameters. The results provide a detailed insight into how different oxygen conditions affect the composting process. The

de cada pesaje y aplicando en los datos obtenidos la Fórmula (1):

$$TAM = \frac{\text{Peso testigo} - \text{Peso de la muestra}}{\text{días de incubación}} \quad (1)$$

Tasa de respiración Microbiana (TRM)

La metodología para determinar la emisión de CO₂ o TRM consistió en colocar dentro de los reactores que contenían la mezcla para compost, una trampa alcalina conformada por un tubo de vidrio conteniendo 5 mL de hidróxido de sodio (NaOH) 1 N con una tira de papel filtro sumergida en él, para atrapar el CO₂ desprendido. Se tomaron lecturas del gas atrapado en el papel filtro cada siete días, agregando al NaOH 1N, 2 mL de Cloruro de Bario (BaCl) al 2 % y titulando con ácido clorhídrico (HCl) 1.06 N, usando tres gotas de fenolftaleína como indicador. A las lecturas del gasto de NaOH se les aplicó la Fórmula (2).

$$TRM = (GB - GT)(NHCL * Peq CO_2) \quad (2)$$

Donde:

GB: Gasto de NaOH en testigos

GT: Gasto de NaOH en tratamientos

NHCL: Normalidad de ácido clorhídrico

Peq: Peso equivalente del CO₂

Porcentaje de carbono orgánico (% CO) y pH

Al finalizar las evaluaciones de emisión de CO₂, se determinó el porcentaje de carbono orgánico (% CO) por el método de calcinación total de la mezcla (Ansoarena-Miner, 1994), secando las muestras a 70 °C hasta peso constante, registrando este dato para después someterlas a temperaturas de 480 °C y aplicar en los resultados la Fórmula (3).

$$\% CO = \left(\frac{(Pm - Pc) * 100}{Pc} \right) * 0.58 \quad (3)$$

Donde:

Pm = Peso de la mezcla secada a 70 °C

Pc = Peso de la mezcla después de incinerar (peso de cenizas)

También se midió el pH (potencial de hidrógeno) siguiendo la metodología descrita en la Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000: Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, la cual consiste en formar un extracto acuoso que se obtiene por filtración al vacío de una pasta de suelo saturado hecha con agua destilada en proporciones 2:1 (2 volúmenes de agua y 1 de suelo), para posteriormente leer el parámetro con un potenciómetro y registrar el resultado en cada uno de los tratamientos, para su posterior análisis.

data and analysis for each parameter evaluated are discussed below.

Performance

The weight change of the reactors reflected the amount of organic matter that was mineralized per gram of initial mixture. A gram-by-gram reduction in the weight of the mixtures was observed, as shown in Table 2. This reduction is attributable to the conversion of organic matter resulting from intense microbial activity (Bernal et al., 2009). Under anaerobic conditions, the decrease in weight was less than in the aerobic fermentation treatment, suggesting a slower decomposition of organic matter (Tuomela et al., 2000).

Regarding the total biomass performance, significant differences ($0.013 < 0.05$) were obtained between treatments, where aerobic reactors obtained an average of 58.99 ± 10 g, while the anaerobic treatment showed a higher average yield with 79.64 ± 9.6 g. This result suggests that the anaerobic treatment lost less biomass compared to the aerobic treatment (Figure 1), confirming that mineralization occurs slower than in anaerobic fermenters (Bernal et al., 2009).

On the other hand, it was observed that aerobic fermenters tended to produce higher quality compost in terms of structure, i.e., the mixtures fermented in aerobic reactors were visually less compact and to the touch, they were perceived as fluffy as soon as they left the oven compared to those fermented in anaerobic reactors (Figure 2). This could be due to the configuration of the microbial consortia that were favored during the fermentation processes, since according to studies by Vásquez Castro & Millones (2021) in aerobic composting processes, during the initial and mesophilic stages (identified because in them it is still possible to distin-

Análisis de datos

Para evaluar los valores obtenidos de los fermentadores aerobios, anaerobios y sus respectivos testigos a lo largo del periodo de incubación, se procesaron los datos de rendimiento, % CO, pH, TAM y TRM mediante una prueba de homogeneidad de varianza de Bartlett, análisis de varianza (ANOVA) y una prueba complementaria de comparación de medidas de Tukey Kramer, con un valor de significancia de $P < 0.05$.

Resultados y Discusión

Los resultados mostraron que, aunque los métodos de fermentación aerobio y anaerobio son efectivos para descomponer la materia orgánica, presentan diferencias en algunos parámetros clave. Los resultados obtenidos ofrecen una visión detallada sobre cómo las diferentes condiciones de oxígeno afectan el proceso de compostaje. A continuación, se abordan los datos y el análisis de cada parámetro evaluado.

Rendimiento

El cambio de peso de los reactores reflejó la cantidad de materia orgánica que fue mineralizada por cada gramo de mezcla inicial. Se observó una reducción en el peso gramo a gramo de las mezclas como se muestra en la Cuadro 2. Esta reducción es atribuible a la conversión de materia orgánica producto de la actividad microbiana intensa (Bernal et al., 2009). En condiciones anaerobias, la disminución de peso fue menor que en el tratamiento de fermentación aerobia, lo que sugiere una descomposición más lenta de materia orgánica (Tuomela et al., 2000)

