

APLICACIÓN DIRECTA DE RESIDUOS SÓLIDOS ORGÁNICOS MUNICIPALES A SUELOS VOLCÁNICOS

Direct Application of Solid Urban Organic Waste to Volcanic Soils

S. Ochoa Estrada^{1‡}, C. A. Ortiz Solorio¹, Ma. del C. Gutiérrez Castorena¹, R. Quintero Lizaola¹ y
J. T. Silva García²

RESUMEN

En México hay dos problemas importantes: la abundante generación de residuos sólidos urbanos y la degradación química del suelo por declinación de su fertilidad. La aplicación directa de residuos sólidos orgánicos a los suelos puede ayudar a resolver ambos problemas. En el presente estudio se investigó la incorporación directa de residuos sólidos orgánicos a suelos con distintas clases texturales y problemas de salinidad, con el objetivo de monitorear, durante 100 días, las propiedades edáficas, la actividad biológica y las condiciones ambientales. Los residuos sólidos orgánicos se colectaron en el mercado municipal de Texcoco, se trituraron y se mezclaron manualmente con los diferentes suelos. Los tratamientos experimentales se establecieron con base en la proporción suelo: residuos sólidos orgánicos, profundidad de mezclado y frecuencia de riego. En todos los tratamientos los suelos tuvieron un efecto amortiguador sobre la temperatura y humedad durante el proceso de descomposición, principalmente en los de textura arenosa. Se disminuyó la densidad aparente y la conductividad eléctrica (CE) en los suelos salinos (de > 13.3 a < 3.0 dS m⁻¹; cuya comparación de medias fue estadísticamente significativa, $\alpha = 0.05$), y se incrementó el fósforo y el potasio. Se formaron microagregados temporales y macroagregados estables por la acción de bacterias y hongos, respectivamente. Esta práctica puede constituir una opción para la recuperación de suelos salino-sódicos o suelos de baja fertilidad, o bien, para acelerar el proceso de descomposición.

Palabras clave: temperatura y humedad, macro y microagregados, suelos salino sódicos.

SUMMARY

Two of Mexico's major problems are the abundant production of solid organic urban waste and soil chemical degradation which decreases fertility. Direct application of solid organic waste to the soil may help to solve both problems. In the present study direct incorporation of organic waste into soils with different textural classes and salinity was studied. The objective was to monitor edaphic properties, biological activity and environmental conditions over a period of 100 days. The organic solid residues were collected from the Texcoco market, chopped and mixed manually with various soils. Experimental treatments were established based on proportion of soil to organic waste, depth of mixture, and frequency of irrigation. During the decomposition process, the soil had a buffering effect on temperature and moisture, mainly in sandy soil. Bulk density and electric conductivity (EC) decreased in saline soils (> 13.3 to < 3.0 dS m⁻¹; comparison of means was statistically significant, $\alpha = 0.005$); phosphorous and potassium increased. Temporary microaggregates and stable macroaggregates were formed as a result of bacterial and fungal activity, respectively. The incorporation of organic waste can be an option for recovering sodium-saline soils or soils with low fertility, or to accelerate the decomposition process.

Index words: temperature and moisture, macro and microaggregates, sodium-saline soils

¹ CIIDIR-IPN-Michoacán-COFAA. 59510 Jiquilpan, Michoacán, México.

[‡] Autor responsable (sochoae@colpos.mx)

² Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. 56230 Montecillo, Estado de México.

INTRODUCCIÓN

En México existen dos problemas relacionados con el recurso suelo, cuyas soluciones pueden ser complementarias: uno, la generación de residuos sólidos urbanos, cuya producción es de 94.8 mil Mg d⁻¹,

equivalentes a 34.6 millones Mg año⁻¹, de los cuales 50% se clasifican como orgánicos (SEDESOL, 2005); y el otro, la degradación química del suelo por declinación de su fertilidad, considerada como el proceso más importante que afecta 17% del territorio nacional (SEMARNAT-CP, 2002).

Una manera de reciclar los residuos sólidos orgánicos (RSO) es a través del compostaje, una secuencia biooxidativa que alcanza el producto final conocido como compost (Hoitink y Kuter, 1986; Zucconi y Bertoldi, 1987). Durante este proceso, la temperatura, la humedad y la aireación deben ser estrictamente controladas, de lo contrario, el proceso se prolonga o no se lleva a cabo.

Una forma alternativa es incorporar los RSO directamente al suelo, pues dichos factores son amortiguados en forma natural (Brady y Weil, 1999). No obstante, cada suelo se comporta de diferente manera dependiendo del tamaño de partícula y el contenido de materia orgánica (MO) (Pape y Legger, 1994). Por lo tanto, es importante estudiar estos agentes, sobre todo en suelos de origen volcánico, donde hay escasa información al respecto y donde se asienta una de las ciudades más importantes del país (Cd. de México), la cual produce considerables cantidades de RSO.

Khaleel *et al.* (1981) reportan que la aplicación directa de residuos orgánicos al suelo tiene un efecto sobre sus propiedades físicas (agregación, densidad aparente, capacidad de retención de humedad). Sin embargo, todavía no está claro cómo y en qué lapso de tiempo se modifican y comportan algunas otras como el pH y la conductividad eléctrica (CE).

