

SUCESION DE MESOINVERTEBRADOS EN DOS PILAS DE COMPOST CONTRASTANTES

Nicolás Andrés Ferreiro^{1,2,*}; Delfina Villarreal²

¹ INEDES (Universidad Nacional de Luján-CONICET), Luján, Buenos Aires, Argentina.

² Universidad Nacional de Luján, Luján, Buenos Aires, Argentina.

RESUMEN

Existe un importante desconocimiento sobre las comunidades de mesoinvertebrados asociadas al compostaje. Aquí describimos el proceso de compostaje en dos pilas: 1) Pila de sustratos agotados en el cultivo de gírgola (S) y 2) Pila de sustratos agotados + bagazo de cerveza (S + B), sin réplicas. El compostaje se realizó en pilas cubiertas con volteos semanales y con dicha frecuencia se estimaron, la temperatura y la humedad. A los 0, 20, 30, 40, 60, 100 y 120 días se tomaron muestras del centro de cada pila para estimación de pH, conductividad, C orgánico, N total Kjeldahl y P extraíble Olsen. Asimismo, muestras del material fueron montadas en embudos Berlese para obtener los invertebrados. Finalmente, se determinaron el tamaño y densidad de los microplásticos (<5 mm) al inicio y al final del proceso para ambas pilas. El compostaje transcurrió a lo largo de 120 días, alcanzándose una fase termofílica que duró 30-40 días durante los cuales la temperatura superó los 45 °C. En ambas pilas, durante el proceso de compostaje ocurrió una desaparición de los mesoinvertebrados coincidente con la etapa termofílica. Asimismo, se observó un pico en la densidad de mesoinvertebrados luego de tres semanas de finalizada la etapa termofílica. Los grupos dominantes fueron Collembola en S y Acari en S + B. Nuestro trabajo estimó una densidad de 0,8-3,8 microplásticos por gramo de compost en ambas pilas, que por su tamaño (0,02-1,4 mm) serían capaces de interactuar negativamente con los mesoinvertebrados. Necesitamos más estudios sobre las dinámicas de las comunidades de invertebrados y los microplásticos durante los procesos de descomposición controlada que se desarrollan en el compostaje, así como la interacción entre invertebrados y microplásticos.

Palabras clave: ácaros, colémbolos, nutrientes, residuos agroindustriales

MESOINVERTEBRATE SUCCESSION IN TWO CONTRASTING COMPOST PILES

ABSTRACT

There is a significant lack of knowledge about the communities of mesoinvertebrates associated with the composting process. Here we evaluate the presence of mesoinvertebrates during the the composting process in two compost piles: 1) a pile of spent substrate from oyster mushroom cultivation (S), and 2) a pile of spent substrate from oyster mushroom cultivation + beer bagasse (S + B), without replicates. Composting was carried out in covered piles with weekly turnings. Temperature and humidity were estimated weekly in the center of each pile. Samples were taken at 0, 20, 30, 40, 60, 100, and 120 days from the center of the pile to estimate pH, conductivity, organic C, total Kjeldahl N, and extractable Olsen P. Additionally, samples of the material were placed in Berlese funnels to obtain the invertebrates. Finally, the size and density of microplastics (<5 mm) were determined at the beginning and end of the composting process for both piles. The composting process lasted 120 days. The thermophilic phase lasted 30-40 days and the temperature exceeded 45°C. In both piles, the disappearance of mesoinvertebrates coincided with the thermophilic stage. A peak in mesoinvertebrate density was observed three weeks after the end of the thermophilic stage.

* Autor de contacto:
nicolasferreiro@conicet.gov.ar

Recibido:
03-06-24

Recibido con revisiones:
31-08-24

Aceptado:
02-09-24

The dominant groups were Collembola both in S and Acari in S + B compost piles. Our work verified the presence of 0.8-3.8 microplastics particles per gram of compost in both piles, which may negatively interact with the mesoinvertebrates due to their size (0.02-1.4 mm). We need to carry out more studies on the dynamics of invertebrate communities and microplastics during the controlled decomposition processes of composting, as well as the interaction between them.

Keywords: mites, springtails, nutrients, agro-industrial wastes

INTRODUCCION

El compostaje puede considerarse como un proceso controlado de descomposición de la materia orgánica bajo condiciones aeróbicas y termófilas. Durante el compostaje el proceso de descomposición debe dar lugar a tres etapas diferentes: 1) Una etapa mesófila (temperaturas entre 10°C y 45°C); 2) Una etapa termófila (temperaturas mayores a 45°C); 3) Una segunda etapa mesófila (o de maduración) (Mazzarino y Satti, 2012). La ocurrencia de estas tres etapas es necesaria para obtener un producto estable y maduro, sin sustancias fitotóxicas que puedan afectar el crecimiento vegetal. Las variaciones en la temperatura ocurridas durante el compostaje son indicadores del grado de actividad descomponedora llevada a cabo por bacterias, hongos y mesoinvertebrados (Mazzarino y Satti, 2012).

