

Aplicación de un método para la determinación del grado de biodegradabilidad de materiales plásticos en condiciones controladas de compostaje

Application of a method to determine the degree of biodegradability of plastic materials under controlled composting conditions

Marvin Eguizábal y Sara Fuentes¹

DOI del artículo: 10.36631/CLV.2023.01.01.02

Resumen

El uso de plásticos ha aumentado durante décadas debido a las ventajas que tiene con respecto a otros materiales. Esta situación ha generado la acumulación de residuos, afectando al ambiente. Se han identificado microplásticos en diversos ecosistemas y a distintos niveles de la cadena alimenticia, comprometiendo la calidad del ambiente y la salud humana. Una posible solución es la utilización de plásticos biodegradables.

Para evaluar la biodegradabilidad de materiales plásticos se emplean métodos estandarizados, como las normas ASTM D5338 e ISO 14855, que se aplican mediante el método de evolución de dióxido de carbono. Dichas normas requieren la construcción de sistemas complejos y de amplitud de espacio disponible en laboratorio.

Esta investigación propone un método alternativo basado en la normativa ASTM D5338-98. Se construyeron reactores y un sistema de aireación intermitente y se emplearon bolsas de muestreo de gases para capturar el aire de escape y analizar la producción diaria de dióxido de carbono.

Se pusieron a prueba tres materiales comercializados como biodegradables: dos tipos de película (A y B) y un plato desechable. Las muestras fueron incubadas por cuarenta y cinco días. En cuanto a los controles, el filtro de papel presentó una biodegradación de 78.25 % y el polipropileno de 0.18 %. Con relación a las muestras evaluadas, las películas A y B, así como el plato, alcanzaron una biodegradación de 6.69 %, 17.61 % y 23.81 %, respectivamente. Los resultados sugieren que el método propuesto es válido para la determinación de la biodegradabilidad de plásticos.

Palabras clave: plástico, biodegradación, dióxido de carbono, bioplástico, método ASTM D5338-98

Abstract

The use of plastics has raised during decades due to its advantages vis-a-vis other materials. However, this situation has brought waste accumulation, affecting the environment. That is why microplastics have been identified in different ecosystems and in different food-chain levels, which is alarming because of their potential impacts in the environment and human health. One of the possible solutions to this problem is the use of biodegradable plastics.

To evaluate the biodegradability of plastic materials, standardized methods are used, like the ASTM D5338 and ISO 14855 which are applied during carbon dioxide evolution method. Those require complex systems construction and huge space available in the laboratory.

In this investigation, an alternative method based in the ASTM D5338-98 is proposed. There were built reactors, as well as an intermittent aeration system using laboratory filter paper as positive control and polypropylene as negative control, and gas sampling bags to capture escape air and analyze the daily carbon dioxide production.

Three commercialized-as-biodegradable materials were tested, namely: two film types (A and B) and a disposable plate. The samples were incubated for 45 days. Regarding control, the paper filter presented 78.25 % biodegradation and polypropylene 0.18 %. Regarding the evaluated samples, the A and B samples, and the plate got 6.69 %, 17.61 % and 23.8 % biodegradation, respectively. The results suggest that the proposed method is valid for biodegradability determination in plastics.

Keywords: plastic, biodegradation, carbon dioxide, bioplastic, test method ASTM D5338-98

¹ Integrantes del equipo de investigación del Departamento de Tecnología del Instituto de Investigación en Ciencias Naturales y Tecnología (Iarna), Universidad Rafael Landívar.

Los plásticos son polímeros sintéticos que son transformados para cumplir una amplia gama de aplicaciones. Están compuestos por materiales ligeros, químicamente estables y resistentes a las condiciones ambientales; por consiguiente, han sustituido al papel, aluminio y vidrio en diversos casos (Cristan, Ize y Gavilan, 2003). El manejo deficiente de los residuos plásticos ha generado su acumulación en distintos ecosistemas —tales como ríos, lagos, suelos y océanos—. Se estima que la masa de los plásticos en los océanos pronto será mayor a la de toda la fauna marina (Dalgaard, 2017).

El consumo y la producción de plásticos ha aumentado significativamente en los últimos años. En 1950, menos de dos millones de toneladas fueron producidas; pero, para el 2018, la producción alcanzó la cifra de 359 millones de toneladas (Chidambarampadmavathy, Karthikeyan y Heimann, 2017; Plastics Europe y EPRO, 2020). Las tendencias sugieren que su producción seguirá al alza; en consecuencia, el manejo de los residuos plásticos será un reto por abordar (Ahmed *et al.*, 2018).

Comúnmente, se considera que los microplásticos son fragmentos que miden de uno a cinco milímetros (Westphalen y Abdelrasoul, 2018). Una preocupación creciente en la actualidad es la presencia constante de este tipo de plásticos en diversos lugares, ya que se han encontrado en ambientes naturales, tales como agua superficial oceánica, sedimentos marinos, lagos, ríos, glaciares polares, suelos y en la atmósfera (Li, Feng, Zhang, Ma y Shi, 2020).

En un estudio realizado por Lozoya *et al.* (2016), se observaron microplásticos en la playa Punta del Este en Uruguay: se identificaron fragmentos de polipropileno (PP), poliestireno (PS), polivinil cloruro (PVC), polietileno (PE) y polietileno tereftalato. Se estima que al menos 63 000 toneladas de este tipo de plásticos entran al suelo anualmente en Europa debido al uso de cubiertas plásticas de uso agrícola, cuyo destino es la acumulación en el suelo o su transporte a cuerpos de agua por medio de la escorrentía (Gomiero, Strafella y Fabi, 2019).