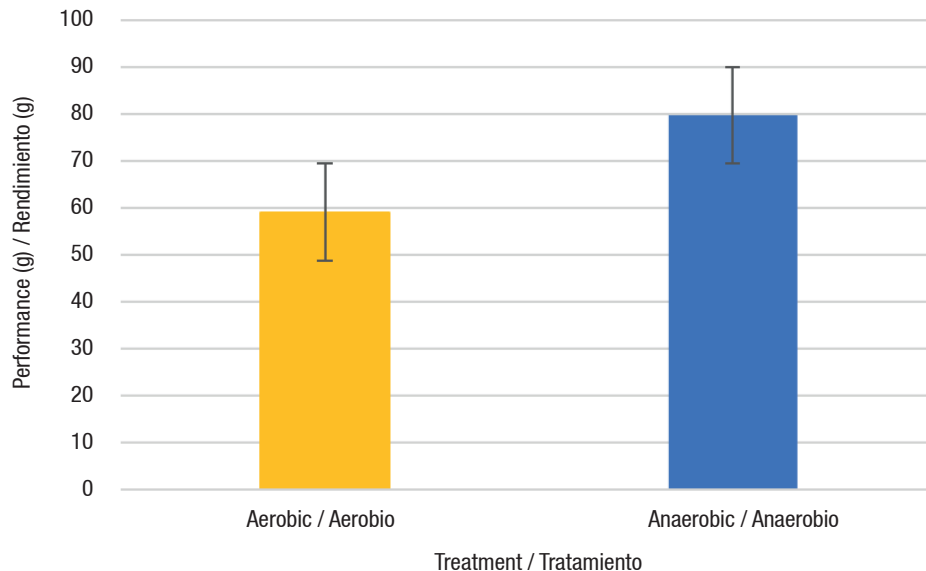
En cuanto al rendimiento de biomasa total, se obtuvieron diferencias significativas ($0.013 < 0.05$) entre trata-

Table 2. Effect of treatment type on biomass performance.
Cuadro 2. Efecto del tipo del tratamiento en el rendimiento de la biomasa.

Treatment / Tratamiento	Initial weight /Peso inicial	Final weight / Peso final	Performance / Rendimiento
	(g)	(g)	(g compost·g ⁻¹ mixture) / (g compost·g ⁻¹ mezcla)
Aerobic	88.73 ±11 a	75.85 ± 4 b	0.8572 ± 0.03 b
Anaerobic	130.04 ± 10 a	123.83 ± 7 a	0.9451 ±0.006 a
DMSH	43	35	0.1

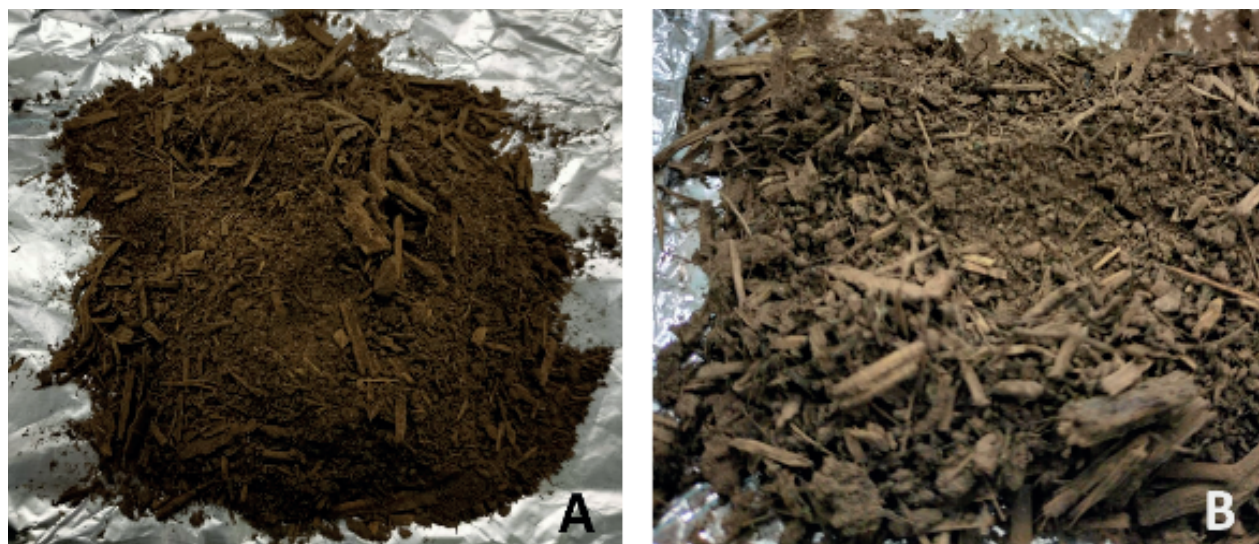
Note. The weights shown correspond to those without adding 30% moisture; Honest Minimum Significant Difference DMHS (by its Spanish abbreviation); Groups with the same letter between columns do not represent a significant difference ($P < 0.05$) in the Tukey mean comparison test; ± Standard error calculated.

Nota. Los pesos mostrados corresponden a aquellos sin adicionar el 30 % de humedad; DMSH Diferencia Mínima Significativa Honesta; Grupos con la misma letra entre columnas no representan diferencia significativa ($P < 0.05$) en la prueba de comparación de medias Tukey; ± Error estándar calculado.

Figura 1. Comparison of total biomass performance between treatments.**Figura 1. Comparación del rendimiento de biomasa total entre tratamientos.**

Note. The higher yield in anaerobic treatment reflects a lower decrease in biomass, which helps to confirm slower mineralization. Authors' self-made, 2024.

Nota. El mayor rendimiento en el tratamiento anaerobio refleja una menor disminución de biomasa, lo que ayuda a confirmar una mineralización más lenta. Elaboración propia, 2024.