Brady y Weil (1999) indicaron que durante el proceso de descomposición se forman agregados porque la MO, al proporcionar la fuente de energía, hace posible que la actividad de hongos, bacterias y fauna del suelo se incremente, lo que favorece que los residuos se descompongan y se produzca un gel cementante. No obstante, no se ha reportado que ciertos microorganismos estén relacionados con las etapas de descomposición de la materia orgánica o que tengan incidencia en el tipo y la estabilidad de los agregados. Xin-Tao *et al.* (1992) mencionan que la actividad microbiológica es transitoria y que varía de acuerdo con la naturaleza y cantidad del MO. Sin embargo, no señalan los productos, ni el tiempo en que los agregados se forman. Las secciones delgadas de suelos representan una alternativa para monitorear las diferentes etapas de descomposición, así como la formación de agregados al analizar de manera inalterada el suelo.

Los objetivos de la presente investigación son: determinar el efecto de la incorporación directa de residuos sólidos orgánicos sobre la temperatura y las propiedades de suelos de origen volcánico con diferentes clases texturales y bajos regímenes de humedad controlados (estructura, densidad aparente (Da), CE y pH), y relacionar la formación de macro y microagregados con la dinámica de la actividad biológica en las diferentes etapas de descomposición de la basura orgánica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron tres sitios experimentales entre las coordenadas 19° 29' y 19° 37' N y 98° 54' y 99° 03' O. Los suelos estudiados se clasifican como: *Aquic Haplustolls* (Sitio 1), *Typic Ustifluvents* (Sitio 2) y *Mollic Ustifluvents* (Sitio 3), de acuerdo con Gutiérrez y Ortiz (1999) y se ubican entre ellos a una distancia menor de 1 km. En cada sitio se excavaron 24 pilas de 40 x 40 cm, a dos profundidades: 24 y 42 cm, con una separación de 40 cm entre ellas. Se calculó el peso del suelo, considerando las dimensiones de las pilas y su densidad aparente (volumen x Da) y se procedió a aplicar los pesos equivalentes (suelo-RSO) según el tratamiento (relación 1:1 o 2:1). Posteriormente, se efectuaron las mezclas de materiales: suelo-RSO (peso:peso).

En cada sitio experimental se establecieron ocho tratamientos con tres repeticiones, los cuales se generaron a partir de dos proporciones de suelo-RSO (2:1 y 1:1); dos profundidades de incorporación (24 cm para las pilas someras y 42 cm para las pilas profundas) y dos frecuencias de riego (7 y 14 días), con un diseño experimental de parcelas sub-sub-divididas. En el Cuadro 1 se presenta la matriz de los tratamientos. Los resultados se examinaron con un análisis de varianza.

Cuadro 1. Matriz de tratamientos.

Tratamiento	Profundidad de incorporación	Proporción suelo: residuo sólido	Frecuencia de riegos
	cm		días
1	24	2:01	7
2	24	2:01	14
3	24	1:01	7
4	24	1:01	14
5	42	2:01	7
6	42	2:01	14
7	42	1:01	7
8	42	1:01	14

Los RSO fueron, principalmente, frutas y verduras obtenidas del mercado municipal de Texcoco. Se trituraron con un machete hasta lograr que fueran menores de 5 cm, todo esto con el fin de proporcionar una mayor superficie y acelerar el proceso de descomposición (Rynk *et al.*, 1988). El monitoreo se efectuó durante 100 días (de abril a julio de 2005).

Para la caracterización inicial de las propiedades físicas y químicas de los tres suelos, se colectaron, en zigzag, muestras compuestas integradas por cinco puntos de muestreo en cada sitio, a dos profundidades (0-20 cm y 21-40 cm). Cada una con un peso de 2 kg. Los 10 kg colectados por profundidad se mezclaron y, posteriormente, se retomó 2 kg del material homogéneo. En el laboratorio se determinó: pH (relación 2:1); CE en el extracto de saturación empleando el puente de conductividad (Ansorena, 1994); Da (Aguilera y Martínez, 1986); MO; nitrógeno (N), fósforo (P) (Van Reeuwijk, 1995) y potasio (K) (Jones *et al.*, 1991). También se determinó la textura por el método de la pipeta.

Durante el proceso de incorporación se tomaron muestras de las mezclas de suelo-RSO: alteradas, inalteradas y compuestas. Las muestras alteradas se colectaron del material en descomposición a 1, 30, 60 y 100 días para todos los tratamientos (dos repeticiones) y a dos profundidades: 5 y 15 cm para las pilas someras y 10 y 30 cm para las pilas profundas; después se les determinó en laboratorio pH, CE, MO, N total con los procedimientos mencionados. A las muestras colectadas después de 100 días se les determinó, además, Da, K y P. La tercera repetición de cada tratamiento fue destinada a la obtención de las muestras inalteradas que se colectaron para realizar secciones delgadas de suelos; para ello, se utilizaron recipientes de aluminio de 7.62 x 5 x 7 cm. Además, se colectó una muestra de suelo sin material incubado (testigo) de 0-10 cm para los 3 sitios. Los bloques inalterados se impregnaron con resina poliéster insaturada y monómero estireno en una relación 7:3 y las láminas delgadas se elaboraron de acuerdo con Murphy (1986). Se cuantificaron los microagregados (< 250 μm) y macroagregados (> 250 μm) y los diferentes grados de descomposición de los RSO a través del método de conteo de líneas. Se cuantificaron directamente 100 puntos por cada lámina delgada.