Se ha descubierto que los microplásticos liberan algunos compuestos tóxicos y adsorben otros en su superficie, lo cual ha despertado preocupación por las posibles implicaciones para los ecosistemas. Algunos aditivos estabilizantes, antioxidantes y otros productos utilizados en la fabricación de plásticos no suelen estar enlazados de forma covalente a los polímeros, lo que hace posible la liberación de compuestos tóxicos desde el plástico hacia el medio (Gomiero *et al.*, 2019). Por otra parte, se ha identificado que

los microplásticos adsorben compuestos orgánicos persistentes, tales como bifenilos policlorados (PCS, por sus siglas en inglés), pesticidas e hidrocarburos aromáticos policíclicos (PHA, por sus siglas en inglés) (Gewert, Plassmann y Macleod, 2015; Soares, Pinheiro, Oliveira y Vieira, 2020). Por lo tanto, podrían funcionar como vehículos para sustancias tóxicas y entrar en la cadena alimenticia. Se ha encontrado microplásticos en peces y mamíferos marinos, los cuales han inducido alteraciones patológicas en los mismos (Gomiero *et al.*, 2019).

La exposición humana a los microplásticos ha sido detectada por medio de diversos productos marinos: uno de los más comunes es la sal de mesa. Un reciente estudio realizado en Portugal identificó su presencia en todas las muestras de sal de mesa que analizaron; dichas muestras provenían de siete regiones distintas del país (Soares *et al.*, 2020). Otro estudio realizado en China se enfocó en el análisis del alga nori, comúnmente utilizada para cocinar sushi, cuyos resultados evidencian la identificación de microplásticos en veintitrés de veinticuatro marcas comerciales diferentes (Li *et al.*, 2020). Los efectos en la salud humana debido a la exposición a plásticos y microplásticos siguen bajo investigación; sin embargo, es una preocupación que ha cobrado relevancia en las ciencias de la salud. Una revisión exhaustiva sobre los potenciales peligros para la salud humana se encuentra en Godswill y Godspel (2019).

Se estima que del total de residuos plásticos generados globalmente, el 55 % se ha descartado en rellenos sanitarios, el 20 % ha sido reciclado y un 25 % fue incinerado (Geyer, Jambeck y Law, 2017). Estos son los tres métodos más utilizados para el manejo de residuos plásticos desde 1980. En las últimas dos décadas, ha aumentado la recuperación de residuos plásticos en Europa, alcanzado un total de 29.1 toneladas, de las cuales el 42.6 % se ha utilizado para producir energía, 32.5 % ha sido reciclado y 24.9 % se ha descartado en rellenos sanitarios (Plastics Europe y EPRO, 2020). En el 2018, Suiza, Austria y Holanda evitaron por completo el descarte en rellenos sanitarios mediante su recuperación para reciclaje o producción de energía (Plastics Europe y EPRO, 2020).

Una de las alternativas propuestas para la reducción de la generación de residuos plásticos ha sido el desarrollo de plásticos biodegradables (Calabrò y Grosso, 2018). De acuerdo con Ross, Ross y Tighe (2017), la biodegradación es el proceso mediante el cual la estructura molecular de un material es descompuesta a través de procesos enzimáticos o metabólicos. Con el avance en el desarrollo

de los plásticos biodegradables, ha surgido una distinción entre «biodegradable» y «compostable». Lo primero se refiere al proceso de degradación por la acción de microorganismos, produciendo agua, dióxido de carbono y metano como subproductos (Wahyuningtiyas y Suryanto, 2017). Por su parte, los plásticos compostables comparten las mismas propiedades, pero el ritmo de la biodegradación debe ser similar al de otros materiales compostables y no deben dejar residuos visuales ni tóxicos (Kale *et al.*, 2007). En tal sentido, los plásticos compostables son biodegradables, pero no todos los plásticos biodegradables son compostables.

La terminología usada en el campo de los plásticos biodegradables se ha desarrollado durante los últimos años. De acuerdo con European Bioplastics (2017), el término «bioplástico» es aplicable a aquellos plásticos que: (1) tienen una base biológica, (2) son biodegradables, o (3) ambos. Por lo tanto, existen tres categorías de bioplásticos según su base: (1) total o parcialmente biológica, que no son biodegradables, (2) biológica, que son biodegradables y (3) de origen fósil, también biodegradables (European Bioplastics, 2017).

Los plásticos oxodegradables son otra categoría ampliamente distribuida de forma comercial. Durante los primeros esfuerzos por promover la biodegradación, se utilizaron aditivos prooxidativos en los plásticos convencionales, los cuales promueven la fragmentación y degradación de los plásticos en presencia de rayos UV y calor (Aldas, Paladines, Valle, Pazmiño y Quiroz, 2018). Diversos estudios han encontrado que, a pesar de que los aditivos prooxidativos aceleran la fragmentación y degradación de los plásticos, estos no se consideran biodegradables o compostables, debido a su pobre desempeño al ser expuestos a condiciones de biodegradación (Arias-Villamizar y Vázquez-Morillas, 2018; Portillo, Yashchuk y Hermida, 2016; Thomas, Clarke, McLauchlin y Patrick, 2012). Por otro lado, se ha identificado que los aditivos prooxidativos disminuyen la calidad del plástico reciclado (Aldas *et al.*, 2018; Thomas *et al.*, 2012). Los plásticos oxodegradables no presentan un desempeño ambiental superior al de los plásticos convencionales.