Figure 2. Compost obtained from aerobic (A) and anaerobic (B). Authors' self-made, 2024.**Figura 2. Compost obtenidos de fermentadores aerobios (A) y anaerobios (B). Elaboración propia, 2024.**

Note. TAM results are congruent with those observed in the microbial respiration rate and presented below.

Nota. Los resultados de la TAM son congruentes con lo observado en la tasa de respiración microbiana y se presentan enseguida.

guish some initial components of the mixtures) fungi and bacteria predominate, whose main function is to degrade lignocellulosic organic compounds.

This degradation favors the proliferation of colonies that in turn generate stable complexes between clays and organic matter through the action of polysaccharides (Garzón et al., 2022; Umer & Rajab, 2012) that culminate in the formation of aggregates and porous spaces that together improve the physical properties of the compost (Kumar et al., 2020).

A detailed description of the microorganisms involved in the fermentation process is complex, as populations and communities constantly changing according to the evolution of factors such as temperature, nutrients, oxygen, water content, and pH. According to different studies, metabolic activity primarily focuses on bacteria and filamentous fungi. In general, bacteria are the most abundant group, comprising the phyla *Proteobacteria*, *Firmicutes*, *Actinobacteria*, and *Bacteroidetes*, followed by fungi, primarily the phylum *Ascomycota* (Laich, 2011; Rosario & Eduardo, 2021). On the other hand, in anaerobic processes the predominant microorganisms are bacteria and yeasts, which promote the formation of micropores.

In addition, different species such as *Streptomyces albobogiseolus* and *S. thermovulgaris*, thermophilic actinomycetes, have been frequently isolated from fermentation and composting processes, linking their presence to their thermotolerance (Chen et al., 2013).

Absolute rate of mineralization (TAM)

Regarding the mineralization rate, weekly values were averaged and graphed (Figure 3). The results indicate that the TAM in the aerobic reactors was approximately double compared to the anaerobic reactors during day 14 ($1.62 \text{ g} \cdot \text{d}^{-1}$ for aerobes versus $0.70 \text{ g} \cdot \text{d}^{-1}$ for anaerobes). However, by day 70 this condition was reversed due to an error in the sealing of the reactors, which when corrected returned the trend to the initial behavior, obtaining a difference of $0.03 \text{ g} \cdot \text{d}^{-1}$ of compost between the treatments (significant difference $0.024 < 0.05$).

In both treatments, a similar behavior to that observed by Carvajal-Flores et al. (2024) was observed, where a higher TAM during the first three weeks of the fermentation process is directly related to the greater availability of food for the microorganisms, then, the carbonaceous organic matter is oxidized into CO_2 and nitrogen is transformed into nitrates, slowing down the process and generating lower TAM.

mientos, donde los reactores aerobios obtuvieron un promedio de $58.99 \pm 10 \text{ g}$, mientras que el tratamiento anaerobio mostró un rendimiento promedio mayor con $79.64 \pm 9.6 \text{ g}$. Este resultado sugiere que el tratamiento anaerobio perdió menos biomasa en comparación con el tratamiento aerobio (Figura 1), confirmando que la mineralización ocurre más lenta que en fermentadores anaerobios (Bernal et al., 2009).

Por otro lado, se pudo observar que los fermentadores aerobios tendieron a producir un compost de mayor calidad en términos de estructura, es decir, las mezclas fermentadas en reactores aerobios eran visualmente menos compactas y al tacto, se percibían mullidas en cuanto salieron de la estufa en comparación con las fermentadas en reactores anaerobios (Figura 2). Esto pudo deberse a la configuración de los consorcios microbianos que se favorecieron durante los procesos de fermentación, pues según estudios de Vásquez Castro & Millones (2021) en procesos de compostaje aerobio, durante las etapas iniciales y mesofílicas (identificadas porque en ellas aún es posible distinguir algunos componentes iniciales de las mezclas) priman los hongos y bacterias, los cuales tienen como principal función degradar compuestos orgánicos lignocelulósicos.

Esta degradación favorece la proliferación de colonias que a su vez generan complejos estables entre las arcillas y la materia orgánica por la acción de los polisacáridos (Garzón et al., 2022; Umer & Rajab, 2012) que culminan en la formación de agregados y espacios porosos que en conjunto mejoran las propiedades físicas del compost (Kumar et al., 2020).

La descripción detallada de los microorganismos involucrados en el proceso de fermentación resulta compleja, ya que las poblaciones y comunidades cambian constantemente según la evolución de factores como la temperatura, los nutrientes, el oxígeno, el contenido de agua y el pH. De acuerdo con diferentes estudios, la actividad metabólica principalmente se centra en bacterias y hongos filamentosos. En general, las bacterias son el grupo más abundante, abarcando los Phyla *Proteobacterias*, *Firmicutes*, *Actinobacterias* y *Bacteroidetes*, seguido por los hongos, principalmente el phylum *Ascomycota* (Laich, 2011; Rosario & Eduardo, 2021). Por otro lado, en procesos anaerobios los microorganismos predominantes son bacterias y levaduras, mismos que favorecen la formación de microporos.

En adición, distintas especies como *Streptomyces albobogiseolus* y *S. thermovulgaris*, actinomicetos termófilos, han sido frecuentemente aislados de procesos de fermentación y composta, vinculando su presencia a su termotolerancia (Chen et al., 2013).

Additionally, in the anaerobic reactors, an earlier stabilization in the degradation of organic matter was recorded, reaching this stage on day 91 of the incubation process (Figure 3). The earlier stabilization in anaerobic reactors can be attributed to the accumulation of decomposition products that are not completely mineralized in the absence of oxygen (Narihiro & Sekiguchi, 2007), which, together with the lack of the substrate movement, resulted in a reduction in the availability of food for microorganisms (Carvajal-Flores et al., 2024) and therefore, in a decrease in the loss of biomass in anaerobic samples already mentioned in the previous section.