La estabilidad de agregados se realizó en seco y en húmedo, en muestras compuestas de todos los

tratamientos con el método de Kemper y Rosenau (1986) al inicio y al final del proceso (100 días).

El análisis microbiológico se llevó a cabo en todos los tratamientos a 30, 60 y 100 días; para ello, se colectó una muestra a una profundidad de 5 y 10 cm, con la finalidad de cuantificar las poblaciones de bacterias, hongos y actinomicetos mediante la técnica de conteo en placa (Clark, 1965).

Finalmente, la temperatura se midió cada cuatro días y para todos los tratamientos sus repeticiones: tres puntos por pila a dos profundidades (5 y 15 cm en pilas someras y 10 y 30 cm en pilas profundas). La humedad se determinó cada siete días, para todos los tratamientos, a las dos profundidades citadas, mediante el método gravimétrico (Van Reeuwijk, 1995).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Condiciones Ambientales (Temperatura y Humedad)

Después de la mezcla del suelo con RSO, las temperaturas edáficas se incrementaron el primer día de 27.9 a 35.3 y 36.4 °C en los suelos de texturas finas o arcillosas (Sitios 1 y 2, respectivamente) sobre todo en aquellos tratamientos con una relación 1:1; mientras que, en los suelos arenosos ésta se conservó prácticamente constante en todo el primer mes y después se incrementó hasta siete unidades. En términos generales, el incremento se registró entre dos y cuatro unidades con respecto a la temperatura ambiente. Durante todo el experimento, en los tres sitios, la temperatura presentó una tendencia a disminuir (de 35 a 22.5 °C) durante el proceso de descomposición (Figura 1a) hasta presentar las mismas temperaturas ambientales (22.1 °C). Esto demuestra la capacidad amortiguadora del suelo, pues evita los cambios bruscos de temperatura como resultado del calor liberado a través de la respiración de los microorganismos (Bertoldi *et al.*, 1985; Ceccanti y García, 1994), condiciones que no ocurren en el proceso de compostaje, ya que se elevan las temperaturas hasta 60 °C (Dalzell *et al.*, 1991). Sin embargo, llama la atención las propiedades térmicas del suelo arenoso de naturaleza pomácea, pues es el que presentó mayor amortiguamiento. Esto difiere de lo reportado por Marshall y Holmes (1979), quienes indican que los suelos arenosos tienen mayor conductividad térmica que los suelos de textura fina. Una posible explicación es la alta porosidad de la piedra pómez,

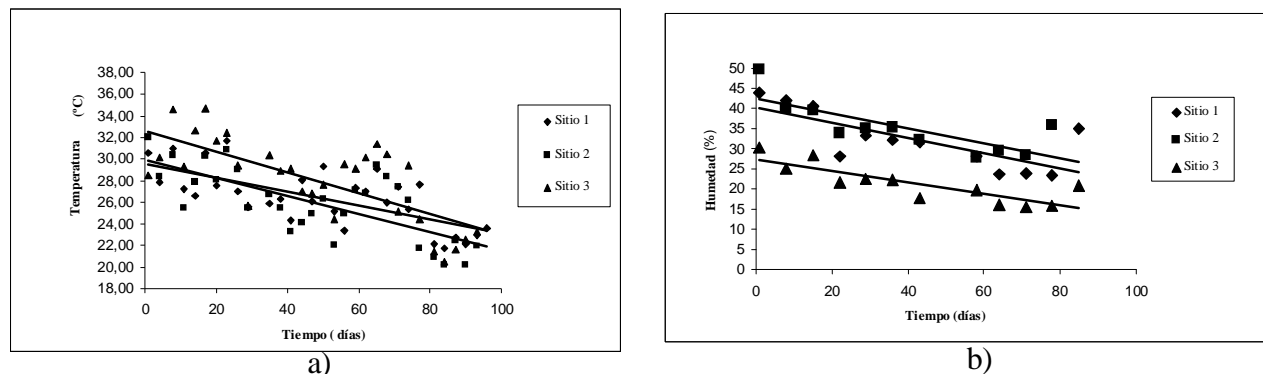


Figura 1. Temperatura (a) y (b) humedad en suelos volcánicos con diferente clase textural.

principalmente de tamaño capilar, y su alta capacidad de retener humedad (Segura *et al.*, 2003).

El contenido de humedad mostró un comportamiento similar en todos los sitios estudiados con respecto al tiempo. Los valores promedio más altos se registraron al inicio del proceso y los menores al final. El Sitio 1 con 43.7 y 26.0%; el Sitio 2, con 49.7 y 30.2% y el Sitio 3 con 30.2 y 17.0%, respectivamente (Figura 1b). Para el compostaje se conoce que el contenido óptimo de humedad debe estar entre 40 y 60% (Rynk *et al.*, 1988). Los datos encontrados en este estudio muestran que el suelo incrementa su capacidad de retención de agua, conocida como hidrófila, si a éste se le agregan materiales orgánicos (Labrador, 1996).