El desconocimiento sobre las comunidades de microorganismos descomponedores asociadas al compostaje es significativo, sin embargo, el desarrollo de herramientas moleculares ha contribuido al avance del estudio de las comunidades de bacterias y hongos (Neher et al., 2013). El conocimiento disponible sobre las comunidades de mesoinvertebrados asociadas a los procesos de compostaje es mucho más escaso, y principalmente enfocado en unos pocos grupos como los nematodos (Steel et al., 2010; Steel y Bert, 2012) y los colémbolos (Robles et al., 2012; Palacios-Vargas et al., 2016). Los reportes de ácaros en compost son escasos y limitados a taxa de gran tamaño como Mesostigmata Gamasidae (Mayer, 2009; Kumari, 2017; dos Santos Araújo et al., 2021). Además, estos reportes suelen referirse a la comunidad de invertebrados asociados al producto final (Robles et al., 2012; dos Santos Araújo et al., 2021). Sin embargo, los mesoinvertebrados tienen varias ventajas por sobre los microorganismos como indicadores del estado del compost: 1) mayor simplicidad en la identificación, 2) posición más elevada en la cadena trófica que les permite integrar mejor las propiedades físicas, químicas y biológicas, 3) mayor tiempo de generación que los hacen temporalmente más estables (Kumari, 2017).

Los microplásticos han comenzado a reconocerse como un contaminante relevante durante los últimos cinco años (Stapleton y Hai, 2023). Su riesgo para los organismos proviene de un efecto directo sobre procesos fisiológicos de organismos acuáticos y terrestres, así como de su capacidad de actuar de vector para otros contaminantes (ej.: metales pesados, antibióticos) (Bradney et al., 2019). Previamente se ha reportado un efecto negativo de los microplásticos sobre el comportamiento de alimentación en macroinvertebrados (Cole et al., 2015), el hecho que el rango de tamaño de los microplásticos (<5 mm) se superponga al rango de tamaño de los mesoinvertebrados (0,1-2 mm) sugiere que podrían existir importantes interacciones entre ambos. Por otro lado, los plásticos del compost se incluyen entre los materiales inertes, que por ejemplo según la norma de SENASA no pueden superar los 16 mm ni el 5% de masa sólida (RES-SECCYMA-SENASA 2019), sin embargo, hay evidencia creciente de que pueden ser una vía para la contaminación del suelo (Weithmann et al., 2018; Bradney et al. 2019). Entonces, los plásticos del compost son importantes porque potencialmente actuarían como vectores de contaminantes, y a su vez interaccionarían con la comunidad de invertebrados que interviene en el proceso de descomposición.

Ante la falta de información sobre la dinámica de las comunidades de mesoinvertebrados y los microplásticos durante el proceso de compostaje, se decidió realizar un estudio exploratorio que consistió en un monitoreo detallado de dos pilas de compostaje contrastantes (sin réplicas): 1) sustratos utilizados en el cultivo de gírgola agotados (S) y 2) sustratos utilizados en el cultivo de gírgola agotados + malta del bagazo utilizado en la fabricación de cerveza (S + B).

MATERIALES Y METODOS

El estudio se llevó a cabo en el predio del productor de hongos agroecológicos Kaiken Cultivo Natural (Rafael Arcos 2002, B1744 Moreno), que brindó las bolsas de paja de trigo previamente utilizadas en el cultivo de gírgola (humedad=70%, pH=6,0; conductividad eléctrica=4,6 dS m⁻¹; 0,05 g kg⁻¹ P y relación C:N=87). El otro residuo fue malta de cebada del bagazo utilizado en la fabricación de cerveza por la Fábrica de

cerveza artesanal Beer Michen de la misma localidad de Moreno (humedad=80 %, pH=6,69, conductividad eléctrica=2,62 dS m⁻¹; 1,5 g kg⁻¹ P y relación C:N=3). El compostaje se realizó en pilas de 1 m³ cubiertas por una lona para evitar desecamiento y exceso de humedad en caso de lluvias. Se estudiaron dos pilas: 1) pila de sustratos agotados en el cultivo de gírgola (S) (80 bolsas de paja de trigo 50x20x20 cm³), y 2) pila de sustratos agotados + bagazo de cerveza (S + B) (80 bolsas de paja de trigo + 200 kg malta del bagazo de la producción de cerveza), entre marzo y agosto de 2023. Para obtener dos pilas contrastantes en cuanto a su contenido de nutrientes (C:N), la mezcla de S + B se realizó en una proporción peso seco:peso seco, 1:1. Se realizaron volteos semanales de forma manual con horquilla y pala para homogeneizar el material y promover la actividad biológica. Semanalmente, se estimaron la humedad y temperatura en el centro de cada pila. A los 0, 20, 30, 40, 60, 100 y 120 días se tomó del centro de cada pila una muestra puntual de material para realizar las determinaciones físico-químicas y obtener los invertebrados (500 g de peso seco). Este constituye un estudio descriptivo, consistente en un monitoreo detallado de dos pilas de compostaje contrastantes (sin réplicas).

Determinaciones físico-químicas

En el laboratorio se estimó la humedad, y el material seco se utilizó para estimar densidad, pH, conductividad eléctrica, P extraíble, N total y C orgánico. La humedad se estimó gravimétricamente por secado en estufa a 70°C hasta peso constante. Un cilindro plástico (2,6 cm diámetro, 4 cm alto) fue utilizado para obtener una submuestra del material seco, que luego se pesó para estimar la densidad del compost (g cm⁻³). El pH y la conductividad eléctrica se estimaron con electrodos de laboratorio en suspensiones muestra:agua destilada, 1:10. El P se extrajo con 0,5 M NaHCO₃ y se determinó con el método del ácido ascórbico (Olsen y Sommers, 1982). El N total se estimó mediante el método de semi micro Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982). El C orgánico se estimó por el método de calcinación de la materia orgánica en mufla (4 h, 550 °C), y la corrección materia orgánica = 1,8 carbono orgánico (Iglesias Jiménez y Pérez García, 1992).