This finding suggests a faster and more efficient decomposition of organic matter under aerobic conditions (Schaub & Leonard, 1996), possibly due to increased microbial activity facilitated by the availability of oxygen (Bernal et al., 2009) and the weekly turnover of the substrate, which redistributed food for the microorganisms, favoring their proliferation. This result is relevant for applications where rapid volume reduction and transformation of waste into usable compost is required. However, a high rate of mineralization can also lead to the volatilization of nutrients, especially

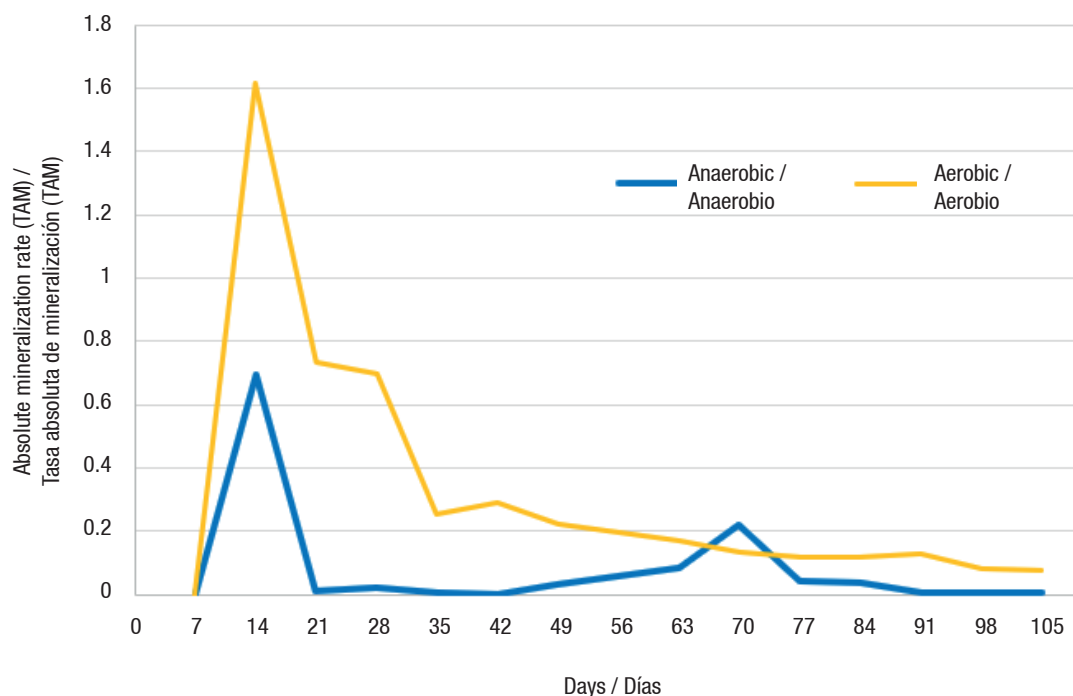
Tasa absoluta de mineralización (TAM)

En cuanto a la tasa de mineralización se obtuvieron valores semanales que se promediaron y graficaron (Figura 3). Los resultados indican que la TAM en los reactores aerobios fue aproximadamente el doble en comparación con los reactores anaerobios durante el día 14 ($1.62 \text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$ para aerobios contra $0.70 \text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$ para anaerobios). Sin embargo, para el día 70 esta condición se invirtió debido a un error en el sellado de los reactores, el cual al ser corregido regresó la tendencia al comportamiento inicial obteniéndose una diferencia de $0.03 \text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$ de compost entre los tratamientos (diferencia significativa $0.024 < 0.05$).

En ambos tratamientos se observa un comportamiento similar al observado por Carvajal-Flores et al. (2024) donde una mayor TAM durante las tres primeras semanas del proceso de fermentación se relaciona directamente con la mayor disponibilidad de alimento para los microorganismos, luego, la materia orgánica carbonácea se oxida en CO_2 y el nitrógeno se transforma en nitratos, ralentizando el proceso y generando TAM menores.

Figure 3. Evolution of organic matter degradation over a 105 day incubation period.

Figura 3. Evolución de la degradación de materia orgánica en un lapso de incubación de 105 días.



Source: Authors' self-made, 2024.

Fuente: Elaboración propia, 2024.

nitrogen (Bernal et al., 2009; Narihiro & Sekiguchi, 2007), which may not be desirable as it would limit its availability and result in a compost with poor nutrition.

In contrast, anaerobic fermenters showed a lower mineralization rate, suggesting a slower decomposition, but with a more sustained release of nutrients that could lead to obtaining compost with higher availability of these for vegetables, as well as a lower release of carbon and greenhouse gases to the environment (Peñalosa-Bernal & Ossa-Carrasquilla, 2023).

Microbial respiration rate (TRM)

CO₂ emissions are a direct indicator of microbial activity and the decomposition of organic matter (Insam & Bertoldi, 2007) this principle is the basis for calculating the TRM, where it is considered that the CO₂ trapped in the alkaline traps neutralizes the NaOH they contain, generating lower HCl costs during titration, therefore, the higher the TRM value, the lower the amount of carbon released (Guerrero-Ortíz et al., 2012). This rate indirectly reflects the difference in atmospheric carbon fixed by microorganisms during the fermentation process between the reactors evaluated.