En cuanto a la profundidad, las mayores temperaturas se presentaron en las pilas de 42 cm para los Sitios 1 y 3, que tienen como característica común el contenido de sales; mientras que en el Sitio 2 se presentaron en las pilas de 24 cm (suelo arcilloso no salino). Asimismo, las altas temperaturas se presentaron también en los tratamientos que corresponden a la proporción 1:1 (mayor cantidad de MO) con riegos cada 14 días; mientras que las menores ocurrieron en la proporción 2:1 con riego cada 7 días. Pape y Lager

(1994) mencionan que la pérdida de calor tomada de un sitio por la radiación de la superficie del suelo está dada por la conducción del calor a la atmósfera o a capas más profundas y por la evapotranspiración en la superficie de la tierra. Como la conducción de calor a capas más profundas toma mucho tiempo, la fluctuación de la temperatura en la superficie del suelo es más alta que en capas profundas.

Propiedades Edáficas

Las propiedades físicas y químicas de los suelos testigo se reportan en el Cuadro 2. El Sitio 1 es un suelo salino con textura arcillosa en la superficie y franco arcillo limoso a una profundidad de 20-40 cm; el Sitio 2 es arcillo limoso, no es salino, y el Sitio 3 es ligeramente salino en la profundidad y franco arenoso con arenas predominantemente de naturaleza pomácea. La CE y la Da se incrementan con la profundidad, mientras que los contenidos de MO, N y K son más altos en los horizontes superficiales.

En cuanto a los cambios en las propiedades edáficas que ocurrieron después de la aplicación de los residuos orgánicos, se encontró que el pH no mostró variaciones

Cuadro 2. Propiedades físicas y químicas del suelo al inicio de los tratamientos en los sitios experimentales.

Sitio	Prof.	pH	[†] CE	[‡] Da	[§] MO	N	K	P	[¶] A	[#] L	^{**} R	Textura
	cm		dS m ⁻¹	Mg m ³	---	---	---	---	---	---	---	
1	0-20	8.4	2.5	1.3	4.39	0.14	230.4	0.56	21.5	36.3	42.3	Arcilla
	20-40	9.3	10.1	1.41	2.37	0.05	201.2	0.24	17.6	44.1	38.2	Franco-Arcilla-Limosa
2	0-20	7.9	1.1	1.19	4.56	0.19	60.5	0.13	11.6	43	45.5	Arcilla- Limosa
	20-40	8.1	2.6	1.2	4.01	0.16	43.5	0.1	11.1	44.4	44.5	Arcilla-Limosa
3	0-20	7.9	3.7	1.35	5.12	0.15	310.1	0.11	60.6	19.7	19.7	Franco-Arenoso
	20-40	8.5	6.4	1.41	2.74	0.06	208.7	0.04	64.7	18.8	16.5	Franco-Arenoso

[†]CE = conductividad eléctrica; [‡]Da = densidad aparente; [§]MO = materia orgánica; [¶]A = arena; [#]L= limo; ^{**}R = arcilla.

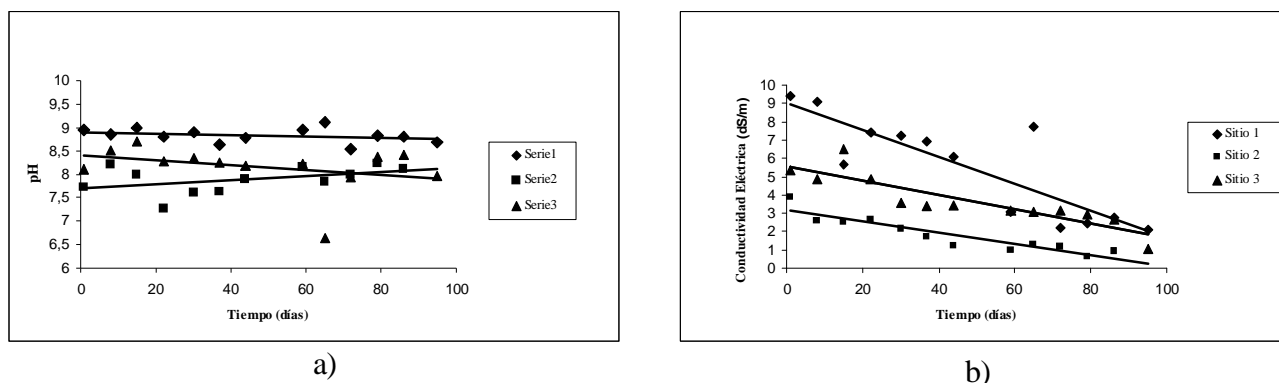


Figura 2. Valores promedio de: a) pH y b) conductividad eléctrica en la mezcla de residuos sólidos orgánicos (RSO) y suelo.

significativas en todos los sitios estudiados (Figura 2a), independientemente de su condición original (salina o neutra). Estos resultados son contrarios a los reportados por Olsen *et al.* (1970); Lund y Doss (1980) e Inbar *et al.* (1993), quienes encontraron que al incorporar estiércol, entre 50 y 300 Mg ha⁻¹ se incrementó el pH del suelo, o bien, por Labrador (1996) y Fassbender (1986) quienes establecieron que la adición de MO acidifica el medio. Esto significa que no se presentó ni alcalinización ni acidificación a pesar de las altas cantidades incorporadas (suelo: basura 1:1 y 2:1) probablemente por la naturaleza del RSO incorporado. Cabe mencionar que los valores mayores de pH en los tres sitios se presentaron en los tratamientos con una proporción suelo: material orgánico de 2:1 y riego cada 14 días independientemente de la profundidad; mientras los promedios menores se registraron en los tratamientos que corresponden a la proporción 1:1 y riego cada 7 días.