Dentro de la categoría de bioplásticos, el ácido poliláctico (PLA, por sus siglas en inglés) ha sido uno de los más exitosos (Babu, O'Connor y Seeram, 2013). Es biodegradable, se produce con fuentes renovables (Muller, González-Martínez y Chiralt, 2017) y es

utilizado para la producción de películas, empaquetado de alimentos, contenedores de bebidas, además de emplearse exitosamente en aplicaciones médicas, como suturas y cápsulas (Chidambarampadmavathy *et al.*, 2017).

El almidón es uno de los biopolímeros más abundantes en la naturaleza, producido por fuentes renovables y es biodegradable (Muller *et al.*, 2017; Wahyuningtiyas y Suryanto, 2017). Los plásticos a base de almidón se han utilizado como sustitutos biodegradables y han sido sujeto de investigación desde hace décadas². Entre sus aplicaciones se encuentra la elaboración de bolsas, películas de cobertura de suelo agrícola, empaquetado y productos de higiene personal (Babu *et al.*, 2013).

La disciplina de los bioplásticos³ ha desarrollado diversos materiales capaces de sustituir a los plásticos convencionales (European Bioplastics, 2017). Actualmente, algunos de estos han entrado en el mercado para distintas aplicaciones; sin embargo, representan solamente el 1 % de la producción total de plásticos (Rujnić-Sokele y Pilipović, 2017).

Los bioplásticos varían por su biodegradabilidad según su composición química y el medio al que son expuestos (Adamcová *et al.*, 2017). Se han desarrollado métodos estandarizados para determinar la biodegradabilidad en medios tales como suelo, compost y ambientes acuáticos (Harrison, Boardman, O'Callaghan, Delort y Song, 2018; Ruggero, Gori y Lubello, 2019). Los parámetros utilizados para medir la biodegradabilidad se clasifican en tres categorías: (1) pérdida de masa, (2) evolución de dióxido de carbono o metano, y (3) espectroscopía infrarroja (Gu, 2017).

El primer método consiste en medir la masa de una muestra de plástico antes y después de exponerla a un medio en particular (Ruggero *et al.*, 2019). La principal objeción hacia esta metodología es el hecho de que fragmentos pequeños de las muestras podrían no recuperarse del medio; en consecuencia, la medición de biodegradabilidad se sobreestimaría (Gu, 2017). No obstante, dicho método se ha utilizado para la determinación de la biodegradabilidad de plásticos (Adhikari, Mukai, Kubota, Kai y Kaneko, 2016; Vavrková, Toman, Adamcová y Kotovicová, 2012; Vavrková y Adamcová, 2015).

El método de evolución de dióxido de carbono o metano consiste en la medición de la conversión del carbono orgánico a dióxido de carbono (ambiente

² Por ejemplo, el Centro Nacional para la Investigación de Utilización Agrícola inició su investigación en plásticos a base de almidón en 1970 (Steinbichel y Steinbüchel, 1992).

³ Una revisión exhaustiva de los distintos bioplásticos utilizados en la actualidad se encuentra en Babu *et al.* (2013).

aeróbico) o metano (ambiente anaeróbico), como resultado de la asimilación del material por parte de microorganismos (Kale *et al.*, 2007) en un ambiente cerrado y controlado. Se pueden utilizar métodos estandarizados para aplicarlo en ambientes aeróbicos –tales como compost– y ambientes anaeróbicos –como lodos de plantas de tratamiento de agua residual– (Briassoulis, Mistrionis, Mortier y Tosin, 2020; Harrison *et al.*, 2018).

En el caso de ambientes aeróbicos, las normas ASTM D5338 e ISO 14855 son las más utilizadas para determinar la biodegradabilidad mediante el método de evaluación de dióxido de carbono (Kale *et al.*, 2007). Es necesario construir un sistema que provea aire humidificado y libre de dióxido de carbono. Los plásticos deben ser expuestos al medio en recipientes cerrados que han de mantenerse a una temperatura constante de cincuenta y ocho grados centígrados, más o menos dos grados centígrados, por un período mínimo de cuarenta y cinco días (ASTM, 2003; Funabashi, Ninomiya y Kunioka, 2009). De acuerdo con las normas, la medición de las emisiones de dióxido de carbono se puede realizar de dos maneras: (1) mediante un sistema de captura de dióxido de carbono con una solución alcalina, tal como hidróxido de sodio, y (2) midiendo directamente el aire de escape con un detector infrarrojo o por cromatografía de gases (ASTM, 2003; Kale *et al.*, 2007).

El sistema que se debe construir para ejecutar el método conforme a las normas anteriormente mencionadas tiene un alto grado de complejidad y requiere de una amplia disponibilidad de espacio en laboratorio. Sin embargo, el presente trabajo propone un método modificado para la determinación de la biodegradación aeróbica de materiales plásticos en condiciones de compostaje controlado, que consiste en una adaptación de la norma ASTM 5338-98, reduciendo el tamaño de los recipientes para los reactores y la cantidad de material que se agrega dentro de ellos; asimismo, se implementó un sistema de aireación intermitente y un método alternativo para la captura del aire de escape para la medición de emisiones de dióxido de carbono.