According to the data obtained and represented in the Figure 4, it was observed that the TRM was higher in anaerobic reactors compared to aerobic reactors. This indicates that the anaerobic treatment accumulated more atmospheric carbon fixed by microorganisms during the mineralization process.

The evolution of the Microbial Respiration Rate (TRM) showed significant differences ($0.014 < 0.05$) between anaerobic and aerobic reactors throughout the observation period, being higher in anaerobic reactors. Throughout the incubation period, anaerobic reactors exhibited a significantly higher TRM than aerobic reactors. Although aerobic reactors experienced a peak in their TRM around day 28, it did not exceed the levels reached by anaerobic reactors.

From the fifth week until the end of the experiment, the TRM under anaerobic conditions remained consistently higher than that observed under aerobic conditions. However, it is important to note that both types of reactors showed a general tendency toward decreased respiration rates over time. This dynamic suggests more intense and sustained microbial activity at the beginning of fermentation, with an eventual reduction in both systems as the fermentation process progressed.

Related to this, the microbial respiration rate (MRR) in anaerobic fermenters was higher, this is because, in this treatment, it is common for more carbon to accumulate

Adicionalmente, en los reactores anaerobios, se registró una estabilización más temprana en la degradación de materia orgánica, alcanzando este estadio en el día 91 del proceso de incubación (Figura 3). La estabilización anticipada en los reactores anaerobios puede atribuirse a la acumulación de productos de descomposición que no se mineralizan completamente en ausencia de oxígeno (Narihiro & Sekiguchi, 2007), lo cual aunado a la falta de movimiento del sustrato, resultó en una reducción en la disponibilidad de alimento para los microorganismos (Carvajal-Flores et al., 2024) y por lo tanto, en una disminución en la pérdida de biomasa en las muestras anaerobias ya mencionada en el apartado anterior.

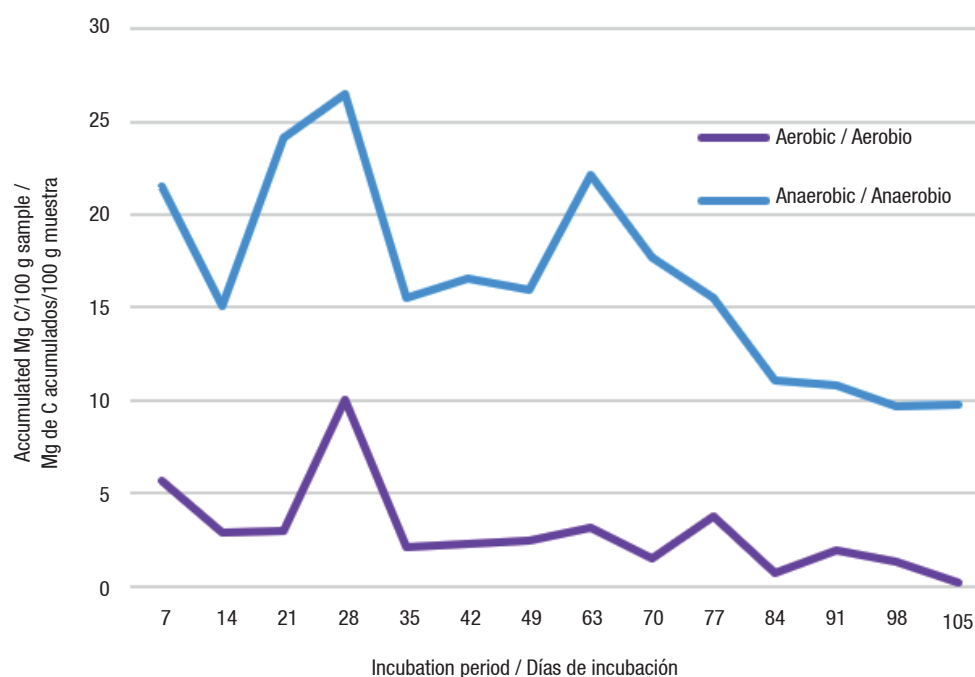
Este hallazgo sugiere una mayor rapidez y eficiencia en la descomposición de la materia orgánica bajo condiciones aeróbicas (Schaub & Leonard, 1996), posiblemente debido a la mayor actividad microbiana facilitada por la disponibilidad de oxígeno (Bernal et al., 2009) y el movimiento de sustrato semanal, el cual redistribuyó el alimento para los microorganismos favoreciendo su proliferación. Este resultado es relevante para aplicaciones donde se necesita una rápida reducción de volumen y transformación de los residuos en compost utilizable. Sin embargo, una alta tasa de mineralización también puede conllevar la volatilización de nutrientes, especialmente de nitrógeno (Bernal et al., 2009; Narihiro & Sekiguchi, 2007) lo cual podría no ser deseable pues limitaría su disponibilidad y derivaría en un compost poco nutritivo.

En contraste, los fermentadores anaerobios mostraron una tasa de mineralización menor, lo que sugiere una descomposición más lenta, pero con una liberación más sostenida de nutrientes que podría llevar a obtener compost con mayor disponibilidad de estos para vegetales, así como una menor liberación de carbono y gases de efecto invernadero al ambiente (Peñalosa-Bernal & Ossa-Carrasquilla, 2023).

Tasa de respiración microbiana (TRM)

Las emisiones de CO₂ son un indicador directo de la actividad microbiana y la descomposición de la materia orgánica (Insam & Bertoldi, 2007) este principio es la base para el cálculo de la TRM, donde se considera que el CO₂ atrapado en las trampas alcalinas neutraliza el NaOH que contienen, generando menores gastos de HCl durante la titulación, por lo que, a mayor valor de la TRM menor cantidad de carbón liberado (Guerrero-Ortíz et al., 2012). Esta tasa refleja de forma indirecta la diferencia de carbono atmosférico fijado por los microorganismos durante el proceso de fermentación entre los reactores evaluados.