La CE disminuyó progresivamente durante el proceso de incubación (Figura 2b). En el Cuadro 3 se reportan los resultados del análisis de varianza y la significancia estadística de sus tratamientos (prueba de Tukey). En el Cuadro 4 se muestran los resultados de la comparación de medias de las CE al inicio y al final de los tratamientos. Esta propiedad fue la única que resultó estadísticamente significativa entre tratamientos y el cambio más evidente fue en el Sitio 1 que, de presentar una CE superior a 13.3, bajó a menos de 3.0 dS m⁻¹. Esto originó que la clasificación de los suelos se modificara, de salino sódico a no salino, condición que se conservó hasta un año después de haberlo tratado (CE de 3.1 dS m⁻¹, en promedio). De acuerdo con Rengasamy y Olsson (1991), la MO incorporada a los suelos sódicos provoca la quelatación del sodio a través de enlaces orgánicos débiles mediante la interacción entre la porción hidrofóbica de la superficie de las arcillas

Cuadro 3. Análisis de varianza y de la prueba de Tukey para conductividad eléctrica (CE) al inicio y final del proceso de incubación.

Localidad	Tipo de pila	Datos	Fcal [†]	Prob.>F [‡]	R ^{2§}	Prueba de Tukey		
						Proporción	Riegos	Profundidad
Sitio 1	Profunda	Iniciales	1.02	0.48	0.47	NS	NS	NS
		Finales	1.81	0.21	0.61	*	NS	NS
	Somera	Iniciales	0.75	0.64	0.39	NS	NS	NS
		Finales	0.29	0.94	0.2	NS	NS	NS
Sitio 2	Profunda	Iniciales	1.34	0.34	0.54	NS	NS	NS
		Finales	1.29	0.36	0.53	NS	NS	NS
	Somera	Iniciales	15.46	0.0005	0.93	*	NS	*
		Finales	0.15	0.99	0.11	NS	NS	NS
Sitio 3	Profunda	Iniciales	1.36	0.34	0.54	NS	NS	NS
		Finales	0.94	0.53	0.45	NS	NS	NS
	Somera	Iniciales	2.49	0.11	0.69	NS	NS	NS
		Finales	8.7	0.003	0.88	*	*	*

NS = no significativo; * = significativo con $\alpha = 0.05$; Fcal[†] = F calculada; Prob.>F[‡] = probabilidad de F; R^{2§} = R cuadrada.

y los grupos no polares de la MO. Este comportamiento es contrario a lo que ocurre en el compostaje, en el cual es común que las CE alcancen valores entre 8 y 10 dS m⁻¹ para residuos de jardín, de 8 a 18 dS m⁻¹ para diferentes sustratos y de 4.02 a 13.62 dS m⁻¹ para estiércol (Corlay *et al.*, 1999; Santamaría y Ferrera-Cerrato, 2002; Velasco *et al.*, 2004).

La relación C:N presentó diferentes resultados en los sitios experimentales, aunque siempre estuvo dentro del óptimo reportado (10:1). Esta relación C:N sirve para predecir la tasa de mineralización de los RSO (Broadbent, 1986). La Da fue ligeramente menor (1.26, 1.18 y 1.24 Mg cm⁻³) que la del suelo testigo (1.43, 1.23 y 1.29 Mg cm⁻³) en los Sitios 1, 2 y 3, respectivamente), la cual se debe, primero, a la manipulación de la muestra que incrementó el espacio poroso y, segundo, a la formación de macro y microagregados. Khaleel *et al.* (1981) señalan que la incorporación de residuos orgánicos sobre la Da es más pronunciada para suelos de textura gruesa. Sin embargo, en la zona de estudio la disminución ocurrió de forma similar en los tres sitios sin que la clase textural fuera determinante.

La cantidad de P y K total (mg kg⁻¹) se incrementó al finalizar el proceso de incubación; en el caso del P, de 0.402 a 0.837 en el Sitio 1; de 0.116 a 0.771 en el Sitio 2 y de 0.077 a 0.698 en el Sitio 3. Para el K, fue de 215.8 a 1468.0 en el Sitio 1; de 52.0 a 558.0 en el Sitio 2 y de 259.4 a 1536.0 en el Sitio 3. Se ha reportado que la incorporación de MO incrementa los contenidos de estos elementos (Wiar, 1994).

Formación de Agregados y Actividad Biológica

La cuantificación de agregados en secciones delgadas mostró que, en suelos de texturas finas, el mayor porcentaje de microagregados (< 250 µm) ocurrió a 60 días y disminuyó su porcentaje al final del proceso (Figura 3a); mientras que los macroagregados tuvieron un comportamiento inverso (Figura 3b). En el suelo franco arenoso (Sitio 3), el contenido de microagregados se mantuvo prácticamente constante (alrededor de 30%), no así los macro agregados donde el porcentaje fue incrementándose al final del experimento (de 40 a 57%) (Figura 3a y b).