Metodología

Se pusieron a prueba tres materiales plásticos comercializados como biodegradables: dos películas distintas y un plato desechable (ver tabla 1), todos de composición química desconocida. De acuerdo con la norma ASTM D5338-98, se debe utilizar celulosa

grado analítico como control positivo. Sin embargo, en el presente estudio, se usó papel filtro de laboratorio con un contenido de celulosa mayor al 95 % y poros entre cinco a ocho micrómetros (Sartorius Stedim Biotech, 2011). La misma norma establece el uso de polietileno virgen como control negativo; pero en este caso se empleó polipropileno, el cual también es un plástico no biodegradable (de Carvalho y Rosa, 2016).

Tabla 1

Materiales plásticos analizados en el experimento

Código	Descripción	Carbono elemental (%)
celulosa	papel filtro	42.80
PP	cuchillo desechable de polipropileno	91.87
plato	plato biodegradable	58.84
película A	película biodegradable	64.58
película B	película biodegradable	74.95

Fuente: adaptado de Eguizábal (2019)

A continuación, se detallan los pasos metodológicos del estudio.

Preparación de las muestras

Todos los materiales fueron cortados en fragmentos menores a cuatro centímetros cuadrados de área, de acuerdo con la norma ASTM D5338-98.

Preparación del compost

Se tomó una muestra en la pila de compost de residuos vegetales de un restaurante, la cual tenía dos meses de proceso. El material fue tamizado con una malla de cinco por cinco milímetros. La humedad del compost se ajustó con agua destilada hasta llegar al 50 % (base seca). El compost preparado fue activado agregando quince gramos del mismo en treinta recipientes de doscientos cincuenta mililitros de vidrio ámbar, los cuales se mantuvieron en baño de María a cincuenta grados centígrados por veinticuatro horas. El sistema fue aireado dos veces durante ese período. Durante todo el experimento, se agregó agua destilada según fuera necesario para mantener la humedad.

El contenido de ceniza del compost fue de 56.56 % en peso (%m/m⁴), el pH⁵ de 7.7 y la relación carbono/nitrógeno fue de 8.

⁴ Esta es una medida de la concentración que se utiliza para medir el peso de soluto por cada cien unidades de peso de una solución.

⁵ Medida que se emplea para calcular el nivel de acidez o alcalinidad de una disolución, haciendo referencia al potencial de hidrógeno.

Preparación de reactores

Posterior a la activación del compost, se agregaron dos gramos de material de prueba a cada recipiente, según el tratamiento asignado. Cinco recipientes contenían el papel filtro, cinco el polipropileno, cinco la película A, cinco la película B, cinco las muestras del plato y cinco solamente compost.

Sistema de biodegradación

El sistema de biodegradación consistió en treinta reactores de vidrio ámbar de doscientos cincuenta mililitros, que corresponden a dos materiales de control y tres de prueba, con cinco repeticiones cada uno; así como cinco que contenían solamente compost. Los reactores se mantuvieron en baño de María a una temperatura constante de cincuenta grados centígrados. La norma establece que la temperatura se debe mantener a cincuenta y ocho grados centígrados; sin embargo, los materiales de prueba presentaron cambios físicos al ser expuestos a dicha temperatura. En casos especiales, la norma permite la modificación de la temperatura (ASTM, 2003).

El sistema de aireación suministraba aire libre de dióxido de carbono a los reactores y era alimentado por una bomba de aire. Primero, el aire pasaba por un recipiente de cuatro litros de vidrio ámbar que contenía una solución de hidróxido de sodio a dos molar⁶, la cual cumplía la función de captura del dióxido de carbono que pudiese contener el aire ambiental. Seguidamente, el aire pasaba a un recipiente de 2.5 litros de vidrio ámbar con agua destilada, a fin de aumentar su humedad. El aire húmedo y libre de dióxido de carbono se distribuía hacia los treinta reactores simultáneamente por medio de un sistema de mangueras. Cada reactor estaba conectado a otro recipiente de vidrio ámbar de doscientos cincuenta mililitros, que funcionaba como deshumidificador del aire de escape, lo cual era necesario para evitar errores en la medición de dióxido de carbono como producto de la humedad del aire. Finalmente, el aire de escape de cada reactor era capturado en una bolsa de muestreo de gases de marca Restek de diez litros.

La aireación se realizó dos veces al día, una a las 10:00 a. m. y otra a las 6:00 p. m. Cada aireación consistió en aproximadamente cinco litros de flujo de aire para cada reactor.

Figura 1

Toma del sistema de biodegradación luego de la segunda aireación diaria



Fuente: tomada de Eguizábal (2019)

Medición de dióxido de carbono

Las mediciones de dióxido de carbono se realizaron mediante el aire capturado en las bolsas de muestreo de gases. Luego de la segunda aireación diaria, cada bolsa fue examinada con un analizador de gases modelo EAGLE II fabricado por RKL Instruments, el cual está equipado con un sensor infrarrojo para dióxido de carbono y un sensor de oxígeno. Al terminar el análisis de gases, las bolsas fueron vaciadas con la ayuda de una bomba de vacío para ser nuevamente conectadas a los reactores. Este procedimiento se realizó diariamente durante todo el experimento.

Cálculo de la biodegradación

El primer paso fue la determinación del volumen de dióxido de carbono (CO₂) en mililitros. Debido a que el análisis de gases se realizó luego de la segunda aireación diaria (cuando las bolsas estaban llenas), es válido asumir que el volumen total de aire dentro de la bolsa era de diez mil mililitros.