Determinación de los microplásticos

Los microplásticos (MPs) se extrajeron de material seco (5 g) mediante tres pasos sucesivos: (1) oxidación de la materia orgánica, (2) centrifugación, y (3) filtración. Los MPs se oxidaron con 1M NaOCl en suspensiones muestra:hipoclorito de sodio, 1:10 durante 24 h (Bottone et al., 2022). El material oxidado se centrifugó (9 rpm 15 min) y el sobrenadante se filtró utilizando bomba de vacío (filtro de papel de 30 µm de tamaño de poro). El pellet se resuspendió con 50 mL de solución sobresaturada de NaCl y 3 mL de aceite de girasol (Scopetani et al., 2020). Esta suspensión se centrifugó y filtró (mismos parámetros que al inicio). El procedimiento de oxidación-extracción MPs se repitió tres veces en cada muestra para garantizar la oxidación de toda la materia orgánica y la extracción de todos los MPs. Los MPs de cada filtro se tiñeron con Rodamina B (60 °C 15 min), para su posterior conteo y medición bajo microscopio con luz UV (325 nm) (Tong et al., 2021). La densidad de MPs se expresó por peso seco (N g⁻¹) y volumen (N cm⁻³).

Comunidad de invertebrados

Los mesoinvertebrados se obtuvieron de material fresco (300 g) mediante embudos Berlese (15 cm diámetro, 20 cm alto, 2 mm tamaño de malla, sin fuente de luz/calor) ubicados sobre recipientes plásticos con alcohol 70 % (Bremner, 1990), que se mantuvieron a 25 °C durante 15 días para evitar un secado drástico de los invertebrados de cada muestra. La densidad de invertebrados se expresó por peso seco (N g⁻¹) y volumen (N cm⁻³). Se utilizaron claves dicotómicas locales para identificar los grandes grupos de invertebrados bajo lupa y microscopio (Krantz y Walter, 2009; Momo y Falco, 2009).

RESULTADOS Y DISCUSION

El proceso de compostaje transcurrió a lo largo de 120 días, manteniéndose una humedad de 60-80 % y alcanzándose una fase termofílica de 30-40 días durante los cuales la temperatura superó los 45 °C en ambas pilas (Figura 1).

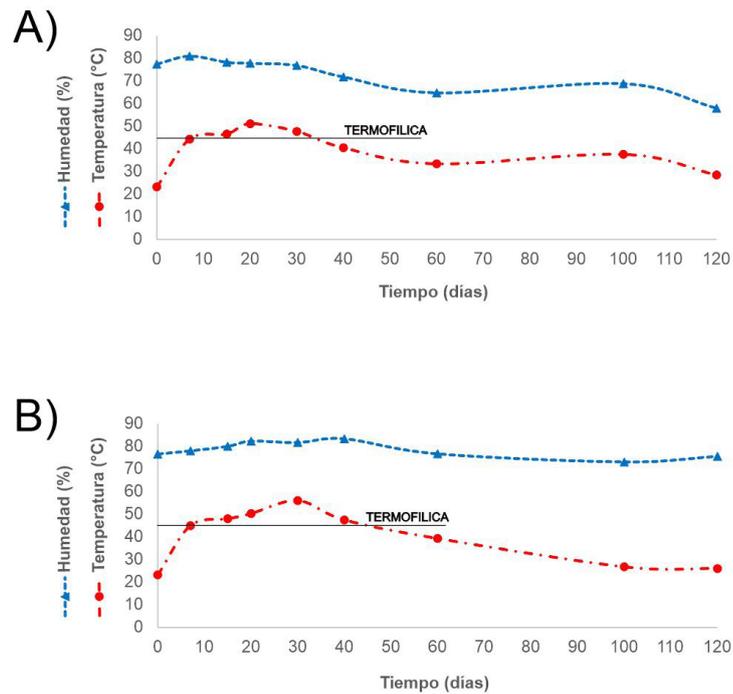


Figura 1: Progreso de la temperatura y humedad durante el proceso de compostaje de A) sustratos agotados (S) y B) sustratos agotados + bagazo de cerveza (S + B).

Figure 1: Progress of temperature and moisture during the composting process of A) spent substrate (S) and B) spent substrate + beer bagasse (S + B).

Respecto a los residuos iniciales, durante el compostaje se observó un incremento del pH y descenso de la conductividad eléctrica. Los valores de pH fueron levemente básicos, pero se encuentran dentro del rango esperable de 6–9 (Mazzarino et al., 2012). Las importantes diferencias iniciales en C:N tendieron a disminuir con el tiempo por la pérdida de N y P ocurrida en S + B (Figura 2). Se observó que la fase termofílica inició antes y transcurrió durante más tiempo en S + B que en S, esto se explicaría por la concentración mayor de nutrientes de la mezcla inicial (Haouas et al., 2021). Las oscilaciones observadas pueden deberse al hecho que, para cada fecha se tomó una única muestra, sin repeticiones, del centro de cada pila.