En cuanto a la población microbiana, la mayor cantidad de unidades formadoras de colonias (UFC) de bacterias ocurrió a 30 días de incubación, siendo el Sitio 1 (6.53 x 10⁶ g⁻¹ de muestra seca) el que presentó la mayor cantidad, mientras que la menor se registró en

el Sitio 3 (3.8 x 10⁶ g⁻¹) (Figura 4a). Con respecto a los hongos, su mayor población se registró a los 60 días. El Sitio 1 con 1.1 x 10⁴ fue el mayor; mientras que el Sitio 3, el menor con 0.66 x 10⁴ g⁻¹. Este mismo comportamiento se observó al analizar la población de actinomicetos (Sitio 1 con 1.3 x 10⁴ g⁻¹ y Sitio 3 con 2.1x10⁴ g⁻¹) (Figuras 4b y 4c). En la Figura 5 se muestra el desarrollo estructural y sistema poroso de un suelo arcilloso mezclado con RSO (1:1) en láminas delgadas. Este suelo originalmente tiene una estructura apedal formada por cavidades, por lo que el movimiento del agua está limitado. Con la aplicación de materiales orgánicos se incrementó la formación de micro y macro agregados (60 días) y poros de empaquetamiento compuesto que incrementan la infiltración del agua y retención de humedad (Brady y Weil, 1999; Pape y Lager, 1994); a los 100 días el sistema poroso se cierra pero se mantienen los macroagregados.

En cuanto a la estabilidad de agregados, se encontró que los macroagregados son muy estables en seco y de estables a muy estables en húmedo, sobre todo los analizados en las pilas profundas, los de textura arcillosa y con la relación RSO-suelo 1:1 (Cuadro 5).

Por la naturaleza de los RSO (frutas y verduras principalmente), la población de bacterias se incrementó rápidamente. De acuerdo con Hiart (1972) y Russell (1988), esto se debe a que las bacterias son responsables del inicio del proceso de bio-transformación, ya que consumen los carbohidratos fácilmente degradables, además de lípidos y hemicelulosa. Como resultado de esta actividad se producen polisacáridos que actúan como agentes cementantes (Mehta *et al.*, 1960). Sin embargo, también se descomponen rápidamente (Tisdall y Oades, 1982). Oades y Waters (1991) indican que las hifas de los hongos y bacterias o colonias de bacterias forman microagregados en los suelos. Esto explica la rápida formación de microagregados en los suelos estudiados, así como su degradación en menos de 30 días de tratamiento. Su forma esférica es una evidencia de que las partículas fueron estabilizadas por bacterias (Oades, 1993).

Las poblaciones de hongos y actinomicetos se relacionaron más con la formación de macroagregados, pues su ocurrencia sólo se registró después de que las poblaciones alcanzaron su máxima actividad. Esto fue más evidente en suelos de textura fina (Figura 6). Aspiras *et al.* (1971) y Tisdall y Oades (1982) reportan que las hifas enlazan a las partículas primarias y le dan mayor estabilidad a los agregados.

Cuadro 4. Pruebas de comparación de medias entre la conductividad eléctrica (CE) inicial y final del proceso de incubación por sitio experimental y tipo de pila.

Localidad	Tipo de Pila	CE media		t cal [†]	t tablas [‡]
		Inicial	Final		
Sitio 1	Profunda	10.26	2.40	14.12	2.15
	Somera	5.08	1.84	9.54	
Sitio 2	Profunda	2.93	0.79	11.75	
	Somera	3.13	0.87	13.81	
Sitio 3	Profunda	5.69	1.1	9.89	
	Somera	4.14	1.27	8.87	

t cal[†] = t calculada; t tablas[‡] = t de tablas ($\alpha = 0.05$).

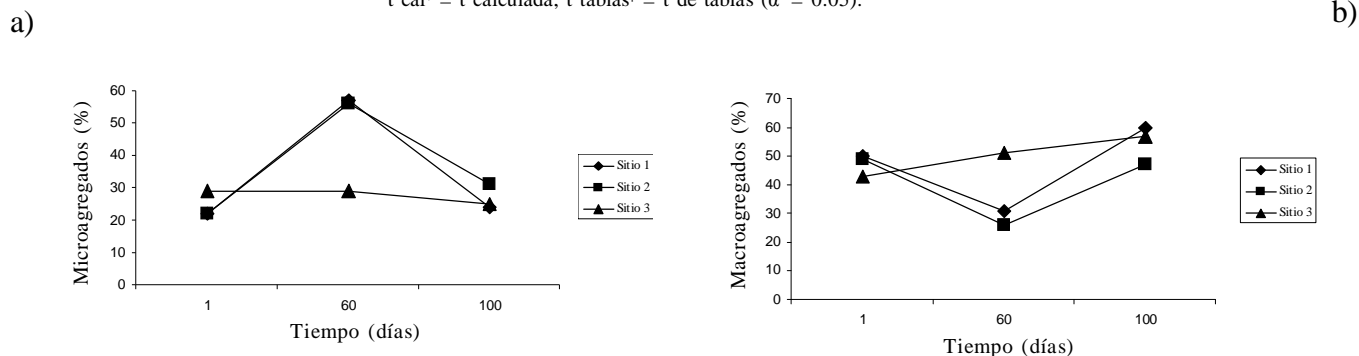


Figura 3. Porcentajes de microagregados (a) y macroagregados (b) de suelos volcánicos con diferente clase textural con los diferentes tratamientos.