El volumen de dióxido de carbono emitido diariamente se calculó a partir de la siguiente ecuación:

$$\text{CO}_2 \text{ ml} = \frac{\text{CO}_2 \% * 10\,000 \text{ ml}}{100} \quad (1),$$

donde CO₂ ml es el volumen de dióxido de carbono en mililitros, CO₂ % es el porcentaje de dióxido de carbono detectado por el analizador de gases y 10 000 ml es el volumen total del aire en la bolsa de muestreo de gases.

⁶ Medida de concentración que expresa el número de moles disueltos por litro de disolución.

El siguiente paso fue la conversión del volumen de dióxido de carbono a masa. Esto se realizó al multiplicar el volumen de dióxido de carbono por su densidad corregida por presión y temperatura. La corrección de presión se realizó por medio de la siguiente ecuación:

$$P = P_o e^{-\frac{\mu gh}{RT}} \quad (2),$$

donde P es la presión corregida por la altitud, P_o es la presión barométrica al nivel del mar, μ es la masa molar del aire, g es la aceleración de la gravedad, h es la altitud del laboratorio (mil quinientos metros sobre el nivel del mar), R es la constante universal de gases para el aire terrestre y T es la temperatura al momento de la medición de dióxido de carbono.

La densidad del dióxido de carbono fue corregida por medio de la siguiente ecuación:

$$d_1 = d_2 * \frac{P_1 * T_2}{P_2 * T_1} \quad (3),$$

donde d_1 es la densidad corregida por presión y temperatura, d_2 es la densidad del dióxido de carbono en condiciones estándar, P_1 es la presión calculada en la ecuación (2), P_2 es la presión estándar, T_1 es la temperatura al momento de análisis de dióxido de carbono y T_2 es la temperatura estándar.

La masa de dióxido de carbono se calculó por medio de la siguiente ecuación:

$$CO_2g = \rho CO_2g/ml * CO_2 ml \quad (4),$$

donde $CO_2 g$ es la masa de dióxido de carbono, ρCO_2 es la densidad del dióxido de carbono calculada con la ecuación (3) y $CO_2 ml$ es el volumen de dióxido de carbono calculado en la ecuación (1).

Para determinar la cantidad teórica de generación de dióxido de carbono, se utilizó el método establecido en la norma ASTM D5338-98, por medio de la siguiente ecuación:

$$YgCO_2 = \frac{XgC * 44gCO_2}{12gC} \quad (5),$$

donde $YgCO_2$ es la cantidad teórica de dióxido de carbono que se produciría si todo el carbono orgánico fuese transformado, XgC es la cantidad de carbono total agregado a los reactores, $44gCO_2$ es el peso molecular del dióxido de carbono y $12gC$ es el peso molecular del carbono.

El porcentaje de biodegradación se estimó como la proporción de dióxido de carbono producida en función de la cantidad teórica calculada con la ecuación (5). De acuerdo con la norma ASTM D5338-98, se utilizó la siguiente ecuación:

$$\%B = \frac{\text{promedio}C_g(\text{material}) * \text{promedio}C_g(\text{compost})}{C_i} * 100 \quad (6),$$

donde $\%B$ es el porcentaje de biodegradación, C_g es la cantidad de dióxido de carbono producido y C_i es la cantidad teórica de producción de dióxido de carbono. El porcentaje de biodegradación se calculó diariamente y fue acumulativo para generar la curva de evolución de dióxido de carbono para cada material.

Tiempo de incubación

El tiempo de incubación fue de cuarenta y cinco días, de acuerdo con la norma ASTM D5338-98.

Resultados y discusión

El sistema de biodegradación se construyó con base en los principios establecidos en la norma ASTM D5338-98. Se realizaron modificaciones al tamaño de los reactores, así como a la cantidad de compost y material que se agrega a los mismos. De acuerdo con la norma, los reactores deben tener entre dos y cinco litros de capacidad, se deben agregar seiscientos gramos de compost seco y la cantidad de material de prueba es de cien gramos (ASTM, 2003). A pesar de que los reactores utilizados en el presente ensayo fueron de menor tamaño, la cantidad de dióxido de carbono producido fue suficiente para ser detectable.

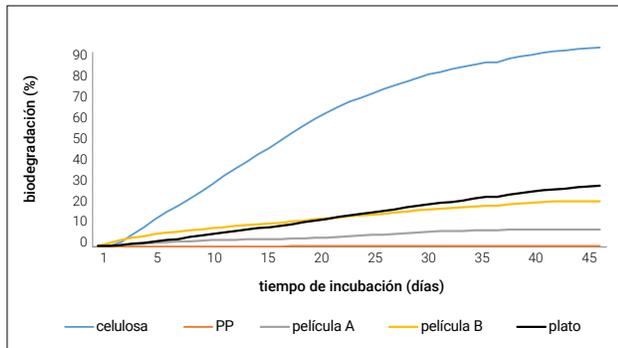
Como control positivo, se utilizó papel filtro de laboratorio, el cual contiene un 95 % de celulosa. Luego de cuarenta y cinco días, alcanzó una biodegradación de 78.25 %. De acuerdo con el estándar, el control positivo debe alcanzar un mínimo de 70 % de biodegradación para que el ensayo sea válido (ASTM, 2003). Los resultados obtenidos son consistentes con los hallazgos de Leejarkpai, Suwanmanee, Rudeekit y Mungcharoen (2011), Cadar, Paul, Roman, Miclean y Majdik (2012) e Intaraksa *et al.* (2012), quienes utilizaron diferentes versiones de la norma ISO 14855, la cual es homóloga a la norma ASTM D5338-98. En los tres estudios se empleó celulosa microcristalina como control positivo y todos alcanzaron una biodegradación mayor a 70 %.