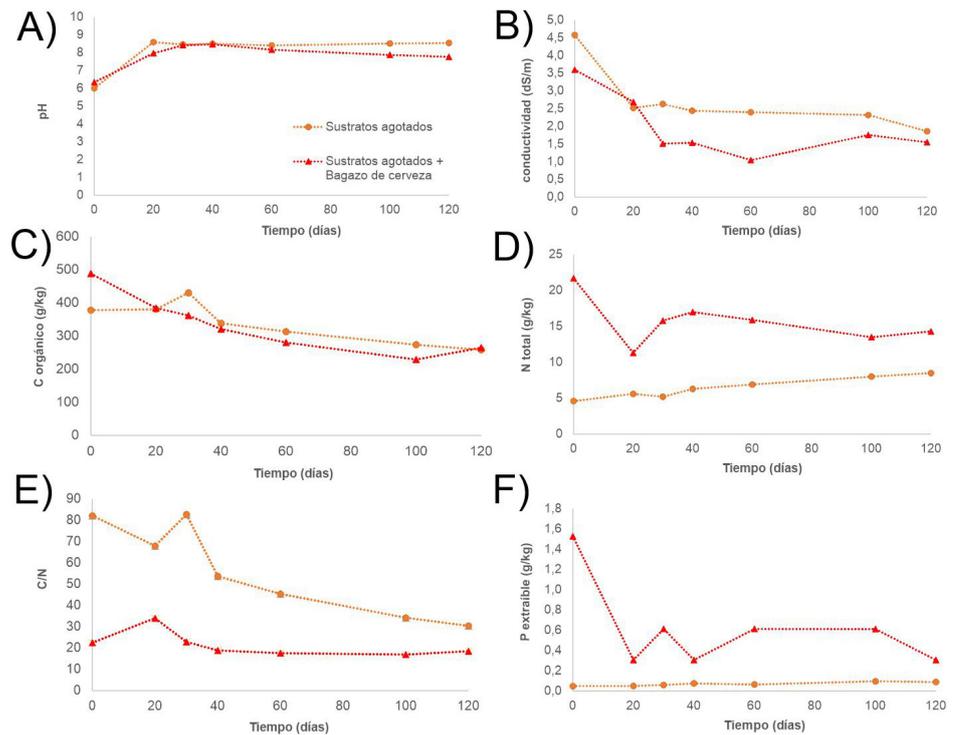


Figura 2: Variación del A) pH, B) conductividad (dS m^{-1}), C) C orgánico (g kg^{-1}), D) N total (g kg^{-1}), E) relación C/N y F) P extraíble (g kg^{-1}) durante el proceso de compostaje en la pila de sustratos agotados (S) y sustratos agotados + bagazo de cerveza (S + B).

Figure 2: Variation of A) pH, B) conductivity (dS m^{-1}), C) organic C (g kg^{-1}), D) total N (g kg^{-1}), E) C/N ratio, and F) extractable P (g kg^{-1}) during the composting process in the pile of spent substrate (S) and spent substrate + beer bagasse (S + B).

Durante el proceso de compostaje se produjeron importantes cambios en la coloración y textura de los residuos (Figura 3). El compostaje del sustrato agotado sin el agregado bagazo de cerveza dio lugar a un producto de textura mucha más gruesa y similar a la paja de trigo del residuo original. Los cambios en la textura coincidieron con los importantes cambios en la densidad del material durante el proceso de compostaje (Figura 4).



Figura 3: Cambios en el aspecto de los residuos durante el proceso de compostaje.

Figure 3: Changes in the appearance of residues during the composting process.

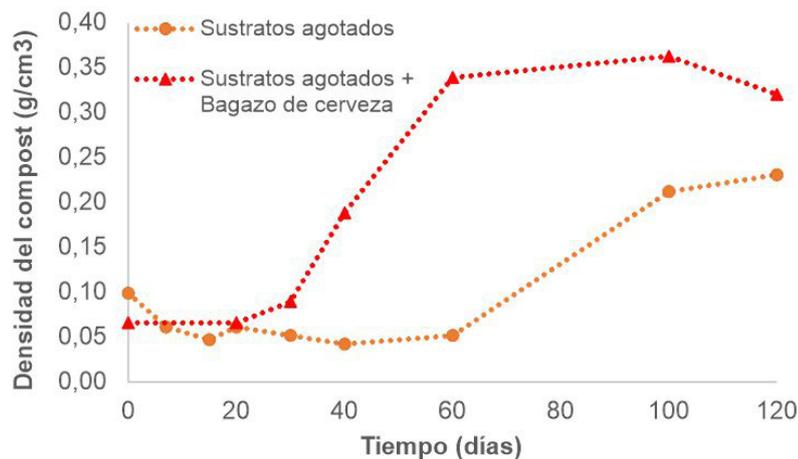


Figura 4: Densidad del compost en la pila de sustratos agotados (S) y sustratos agotados + bagazo de cerveza (S + B) durante el proceso de compostaje.

Figure 4: Compost density in the pile of spent substrate (S) and spent substrate + beer bagasse (S + B) during the composting process.

Los cambios en coloración, textura y densidad hacia el final del proceso de compostaje, que dieron lugar a un producto más oscuro, fino y denso en S + B que en S, se encuentran de acuerdo con un mayor progreso de la descomposición en la mezcla de residuos más rica en nutrientes (Triptchkul et al., 2012). De hecho, la bibliografía recomienda el compostaje de residuos en mezclas con una relación C:N entre 20-30 (Brust, 2019), y esto coincide con el mayor progreso de la descomposición en S + B (C:N=23) que en S (C:N=82).