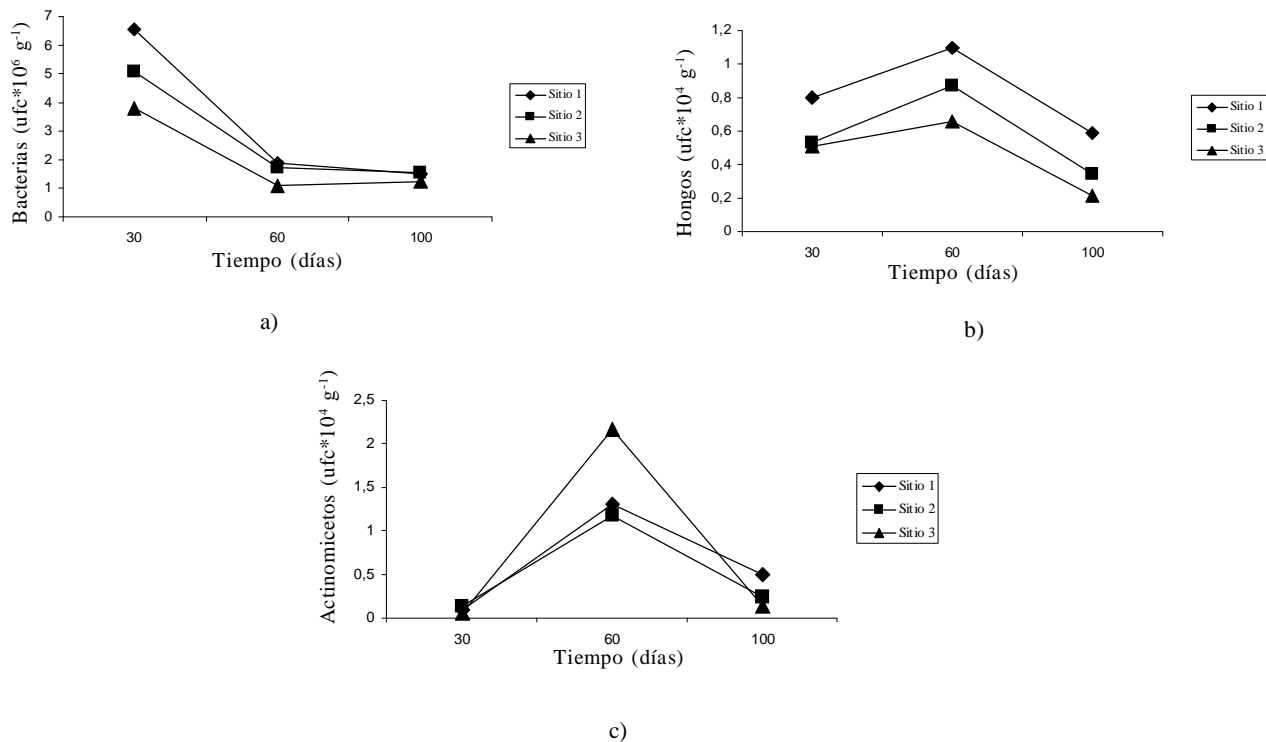


Figura 4. Comportamiento de las diferentes poblaciones de microorganismos durante el proceso de descomposición de los residuos sólidos orgánicos (RSO).

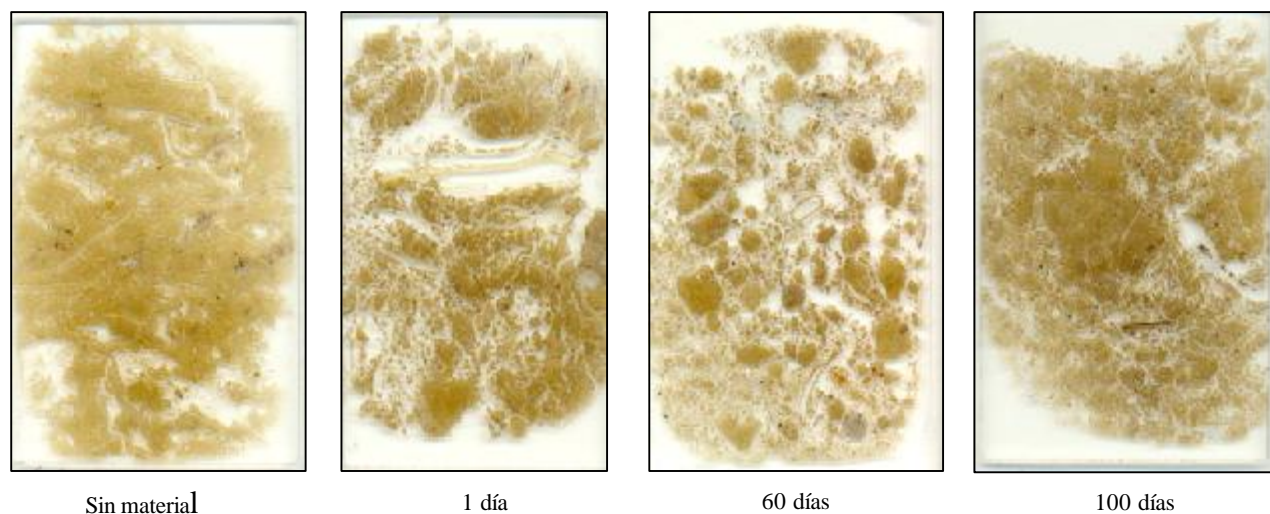


Figura 5. Monitoreo del desarrollo estructural (macro y microagregados) en suelos mezclados con residuos sólidos orgánicos (RSO) y suelo (1:1).