La figura 2 muestra que durante los primeros dos días, la biodegradación del filtro de papel no fue significativa, debido al período de latencia; sin embargo, a partir del tercer día se registró un aumento. Durante los días 4 a 22 se presentó la tasa de biodegradación más alta, con un promedio de 2.81 % de biodegradación diaria. A partir del día 23 hasta el día 37, la tasa se redujo aproximadamente a la mitad del período inicial, con un promedio de 1.25 % diario. Los últimos ocho días de incubación presentaron nuevamente una reducción

en la tasa (aproximadamente de la mitad del período anterior), con un promedio de 0.56 % diario. La tasa de biodegradación del filtro de papel es la más alta debido a que la celulosa es una molécula fácilmente hidrolizable, por lo tanto, el carbono se vuelve disponible rápidamente para los microorganismos en el medio (Leejarkpai *et al.*, 2011).

Figura 2

Evolución del grado de biodegradación promedio de los materiales de prueba en condiciones controladas de compostaje, en función del tiempo



Fuente: adaptado de Eguizábal (2019)

Se utilizó un cuchillo desechable de polipropileno como control negativo. De acuerdo a la norma, se debe usar polietileno (ASTM, 2003). Luego de cuarenta y cinco días, se obtuvo una biodegradación de 0.18 %. En su estudio, Leejarkpai *et al.* (2012) obtuvieron 0.56 % de biodegradación, luego de noventa días de utilizar polietileno. En ambos casos, el control negativo presentó una biodegradación despreciable. De acuerdo con la figura 2, la biodegradación del polipropileno se mantuvo casi encima del eje de las abscisas y se registró únicamente en los días 18, 19 y 21, con porcentajes del 0.09 %, 0.05 % y 0.05 %, respectivamente. Los datos demuestran que el polipropileno exhibe un comportamiento similar al polietileno como control negativo.

Entre los materiales de prueba, la película A presentó el nivel de biodegradabilidad más bajo (con 6.69 %) y su nivel máximo ocurrió en el día 39. El comportamiento de la biodegradación fue relativamente constante durante los treinta y ocho días que registraron producción de dióxido de carbono, con un promedio diario de 0.18 % entre los días 2 y 39, y 0 % en el resto de los días de incubación. En el caso de la película B, la biodegradación alcanzada fue de 17.61 % y su nivel máximo se obtuvo en el día 41, con un promedio diario de 0.43 % y 0 % durante los últimos cuatro días de incubación. El comportamiento de la biodegradación fue constante durante los cuarenta y un días en los que se registró producción de dióxido de carbono.

El plato obtuvo el nivel de biodegradación más alto, con un 23.81 %. Dicho material tuvo una tasa de biodegradación constante hasta el día 41 (con un promedio diario de 0.55 %). Sin embargo, a partir de los últimos cuatro días, comenzó a disminuir a un promedio de 0.36 % diario.

Para que un plástico concluya satisfactoriamente la prueba de biodegradación mediante el método de evolución de dióxido de carbono, es necesario que alcance un porcentaje mínimo. En el caso de plásticos compuestos por un solo tipo de polímero (homopolímero), el mínimo a alcanzar es del 60 %, pero este porcentaje debe ser del 90 % en copolímeros —una mezcla de polímeros o aditivos de bajo peso molecular— (Kale *et al.*, 2007). En tal sentido, la tasa de biodegradación mínima que deberían presentar los materiales de prueba es del 1.3 % diario en el caso de un homopolímero o 2 % diario para los plásticos combinados. Por lo tanto, ninguno de los materiales probados en este estudio alcanzó el mínimo de biodegradabilidad, ni una tasa aceptable para concluir el ensayo de manera satisfactoria.

Conclusiones

Los resultados obtenidos de la experimentación sugieren que el método modificado para la determinación de la biodegradación aeróbica de materiales plásticos en condiciones de compostaje controlado es funcional para la evaluación de plásticos biodegradables. La utilización de recipientes de vidrio ámbar de doscientos cincuenta mililitros es válida para crear reactores funcionales. Un sistema de aireación intermitente con dos corridas al día parece ser suficiente para mantener las condiciones aeróbicas dentro de los reactores. La captura del aire diariamente en bolsas de muestreo de gases es una alternativa funcional para determinar la cantidad de dióxido de carbono producido. El papel filtro de laboratorio es un material válido para utilizar como control positivo y el polipropileno es apropiado como control negativo. Ninguno de los materiales de prueba presentó un grado o tasa de biodegradación suficiente para ser considerados biodegradables.

Reconocimientos

Este trabajo fue asesorado y supervisado por el Mgtr. Eduardo Sacayón. Se extiende un agradecimiento y reconocimiento al Departamento de Tecnología del Instituto de Investigación en Ciencias Naturales y Tecnología, el cual proporcionó fondos para la ejecución de la experimentación. Asimismo, se agradece a los Mgtr. Luis Núñez y Gamaliel Zambrano, para la elaboración del presente proyecto.