De acuerdo con los datos obtenidos y representados en la Figura 4, se observó que la TRM fue mayor en los reactores anaerobios en comparación con los reactores

Figure 4. Comparison of CO₂ release over an incubation period of 105 days.**Figura 4. Comparación del desprendimiento de CO₂ en un lapso de incubación de 105 días.****Source:** Authors' self-made, 2024.**Fuente:** Elaboración propia, 2024.

in the form of organic compounds, because the lack of oxygen limits microbial respiration and, therefore, the release of carbon in the form of CO₂ (Lorenzo & Obaya, 2005).

In contrast, in aerobic systems, carbon is rapidly metabolized during microbial respiration and released primarily as carbon dioxide, which explains the lower TRM accumulation observed.

Thus, the higher accumulation of carbon in anaerobic systems suggests that these fermenters retain more organic matter, possibly as more resistant intermediates or linkages, whereas aerobic systems tend to be more efficient at releasing carbon as carbon dioxide, which means there is more decomposition of organic compounds.

Although the microorganisms present in this fermentation were not identified, it is shown that aerobic conditions favored the proliferation of certain organisms, which carried out the fermentation process more efficiently. This was achieved by measuring the transformation of organic matter and carbon accumulation, without focusing on the microorganisms present. This demonstrates that both fermentations began with the same variables, including the initial microbial composition.

aerobios. Esto indica que el tratamiento anaerobio acumuló más carbono atmosférico fijado por los microorganismos durante el proceso de mineralización.

La evolución de la Tasa de Respiración Microbiana (TRM) mostró diferencias significativas ($0.014 < 0.05$) entre los reactores anaerobios y aerobios a lo largo del período de observación, siendo superior en reactores anaerobios. Durante todo el lapso de incubación, los reactores anaerobios exhibieron una TRM notablemente superior a la de los aerobios. Aunque los reactores aerobios experimentaron un pico en su TRM alrededor del día 28, esta no llegó a superar los niveles alcanzados por los reactores anaerobios.

A partir de la quinta semana y hasta el final del experimento, la TRM en condiciones anaerobias se mantuvo consistentemente por encima de la observada en condiciones aerobias. No obstante, es importante señalar que ambos tipos de reactores mostraron una tendencia general a la disminución de la tasa de respiración conforme avanzaba el tiempo. Esta dinámica sugiere una actividad microbiana más intensa y sostenida al inicio de la fermentación, con una eventual reducción en ambos sistemas a medida que el proceso de fermentación progresaba.

pH

The pH values obtained for both treatments are classified as moderately alkaline according to the Letelier's (1967) classification (Table 3). This suggests that the type of treatment (aerobic or anaerobic) does not significantly affect pH levels in the solid-state fermentation process for compost.

Moderately alkaline pH is representative of the thermophilic and mesophilic stages of composting processes and occurs due to the conversion of nitrogen into ammonia by organisms (Meena et al., 2021), so the results observed in the treatments indicate that both are in this stage. However, a limitation of the study is the lack of analysis of nutrient content such as N, P, and K, which could provide a more complete picture with more variables to study.

Future research should consider these variables to obtain more accurate and applicable results in different contexts. In addition, it would be beneficial to investigate how different types of waste affect the FES process and the quality of the final compost. For example, the inclusion of nitrogen or carbon rich waste could have significant effects on the decomposition rate and nutritional quality of the compost.

Conclusions

This study compared aerobic and anaerobic fermenters for the production of compost from local waste. The results indicate that aerobic fermenters have a higher biomass performance and faster organic matter decomposition, as well as lower levels of carbon sequestration, the latter due to its transformation into CO₂. In contrast, the anaerobic treatment showed slower mineralization and higher biomass retention.

In this study, a detailed overview of the differences and advantages of aerobic and anaerobic fermentation methods is provided, giving a broad overview of the

Relacionado a esto, la tasa de respiración microbiana (TRM) en los fermentadores anaerobios resultó más alta, esto debido a que, en este tratamiento, es común que se acumule más carbono en forma de compuestos orgánicos, debido a que la falta de oxígeno limita la respiración microbiana y, por ende, la liberación de carbono en forma de CO₂ (Lorenzo & Obaya, 2005).

Por el contrario, en los sistemas aeróbicos, el carbono se metaboliza rápidamente durante la respiración microbiana y se libera principalmente como dióxido de carbono, lo que explica la menor acumulación (TRM) observada.

De esta manera, la mayor acumulación de carbono en el sistema anaeróbico sugiere que estos fermentadores retienen más materia orgánica, posiblemente como intermediarios o enlaces más resistentes, mientras que los sistemas aeróbicos tienden a ser más eficientes a la hora de liberar carbono en forma de dióxido de carbono, lo que significa que hay más descomposición de compuestos orgánicos.

A pesar de que no se identificaron los microorganismos presentes en esta fermentación, se muestra que las condiciones aerobias favorecieron la proliferación de ciertos organismos, que realizaron el proceso de fermentación de una forma más eficiente. Esto midiendo la transformación de la materia orgánica y la acumulación de carbono, sin centrarse en los microorganismos presentes. Fundamentando que ambas fermentaciones comenzaron con las mismas variables, incluida la composición microbiana inicial.

pH

Los valores pH obtenidos para ambos tratamientos se clasifican como moderadamente alcalinos según la clasificación de Letelier (1967) (Cuadro 3). Esto sugiere que el tipo de tratamiento (aerobio o anaerobio) no afecta significativamente los niveles de pH en el proceso de fermentación en estado sólido para compost.