La existencia de importantes variaciones en la densidad de la mezcla de residuos durante el proceso de compostaje señala la necesidad de expresar las densidades de invertebrados y microplásticos tanto por unidad de masa como por unidad de volumen para interpretar correctamente los resultados. Esto ha sido previamente reconocido en el estudio de invertebrados durante el compostaje (Dias 2012), sin embargo, los recientes reportes de microplásticos en compost sólo expresan las densidades por unidad de masa (Weithmann et al., 2018; Steiner et al., 2022). La expresión de la densidad de microplásticos por unidad de volumen sería especialmente importante para estudiar las variaciones durante todo el proceso de compostaje.

La presencia de microplásticos en las dos pilas de compostaje estudiadas coincide con los reportes recientes de microplásticos en compost comerciales (Weithmann et al., 2018; Steiner et al., 2022). Las densidades encontradas fueron varios órdenes de magnitud superiores a las reportadas por estos autores, pero esto se debería a que dichos trabajos estudiaron densidades de microplásticos grandes (1-5 mm) mientras que nosotros estimamos la densidad de todo el rango de tamaños (<5 mm). Cuando la abundancia de microplásticos se expresó por peso seco (N/g) se observó una tendencia a la reducción de su densidad durante el proceso de compostaje. Sin embargo, al realizar la corrección por densidad del compost dicho efecto desapareció, y la abundancia de microplásticos expresada por volumen (N cm⁻³) se mantuvo constante durante el estudio. Por otro lado, el tamaño de los microplásticos se habría reducido durante el proceso de compostaje en ambas pilas (Tabla 1).

Tabla 1: Microplásticos al inicio y al final del proceso de compostaje en la pila de sustratos agotados (S) y sustratos agotados + bagazo de cerveza (S + B).

Table 1: Microplastics at the beginning and at the end of the composting process in the pile of spent substrate (S) and spent substrate + beer bagasse (S + B).

		0 días	120 días
Sustratos agotados	Densidad de microplásticos (N/g)	2,4	0,8
	Densidad de microplásticos (N/cm ³)	0,24	0,18
	Rango de longitud de microplásticos (mm)	0,02-0,6	0,06-0,2
<hr/>			
Sustratos agotados + bagazo	Densidad de microplásticos (N/g)	3,8	0,8
	Densidad de microplásticos (N/cm ³)	0,25	0,26
	Rango de longitud de microplásticos (mm)	0,2-1,4	0,2-0,6

La presencia de microplásticos durante todo el proceso de compostaje en un rango de 0,02-1,4 mm, que se superpone al tamaño de los mesoinvertebrados (0,1-2 mm) señala que ambos podrían estar interactuando. El compostaje constituye un proceso de descomposición controlada durante el cual los invertebrados cumplen el papel de fragmentar y acondicionar la materia orgánica, para su descomposición por hongos y bacterias (Webster y Benfield, 1986). Previamente, se ha demostrado que los microplásticos dificultan la ingestión de alimentos en macroinvertebrados (Cole et al., 2015). La tendencia a una disminución en el tamaño de los microplásticos durante el compostaje podría deberse tanto a las altas temperaturas alcanzadas durante la etapa termofílica como a una fragmentación realizada por los mesoinvertebrados. Necesitamos más estudios sobre la interacción entre los microplásticos y los mesoinvertebrados, ya que interacciones positivas o negativas podrían estar ocurriendo entre ambos durante el proceso de compostaje.

En ambas pilas, se detectaron mesoinvertebrados durante el muestreo inicial que señalaron la existencia de un aporte de invertebrados por parte de los residuos compostados, en coincidencia con los estudios que reportaron densidades de invertebrados máximas al inicio del proceso de compostaje (Días, 2012). La abundancia de mesoinvertebrados expresada por peso seco (N g⁻¹) sugirió la existencia de importantes diferencias entre las pilas (Figura 5A), sin embargo, dichas diferencias se redujeron mucho al corregir por la densidad de los residuos, expresando la abundancia en función del volumen (N cm⁻³) (Figura 5B).

Durante la etapa termofílica, temperaturas > 45 °C, los mesoinvertebrados desaparecieron completamente de S y S + B. Hacia el día 40, cuando las temperaturas se redujeron a los 40°C en S y 47,5°C en S + B, los mesoinvertebrados recolonizaron ambas pilas. Estudios similares son escasos, dado que los mesoinvertebrados se han estudiado ocasionalmente en el producto final (Robles et al., 2012; Palacios-Vargas et al., 2016; dos Santos Araújo et al., 2021), y raramente al inicio y final del proceso de compostaje (Días, 2012). Sin embargo, algunos autores estudiaron los macroinvertebrados durante todo el proceso de compostaje y reportaron fluctuaciones similares, particularmente un pico en la densidad luego de la etapa termofílica (Oni et al., 2020; Ataíde et al., 2020).

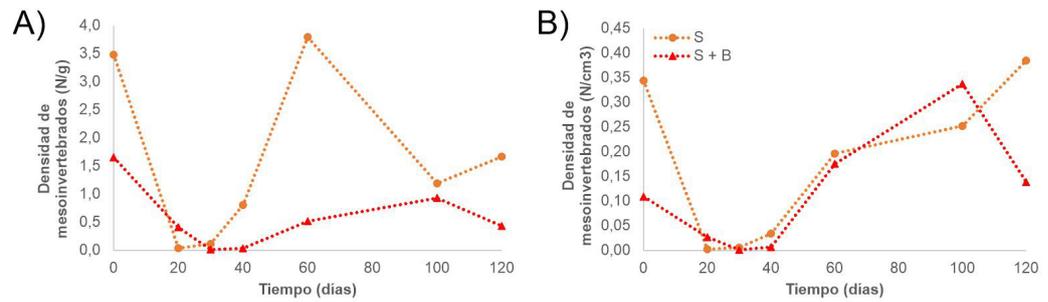


Figura 5: Densidad de mesoinvertebrados expresada por A) peso seco ($N g^{-1}$) y B) volumen ($N cm^{-3}$), en la pila de sustratos agotados (S) y sustratos agotados + bagazo de cerveza (S + B) durante el proceso de compostaje.