Referencias

- Adamcová, D., Elbl, J., Zloch, J., Vaverková, M. D., Kintl, A., Juříčka, D., Hladký, J. y Brtnický, M. (2017). Study on the (bio)degradation process of bioplastic materials under industrial composting conditions. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 65(3), 791-798. <https://doi.org/10.11118/actaun201765030791>
- Adhikari, D., Mukai, M., Kubota, K., Kai, T. y Kaneko, N. (2016). Degradation of bioplastics in soil and their degradation effects on environmental microorganisms. *Journal of Agricultural Chemistry and Environment*, 5(1), 23-34. <https://doi.org/10.4236/jacen.2016.51003>
- Ahmed, T., Shahid, M., Azeem, F., Rasul, I., Shah, A. A., Noman, M., Hameed, A., Manzoor, N., Manzoor, I. y Muhammad, S. (2018). Biodegradation of plastics: Current scenario and future prospects for environmental safety. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(8), 7287-7298. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1234-9>
- Aldas, M., Paladines, A., Valle, V., Pazmiño, M. y Quiroz, F. (2018). Effect of the prodegradant-additive plastics incorporated on the polyethylene recycling. *International Journal of Polymer Science*, 2018(1), 1-10. <https://doi.org/10.1155/2018/2474176>
- Arias-Villamizar, C. A. y Vázquez-Morillas, A. (2018). Degradation of conventional and oxodegradable high density polyethylene in tropical aqueous and outdoor environments. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 34(1), 137-147. <https://doi.org/10.20937/RICA.2018.34.01.12>
- ASTM. (2003). ASTM D5338-11. Standard test method for determining aerobic biodegradation of plastic materials under controlled composting conditions, incorporating thermophilic temperatures. En *ASTM International, West Conshohocken* (vol. 98). <https://doi.org/10.1520/D5338-11>
- Babu, R. P., O'Connor, K. y Seeram, R. (2013). Current progress on bio-based polymers and their future trends. *Progress in Biomaterials*, 2(1), 8. <https://link.springer.com/article/10.1186/2194-0517-2-8>
- Briassoulis, D., Mistriotis, A., Mortier, N. y Tosin, M. (2020). A horizontal test method for biodegradation in soil of bio-based and conventional plastics and lubricants. *Journal of Cleaner Production*, 242(1), 118392. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118392>
- Cadar, O., Paul, M., Roman, C., Miclean, M. y Majdik, C. (2012). Biodegradation behaviour of poly(lactic acid) and (lactic acid-ethylene glycol-malonic or succinic acid) copolymers under controlled composting conditions in a laboratory test system. *Polymer Degradation and Stability*, 97(3), 354-357. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2011.12.006>
- Calabrò, P. S. y Grosso, M. (2018). Bioplastics and waste management. *Waste Management*, 78, 800-801. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.06.054>
- Chidambarampadmavathy, K., Karthikeyan, O. P. y Heimann, K. (2017). Sustainable bio-plastic production through landfill methane recycling. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 71, 555-562. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.12.083>
- Cristan, A., Ize, I. y Gavilan, A. (2003). La situación de los envases de plástico en México. *Gaceta Ecológica*, (69), 67-82. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=53906905>
- Dalgaard, J. Z. (2017). On the subject of the environmental problem of plastic pollution of our oceans. *Environmental Risk Assessment and Remediation*, 1(1). <https://www.alliedacademies.org/articles/on-the-subject-of-the-environmental-problem-of-plastic-pollution-of-our-oceans.pdf>
- de Carvalho, C. L. y Rosa, D. S. (2016). Polypropylene biodegradation. En P. Garcia (ed.), *Polypropylene: Properties, uses and benefits*. Nova Science Publishers, Incorporated.
- Eguizábal, M. (2019). *Consumo de carbono de tres productos de plástico biodegradable en condiciones de compostaje* [tesis de licenciatura, Universidad Rafael Landívar]. <http://bibliod.url.edu.gt/Tesis/wevg/2019/06/15/Eguizabal-Marvin.pdf>
- European Bioplastics. (2017). *BIOPLASTICS facts and figures*. European Bioplastics. http://docs.european-bioplastics.org/publications/EUBP_Facts_and_figures.pdf
- Funabashi, M., Ninomiya, F. y Kunioka, M. (2009). Biodegradability evaluation of polymers by ISO 14855-2. *International Journal of Molecular Sciences*, 10(8), 3635-3654. <https://doi.org/10.3390/ijms10083635>
- Gewert, B., Plassmann, M. M. y Macleod, M. (2015). Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment. *Environmental Science: Processes and Impacts*, 17(9), 1513-1521. <https://doi.org/10.1039/c5em00207a>