Table 3. pH values in different treatments.
Cuadro 3. Valores de pH en diferentes tratamientos.

Treatment / Tratamiento	pH
Anaerobic / Anaerobio	7.40 ± 0.2 a*
Aerobic / Aerobio	7.63 ± 0.73 a

Note.* Means with the same letter between columns do not denote significant differences ($P < 0.05$), using Tukey's mean comparison test.
Nota. * Medias con la misma letra entre columna no denotan diferencias significativas ($P < 0.05$), mediante test de comparación de medias de Tukey.

characteristics and performance of each treatment type. Thus, the choice of the appropriate method will depend on the specific objectives of the fermentation process, either rapid decomposition and volume reduction or gradual and sustained nutrient release.

End of English version

References / Referencias

- Ansorena Miner, J. (1994). *Sustratos: propiedades y caracterización*. Mundi-Prensa.
- Bernal, M. P., Albuquerque, J. A., & Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*, 100(22), 5444-5453. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.027>
- Carvajal Flórez, E., Suárez Higuera, K., & Clavijo Rodríguez, L. V. (2024). Pacas Biodigestoras para la Transformación de Residuos Orgánicos y Material Vegetal en una Institución Universitaria de Educación Superior. *Revista EIA*, 21(41), Reia4108. pp. 1-19. <https://doi.org/10.24050/reia.v21i41.1728>
- Castro-Martínez, O. R., Velázquez-Cigarroa, E., & Tello-García, E. (Ed.) (2020). Educación ambiental y cambio climático. Repercusiones, perspectivas y experiencias locales. *Universidad Autónoma Chapingo*. Recuperado el 05 de abril del 2024 de <https://omp.siea.org.mx/omp/index.php/omp/catalog/view/4/85/129>
- Cerda, A., Artola, A., Font, X., Barrena, R., Gea, T., & Sánchez, A. (2017). Composting of food wastes: Status and challenges. *Bioresource Technology*, 248, 57-67. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.133>
- Chen, T. T., Wang, L. F., Wang, O., & Han, J. R. (2013). Isolation and identification of thermophilic actinomycetes in asparagus old stem compost. *Journal of Shanxi Agricultural Sciences*, 1, 40-45.
- Farinas, C. S. (2015). Developments in solid-state fermentation for the production of biomass-degrading enzymes. *Biochemical Engineering Journal*, 102, 198-208. <https://doi.org/10.1016/j.bser.2015.07.092>
- Garzón Marín, I., Cruz, E. C., Infante, A., & Cuervo, J. L. (2022). Efecto del compost de residuos de flores sobre algunas propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. *Acta Agronómica*, 71(2), 111-118. <https://doi.org/10.15446/acag.v71n2.88900>
- Guerrero-Ortiz, P. L., Quintero-Lizaola, R., Espinoza-Hernández, V., Benedicto-Valdés, G. S., de M., Guerrero-Ortiz, P. L., Quintero-Lizaola, R., Espinoza-Hernández, V., Benedicto-Valdés, G. S., & de, M. (2012). Respiración de CO₂ como indicador de la actividad microbiana en abonos orgánicos de lupinus. *Terra Latinoamericana*, 30(4), 355-362. https://www.scielo.org.mx/scielo.Php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792012000400355&lng=es&nrm=iso
- Insam, H., & De Bertoldi, M. (2007). Microbiology of Composting Process. In: Diaz, L.F., de Bertoldi, M., Bidlingmaier, W. and Stentiford, E., Eds., *Compost Science and Technology, Waste Management Series*, Elsevier Science. [https://doi.org/10.1016/S1478-7482\(07\)80006-6](https://doi.org/10.1016/S1478-7482(07)80006-6)

El pH moderadamente alcalino es representativo de las etapas termofílicas y mesofílicas en procesos de compostaje y ocurre debido a la conversión de nitrógeno en amoníaco por los organismos (Meena, et al., 2021), por lo que los resultados observados en los tratamientos indican que ambos se encuentran en dicha etapa. Sin embargo, una limitación del estudio es la falta de análisis del contenido de nutrientes como el N, P y K, lo cual podría proporcionar una visión más completa y con más variables para estudiar.

Futuras investigaciones deberían considerar estas variables para obtener resultados más precisos y aplicables en diferentes contextos. Además, sería beneficioso investigar cómo diferentes tipos de residuos afectan el proceso de FES y la calidad del compost final. Por ejemplo, la inclusión de residuos ricos en nitrógeno o carbono podría tener efectos significativos en la tasa de descomposición y en la calidad nutricional del compost.

Conclusiones

En este estudio se compararon fermentadores aerobios y anaerobios para la producción de abonos orgánicos a partir de residuos locales. Los resultados indican que los fermentadores aerobios presentan un mayor rendimiento de biomasa, así como una descomposición de materia orgánica más rápida, al igual que niveles bajos de captura de carbono, esto último debido a su transformación en forma de CO₂. En contraste, el tratamiento anaerobio mostró una mineralización más lenta y una mayor retención de biomasa.

En este estudio, se proporciona una visión detallada de las diferencias y ventajas de los métodos de fermentación aerobios y anaerobios brindando un panorama amplio de las características y rendimiento de cada tipo de tratamiento. De esta manera, la elección del método adecuado dependerá de los objetivos específicos del proceso de fermentación, ya sea una rápida descomposición y reducción de volumen o una liberación gradual y sostenida de nutrientes.