Figure 5: Density of mesoinvertebrates expressed as A) dry weight ($N g^{-1}$) and B) volume ($N cm^{-3}$), in the pile of spent substrate (S) and spent substrate + beer bagasse (S + B) during the composting process.

En todos los muestreos realizados se registraron en S un total 1428 individuos, pertenecientes principalmente a Collembola (67 %), Acari (18 %) y Pseudoscorpionida (7 %). Por otro lado, en S + B se obtuvieron 1380 individuos, siendo los grupos dominantes Acari (47 %), Enchytraeidae (47 %) y Pseudoscorpionida (7 %). Ambas pilas estuvieron inicialmente dominadas por los ácaros, sin embargo, la composición de las comunidades difirió entre S y S + B luego de la etapa termofílica. Luego de esta etapa, se produjo en S un reemplazo de los ácaros por los colémbolos como grupo dominante. Por otro lado, en S + B la dominancia de los ácaros se mantuvo durante todo el proceso. Además, luego de la etapa termofílica se produjo en S + B la aparición de Enchytraeidae en densidades importantes. Sin embargo, este grupo sólo apareció en S durante el último muestreo. Finalmente, la aparición de Pseudoscorpionida a los 60-100 días de forma simultánea en pilas tan contrastantes fue sorprendente (Figura 6).

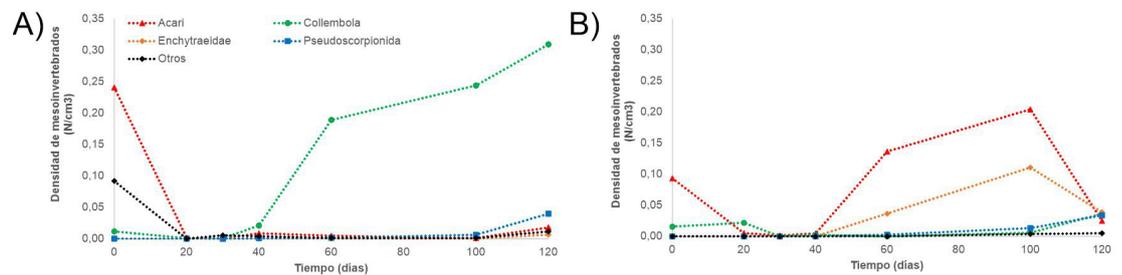


Figura 6: Densidad de mesoinvertebrados ($N cm^{-3}$) de los grupos dominantes en la pila de A) sustratos agotados (S) y B) sustratos + bagazo de cerveza (S + B).

Figure 6: Mesoinvertebrate density ($N cm^{-3}$) of the dominant groups in the pile of A) spent substrate and B) spent substrate + beer bagasse.

Acari y Collembola fueron los grupos dominantes durante el compostaje, en coincidencia con la representatividad de estos grupos en los estudios de mesoinvertebrados de suelos y compost (Hendrychová et al., 2012; dos Santos Araújo et al., 2021), y los hábitos detritívoros, fungívoros o bacterívoros de muchos ácaros y colémbolos (Siepel y Maaskamp, 1994; Chahartaghi et al., 2005). Las diferencias entre las comunidades de ambas pilas luego de la etapa termofílica podrían atribuirse a las diferencias iniciales en las concentraciones de nutrientes, que habrían dado lugar a diferentes grados de descomposición, evidenciadas en un mayor oscurecimiento, menor textura y mayor densidad del producto final en S + B que en S. Los mesoinvertebrados pueden clasificarse en "edáficos" si viven en el suelo superficial y la materia orgánica en descomposición (ácaros, colémbolos, cucarachas, grillos, escarabajos), o "euedáficos" si habitan los horizontes más profundos del suelo (protura, diplura, symphyla, ácaros oribátidos). Ambos grupos presentan importantes diferencias en su tamaño y forma, siendo los organismos euedáficos más pequeños y redondeados, ya que se encuentran adaptados a la vida en un ambiente mucho más denso (Vittum, 2009).

Esto coincide con los reportes de una mayor contribución de los colémbolos en la materia orgánica superficial y de los ácaros en el suelo más desarrollado (Bokhorst et al., 2018; Ferreiro et al., 2023). De acuerdo con esto, algunos grupos de ácaros se encontrarían entre los organismos mejor adaptados a la vida entre las partículas del suelo, y esto podría explicar su dominancia en S + B luego de la etapa termofílica, cuando se alcanzaron los mayores valores de densidad.

La aparición de un grupo poco estudiado como Pseudoscorpionida en densidades importantes en ambas pilas hacia el final fue llamativa e inesperada. Sin embargo, coincide con el estudio de macroinvertebrados realizado por Oni et al. (2020) que incluyó a los pseudoscorpiones y también reportó su aparición hacia el final del proceso de compostaje. Pseudoscorpionida es un grupo poco estudiado pero su rol de depredador en la cadena trófica (Buddle, 2005), y estos resultados sugieren su potencialidad como indicador del fin de la etapa de maduración, cuando la comunidad de invertebrados brinda una buena disponibilidad de presas (Ferguson y Joly, 2002).