- Geyer, R., Jambeck, J. R. y Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7). <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>
- Godswill, A. C. y Godspel, A. C. (2019). Physiological effects of plastic wastes on the endocrine system (bisphenol A, phthalates, bisphenol S, PBDEs, TBBPA). *International Journal of Bioinformatics and Computational Biology*, 4(2), 11-29.
- Gomiero, A., Strafella, P. y Fabi, G. (2019). From macroplastic to microplastic litter: Occurrence, composition, source identification and interaction with aquatic organisms. Experiences from the Adriatic Sea. En A. Gomiero (ed.), *Plastics in the Environment* (pp. 1-20). IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.81534>
- Gu, J. (2017). Biodegradability of plastics: The pitfalls. *Applied Environmental Biotechnology*, 2(1), 49-51. <https://doi.org/10.26789/AEB.2017.01.006>
- Harrison, J. P., Boardman, C., O'Callaghan, K., Delort, A. M. y Song, J. (2018). Biodegradability standards for carrier bags and plastic films in aquatic environments: A critical review. *Royal Society Open Science*, 5(5). <https://doi.org/10.1098/rsos.171792>
- Intaraksa, P., Rudeekit, Y., Siriyota, P., Chaiwutthinan, P., Tajan, M. y Leejarkpai, T. (2012). The ultimate biodegradation of the starch based biodegradable plastics. *Advanced Materials Research*, 506, 327-330. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.506.327>
- Kale, G., Kijchavengkul, T., Auras, R., Rubino, M., Selke, S. E. y Singh, S. P. (2007). Compostability of bioplastic packaging materials: An overview. *Macromolecular Bioscience*, 7(3), 255-277. <https://doi.org/10.1002/mabi.200600168>
- Leejarkpai, T., Suwanmanee, U., Rudeekit, Y. y Mungcharoen, T. (2011). Biodegradable kinetics of plastics under controlled composting conditions. *Waste Management*, 31(6), 1153-1161. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.12.011>
- Li, Q., Feng, Z., Zhang, T., Ma, C. y Shi, H. (2020). Microplastics in the commercial seaweed nori. *Journal of Hazardous Materials*, 388(15), 122060. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122060>
- Lozoya, J. P., Teixeira de Mello, F., Carrizo, D., Weinstein, F., Olivera, Y., Cedrés, F., Pereira, M. y Fossati, M. (2016). Plastics and microplastics on recreational beaches in Punta del Este (Uruguay): Unseen critical residents? *Environmental Pollution*, 218, 931-941. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.041>
- Muller, J., González-Martínez, C. y Chiralt, A. (2017). Combination of poly(lactic) acid and starch for biodegradable food packaging. *Materials*, 10(8), 952. <https://doi.org/10.3390/ma10080952>
- Plastics Europe y EPPO. (2020). *Plastics – the Facts 2019*. Plastics Europe. <https://www.plasticseurope.org/es/resources/publications/1804-plastics-facts-2019>
- Portillo, F., Yashchuk, O. y Hermida, É. (2016). Evaluation of the rate of abiotic and biotic degradation of oxo-degradable polyethylene. *Polymer Testing*, 53, 58-69. <https://doi.org/10.1016/j.polymertesting.2016.04.022>
- Ross, G., Ross, S. y Tighe, B. J. (2017). Bioplastics: New routes, new products. En *Brydson's Plastics Materials* (8.ª edición, pp. 631-652). Butterworth-Heinemann. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-35824-8.00023-2>
- Ruggero, F., Gori, R. y Lubello, C. (2019). Methodologies to assess biodegradation of bioplastics during aerobic composting and anaerobic digestion: A review. *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*, 37(10), 959-975. <https://doi.org/10.1177/0734242X19854127>
- Rujnić-Sokele, M. y Pilipović, A. (2017). Challenges and opportunities of biodegradable plastics: A mini review. *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*, 35(2), 132-140. <https://doi.org/10.1177/0734242X16683272>
- Sartorius Stedim Biotech. (2011). *Filter Papers for the Laboratory and Industry*. <https://www.sartorius.com/resource/blob/444508/ff21a5f8bc5a7a735bb97c25f480c843/broch-filter-papers-sl-1537-e-data.pdf>
- Soares, A. S., Pinheiro, C., Oliveira, U. y Vieira, M. N. (2020). Microplastic pollution in Portuguese saltworks. En A. Devlin (ed.), *Inland Waters. Dynamics and ecology* (pp. 1-15). IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.91476>
- Steinbichel, A. y Steinbüchel, A. (1992). Biodegradable plastics. *Current Opinion in Biotechnology*, 3(3), 291-297. [https://doi.org/10.1016/0958-1669\(92\)90107-T](https://doi.org/10.1016/0958-1669(92)90107-T)
- Thomas, N. L., Clarke, J., McLaughlin, A. R. y Patrick, S. G. (2012). Oxodegradable plastics: Degradation, environmental impact and recycling. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Waste and Resource Management*, 165(3), 133-140. <https://doi.org/10.1680/warm.11.00014>

- Vaverková, M. y Adamcová, D. (2015). Biodegradability of bioplastic materials in a controlled composting environment. *Journal of Ecological Engineering*, 16(3), 155-160. <https://doi.org/10.12911/22998993/2949>
- Vaverková, M., Toman, F., Adamcová, D. y Kotovicová, J. (2012). Study of the biodegradability of degradable/biodegradable plastic material in a controlled composting environment. *Ecological Chemistry and Engineering S*, 19(3), 347-358. <https://doi.org/10.2478/v10216-011-0025-8>
- Wahyuningtiyas, N. E. y Suryanto, H. (2017). Analysis of biodegradation of bioplastics made of cassava starch. *Journal of Mechanical Engineering Science and Technology*, 1(1), 40-53. <http://journal2.um.ac.id/index.php/jmest/article/view/1207>
- Westphalen, H. y Abdelrasoul, A. (2018). Challenges and treatment of microplastics in water. En M. Glavan (ed.), *Water Challenges of an Urbanizing World* (pp. 71-83). InTech Open. <https://doi.org/10.5772/intechopen.71494>