Fin de la versión en español

- Kumar, Y., Kaushal, D., Kaur, G., & Gulati, D. (2020). Effect of soil organic matter on physical properties of soil. *Just Agriculture*, 1(2), 25-30. Recuperado el 20 de mayo del 2024 de https://www.researchgate.net/publication/360560644_Effect_of_soil_organic_matter_on_physical_properties_of_soil
- Laich, F. (2011). *El papel de los microorganismos en el proceso de compostaje*. Unidad de Microbiología Aplicada, Instituto Canario de Investigaciones Agrarias. Recuperado el 14 de abril del 2024 de <https://goo.su/crj3C>

- Letelier, A. E. (1967). *Manual de fertilizantes para Chile*. Banco del Estado. Santiago de Chile. 138 p.
- Lorenzo Acosta, Y., & Obaya Abreu, M. C. (2005). La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I. *ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, XXXIX(1), 35-48.
- Mata-Alvarez, J., Macé, S., & Llabrés, P. (2000). Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology*, 74(1), 3-16. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00023-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00023-7)
- Meena, A. L., Karwal, M., Dutta, D., & Mishra, R. P. (2021). Composting: Phases and factors responsible for efficient and improved composting. *Agriculture and Food: e-Newsletter*, 3(1), 85-90. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.13546.95689>
- Mitchell, D. A., Berovic, M., & Krieger, N. (2006). *Solid-state fermentation bioreactors: Fundamentals of design and operation*. Springer Science & Business Media.
- Narihiro, T., & Sekiguchi, Y. (2007). Microbial communities in anaerobic digestion processes for waste and wastewater treatment: a microbiological update. *Current Opinion in Biotechnology*, 18(3), 273-278. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2007.04.003>
- Pandey, A. (2003). Solid-state fermentation. *Biochemical Engineering Journal*, 13(2-3), 81-84 [https://doi.org/10.1016/S1369-703X\(02\)00121-3](https://doi.org/10.1016/S1369-703X(02)00121-3)
- Pandey, A., Soccol, C. R., & Mitchell, D. (2000). New developments in solid-state fermentation: I-bioprocesses and products. *Process Biochemistry*, 35(10), 1153-1169. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(00\)00152-7](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(00)00152-7)
- Pandey, A., Soccol, C. R., & Mitchell, D. (2017). New developments in solid-state fermentation: II. Rational approaches to the design of bioreactors. *Process Biochemistry*, 42(8), 1203-1212.
- Pastrana, L. (1996). Fundamentos de la fermentación en estado sólido y aplicación a la industria alimentaria. *Ciencia y Tecnología Alimentaria*, 1(3), 4-12. <https://doi.org/10.1080/11358129609487556>
- Peñalosa-Bernal, J. P., & Ossa-Carrasquilla, L. C. (2023). Estimación de gases de efecto invernadero emitidos por la paca biodigestora durante el tratamiento de residuos orgánicos. *Revista Chapingo Serie Agricultura Tropical*, 3(1), 55-69. <https://doi.org/10.5154/r.rchsagt.2023.03.05>
- Rosario, E., & Eduardo, C. (2021). Una revisión sobre la diversidad microbiana y su rol en el compostaje aerobio. *Aporte Santiaguino*. <https://doi.org/10.32911/as.2021.v14.n2.822>
- Ruíz-Leza, H. A., Rodríguez-Jasso, R. M., Rodríguez-Herrera, R., Contreras-Esquivel, J. C., & Aguilar, C. N. (2007). Diseño de biorreactores para fermentación en medio sólido. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 6(1), 33-40. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa.
- Schaub, S. M., & Leonard, J. J. (1996). Composting: An alternative waste management option for food processing industries. *Trends in Food Science & Technology*, 7(8), 263-268. [https://doi.org/10.1016/0924-2244\(96\)10029-7](https://doi.org/10.1016/0924-2244(96)10029-7)
- Singhania, R. R., Patel, A. K., Soccol, C. R., & Pandey, A. (2009). Recent advances in solid-state fermentation. *Biochemical Engineering Journal*, 44(1), 13-18. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2008.10.019>
- Smith, J., & Brown, P. (2020). Fermentación en estado sólido: Comparación de sistemas aerobios y anaerobios. *Journal of Fermentation Science*, 45(2), 123-135.
- Tejeda-Mansir, A., Montesinos-Cisneros, R. M., Guzmán-Zamudio, R. (2011). Bioseparaciones. Pearson Educación. México. 704 pág.
- Thomas, L., Larroche, C., & Pandey, A. (2013). Current developments in solid-state fermentation. *Biochemical Engineering Journal*, 81, 146-161. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2013.10.013>
- Tiquia, S. M. (2005). Microbiological parameters as indicators of compost maturity. *Journal of Applied Microbiology*, 99(4), 816-828. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2005.02673.x>
- Tuomela, M., Vikman, M., Hatakka, A., & Itävaara, M. (2000). Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. *Bioresource Technology*, 72(2), 169-183. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(99\)00104-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(99)00104-2)
- Umer, M. I., & Rajab, S. M. (2012). Correlation between aggregate stability and microbiological activity in two Russian soil types. *Eurasian Journal of Soil Science*, 1, 45-50. Recuperado el 22 de marzo del 2024 de <https://dergipark.org.tr/tr/download/article-file/62778>
- Vásquez Castro, E. R., & Millones Chanamé, C. E. (2021). Una revisión sobre la diversidad microbiana y su rol en el compostaje aerobio. *Aporte Santiaguino*, 14(2), pág. 253-275. <https://doi.org/10.32911/as.2021.v14.n2.822>