CONCLUSIONES

Nuestro trabajo constituye una aproximación descriptiva de alcance limitado sobre los microplásticos y mesoinvertebrados en pilas de compostaje. Sin embargo, los resultados sugieren que diferentes residuos podrían ser colonizados por diferentes grupos de mesoinvertebrados durante el proceso de compostaje. Además, nuestro trabajo verificó la existencia de microplásticos en las pilas de compost que por su tamaño serían capaces de interactuar con los mesoinvertebrados. Necesitamos más y mejores estudios sobre la dinámica de los microplásticos y las comunidades de invertebrados durante los procesos de descomposición controlada que se desarrollan en el compostaje. Particularmente, deberían estudiarse las asociaciones entre las densidades de distintos grupos de mesoinvertebrados y parámetros físico-químicos que nos permitan hallar grupos indicadores de las diferentes etapas del compostaje. Así como entender el efecto del compostaje sobre el tamaño y densidad de los microplásticos, y la interacción entre los microplásticos y los invertebrados que participan de los procesos de descomposición.

REFERENCIAS

- Ataide, L. M. S., Resende, M. C., Lopes, S. R., Catapreta, C. A. A., Simões, D. A. y Tavares, K. G. (2020). Communities of arthropods associated with the composting process of the organic solid waste produced in a landfill in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(8), 492. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08467-z>
- Azim, K., Soudi, B., Boukhari, S., Perissol, C., Roussos, S. y Thami Alami, I. (2018). Composting parameters and compost quality: a literature review. *Organic Agriculture*, 8, 141–158. <https://doi.org/10.1007/s13165-017-0180-z>
- Bokhorst, S., Veen, G. F., Sundqvist, M., De Long, J. R., Kardol, P. y Wardle, D. A. (2018). Contrasting responses of springtails and mites to elevation and vegetation type in the sub-Arctic. *Pedobiologia - Journal of Soil Ecology*, 67, 57–64. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2018.02.004>
- Bottone, A., Boily, J. F., Shchukarev, A., Andersson, P. L. y Klaminder, J. (2022). Sodium hypochlorite as an oxidizing agent for removal of soil organic matter before microplastics analyses. *Journal of Environmental Quality*, 51(1), 112–122. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20321>
- Bradney, L., Wijesekara, H., Niroshika Palansooriya, K., Obadamudalige, N., Bolan, N. S., Sik Ok, Y., Rinklebe, J., Kim, K. y Kirkham, M. B. (2019). Particulate plastics as a vector for toxic trace-element uptake by aquatic and terrestrial organisms and human health risk. *Environment International*, 131, 104937. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.104937>
- Bremmer, G. (1990). A Berlese funnel for the rapid extraction of grassland surface macro-arthropods. *New Zealand Entomologist*, 13, 76–80.
- Bremner, J. M. y Mulvaney, C.S. (1982). Nitrogen total. En: Page, A. L., Miller, R. H., Keeney, D. R. (Eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 2 - Chemical and Microbiological Properties* (2a ed., Agron, Monograph 9) (pp 595-624). ASA, SSSA.
- Brust, G. E. (2019). Chapter 9 - Management Strategies for Organic Vegetable Fertility, En: Biswas, D., Micallef, S. A. (Eds.). *Safety and Practice for Organic Food*, Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812060-6.00009-X>
- Chahartaghi, M., Langel, R., Scheu, S. y Ruess L. (2005). Feeding guilds in Collembola based on nitrogen stable isotope ratios. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(9): 1718–1725. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.02.006>
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C. y Galloway, T. S. (2015). The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus*. *Environmental Science & Technology*, 49(2), 1130-7. <https://doi.org/10.1021/es504525u>
- Dias, I. C. (2012). Produção de composto orgânico a base de casca do fruto de cupuaçuzeiro e sua utilização na formação de mudas de tucumãzeiro. Dissertação para Mestrado em Agricultura no Trópico Úmido. Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, Manaus, Brasil.
- dos Santos Araújo, E. C., Pereira da Silva, M. M., da Silva, A. V., Teixeira Barros, A. y Duarte Leite, V. (2021). Diversity of mesoinvertebrates

- associated with aerobic treatment of home organic solid waste. *Research, Society and Development*, 10(1), e59710112173. <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i1.12173>
- Ferreiro, N. A., Satti, P. y Mazzarino, M. J. (2023). Soil invertebrate and microbial activity rehabilitation by compost application after road construction and volcanic disturbance. *Restoration Ecology*, 31(8), e13964. <https://doi.org/10.1111/rec.13964>
- Haouas, A., El Modafar, E., Douira, A., Ibensouda-Koraichi, S., Filali-Maltouf, A., Moukhli, A. y Amir S. (2021). Evaluation of the nutrients cycle, humification process, and agronomic efficiency of organic wastes composting enriched with phosphate sludge. *Journal of Cleaner Production*, 302, 127051. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127051>
- Hendrychová, M., Sálek, M., Tajovský, K., Rehor, M. (2012). Soil properties and species richness of invertebrates on afforested sites after brown coal mining. *Restoration Ecology*, 20, 561–567. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00841.x>
- Iglesias Jiménez, E. y Pérez García, V. (1992). Relationships between organic carbon and total organic matter in municipal solid wastes and city refuse composts. *Bioresource Technology*, 41(3), 265–272. [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(92\)90012-M](https://doi.org/10.1016/0960-8524(92)90012-M)
- Kumari, R. (2017). Biodiversity of compost mesofauna as an indicator of the composting. *Biospectra*, 12(2), 81–86.
- Krantz G. W. y Walter, D. E. (2009). *A Manual of Acarology*. Third Edition. Texas Tech University Press. Lubbock, Texas.
- Mazzarino, M. J. y Satti, P. (Eds.) (2012). *Compostaje en la Argentina: Experiencias de Producción, Calidad y Uso*. UNRN-OGE, Buenos Aires.
- Mayer, F. A. (2009). *Produção e qualidade biológica e química de diferentes vermicompostos para a produção de cenouras rumo à sustentabilidade dos agroecossistemas*. Dissertação para Mestrado em Ciências. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, Brasil.
- Momo, F. R. y Falco, L. B. (2009). *Biología y ecología de la fauna del suelo*. First Edition. Imago Mundi. Buenos Aires, Argentina.
- Neher, D. A., Weicht, T. R., Bates, S. T., Leff, J. W. y Fierer N. (2013). Changes in Bacterial and Fungal Communities across Compost Recipes, Preparation Methods, and Composting Times. *PLOS ONE*, 8, e79512. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0079512>
- Olsen, S. R. y Sommers, L. E. (1982). Phosphorus. En: Page, A. L., Miller, R. H., Keeney, D. R. (Eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 2 - Chemical and Microbiological Properties* (2a ed., Agron, Monograph 9) (pp 403-430). ASA, SSSA.
- Oni, O. E., Oloruntoba, E. O., Sridhar, M. K., Hammed, T. B., Ibrahim, K. T. y Popoola, K. O. (2019). Macro-invertebrate population changes during composting of organic waste at Alesinloye market Ibadan. *International Journal of Agriculture Innovation, Technology and Globalisation*. <https://doi.org/10.1504/ijaitg.2019.10024157>
- Palacios-Vargas, J. G., Ortiz-Ceballos, A. I. y Salvador-Escobedo, I. (2016). Diversidad y abundancia de colémbolos en dos tipos de lombricomposta producida en el centro de Veracruz, México. *Entomología Mexicana*, 3, 456–461. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4258.9685>
- Resolución Conjunta entre la Secretaría de Control y Monitoreo Ambiental y el Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (RES-SECCYMA-SENASA) N°01/2019. <https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/resoluci%C3%B3n-1-2019-318692/texto>
- Robles, F., Salvador, I., Juárez, C., Montiel, D. Mejía-Recamier, B. E. y Palacios-Vargas, J. G. (2012). Colémbolos (Hexapoda) asociados a lombricomposta de cultivo de alfalfa (*Medicago sativa*) en la Magdalena Contreras, D.F. En: Equihua-Martínez, A., Estrada-Venegas, E. G., Acuña-Soto, J. A., Chaires-Grijalva, M. P. y Durán Ramírez, G. (Eds.), *Entomología mexicana* (pp. 487-491). Sociedad Mexicana de Entomología - Colegio de Postgraduados.
- Siepel, H. y Maaskamp, F. (1994). Mites of different feeding guilds affect decomposition of organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 26(10), 1389–1394. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)90222-4](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)90222-4)
- Scopetani, C., Chelazzi, D., Mikola, J., Leiniö, V., Heikkinen, R., Cincinelli, A. y Pellinen, J. (2020). Olive oil-based method for the extraction, quantification and identification of microplastics in soil and compost samples. *Science of the Total Environment*, 733, 139338. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139338>
- Stapleton, M. J. y Hai, F. I. (2023) Microplastics as an emerging contaminant of concern to our environment: a brief overview of the sources and implications. *Bioengineered*, 14, 2244754. <https://doi.org/10.1080/21655979.2023.2244754>
- Steel, H. y Bert, W. (2012). *Biodiversity of Compost Mesofauna and its Potential as an Indicator of the Composting Process Status*. Dynamic Soil, Dynamic Plant ©2011 Global Science Books.
- Steel, H., de la Peña, E., Fonderie, P., Willekens, K., Borgonie, G. y Bert, W. (2010). Nematode succession during composting and the potential of the nematode community as an indicator of compost maturity. *Pedobiología*, 53, 181–190. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2009.09.003>
- Steiner, T., Zhang, Y., Möller, J.N., Agarwal, S., Löder, M. G. J., Greiner, A., Laforsch, C. y Freitag, R. (2022). Municipal biowaste treatment plants contribute to the contamination of the environment with residues of biodegradable plastics with putative higher persistence potential. *Scientific Reports*, 12, 9021. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-12912-z>
- Tripetchkul, S., Pundee, K., Koonsrisuk, S. y Akeprathumchai, S. (2012). Co-composting of coir pith and cow manure: initial C/N ratio vs physico-chemical changes. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 1(1), 15.
- Tong, H., Jiang, Q., Zhong, X. y Hu, X. (2021). Rhodamine B dye staining for visualizing microplastics in laboratory-based studies. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 4209–4215. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10801-4>
- Vittum, P. J. (2009). Chapter 238 - Soil Habitats. En: Resh, V. H. y Cardé, R. T. (Eds.). *Encyclopedia of Insects* (2nd ed.). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374144-8.00247-2>

Webster, J. R. y Benfield, E. F. (1986). Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 17, 567–594. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.17.110186.003031>

Weithmann, N., Möller, J. N., Löder, M. G. J., Piehl, S., Laforsch, C. y Freitag, R. (2018). Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment. *Science Advances*, 4, eaap8060. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aap8060>