Cuadro 5. Diámetro ponderado medio de los suelos en los sitios experimentales.

Tratamiento	Estabilidad en seco						Estabilidad en húmedo					
	Sitio 1		Sitio 2		Sitio 3		Sitio 1		Sitio 2		Sitio 3	
	DPM	Est.	DPM	Est.	DPM	Est.	DPM	Est.	DPM	Est.	DPM	Est.
	mm		mm		mm		mm		mm		mm	
Pilas someras	0.8	mE	0.76	mE	0.23	I.	0.98	mE	2.77	mE	1.08	mE
Pilas profundas	0.98	mE	0.83	mE	0.26	I.	1.35	E	2.17	E	2.26	E
Testigo	0.81	mE	0.92	mE	0.21	I.	1.06	mE	1.24	E	1.15	mE

DPM = diámetro ponderado medio; Est. = estabilidad; E = estable; mE = moderadamente estable; I = inestable.

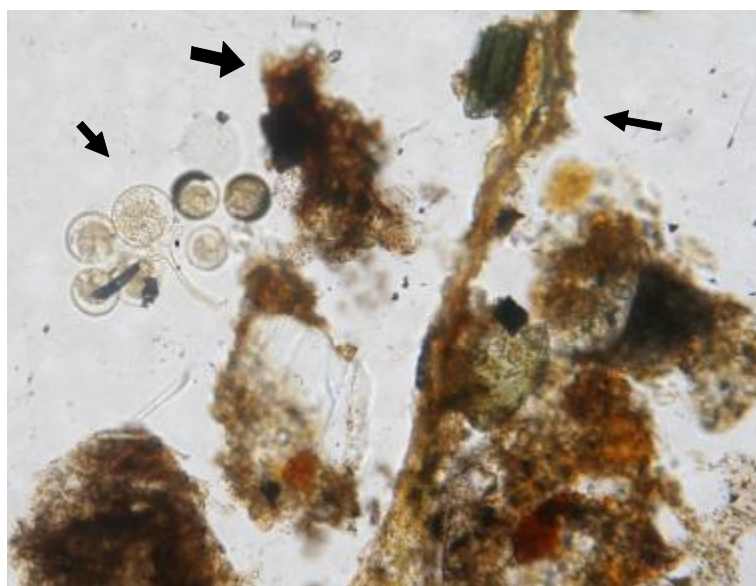


Figura 6. Hongos relacionados con un microagregados (de forma sub-redonda) y restos vegetales. Longitud del marco 1 mm.

Tisdall y Oades (1982) y Nelson y Oades (1998) señalan que los agentes cementantes orgánicos transitorios actúan como agentes enlazantes de las unidades estructurales más pequeñas. Esto puede ser una respuesta al por qué los microagregados disminuyeron sus porcentajes al final del proceso de descomposición.

CONCLUSIONES

En la incorporación directa de residuos sólidos orgánicos, el suelo de textura arenosa de naturaleza pomácea presentó el mayor amortiguamiento de temperatura debido a su alta porosidad, además provocó la disminución de la conductividad eléctrica del suelo salino y ligeros cambios en la densidad aparente y pH. La agregación de los suelos no estuvo afectada por la profundidad de incubación ni por las proporciones en el suelo de material orgánico o el contenido de humedad; aunque sí en la estabilidad de agregados, la cual se incrementó en el suelo de textura fina sin problemas de salinidad y alcalinidad.

La actividad bacteriana originó la formación de microagregados de permanencia transitoria (< 30 días), mientras que los hongos y actinomicetos formaron macroagregados (más estables y permanentes).

LITERATURA CITADA

- Aguilera, C. M. y R. Martínez E. 1986. Relaciones agua-suelo-planta-atmósfera. 3a ed. Departamento de Enseñanza e Investigación y Servicio en Irrigación. Universidad Autónoma Chapingo., Chapingo, Estado de México.
- Ansorena, M. J. 1994. Sustratos. Propiedades y caracterización. Mundi-Prensa. Madrid, España.
- Aspiras, R. B., O. N. Allen, G. Chesters, and R. F. Harris. 1971. Chemical and physical stability of microbial stabilized aggregates. *Soil Sci. Am. Proc.* 35: 283-286.
- Bertoldi, M., G. Vallini, A. Pera, and F. Zucchini. 1985. Technological aspects of composting including modelling and microbiology. pp. 27-40. *In: Composting of agricultural and other wastes.* J. K. R. Gasser (ed.) Elsevier. New York, NY, USA.
- Brady, N. C. and R. R. Weil. 1999. The nature and properties of soils. 20th ed. Prentice Hall. Upper Saddle River, NJ, USA.
- Broadbent, F. E. 1986. Effects of organic matter on nitrogen and phosphorus supply to plants. pp. 13-27. *In: Y. Chen and Y. Avnimelech (eds.). The role of organic matter in modern agriculture.* Martinus Nijhoff. Dordrecht, The Netherlands.
- Ceccanti, B and C. García. 1994. Coupled chemical and biochemical methodologies to characterize a composting process and the humic instances. pp. 1279-1285. *In: N. Senesi and T. Miamo, (eds). Humic instances in the global environmental and its implications in human health.* Elsevier. New York, NY, USA.
- Clark, F. E. 1965. Agar plate method for total microbial count. pp. 1460-1466. *In: C. A. Black; D. D. Evans; J. L. White; L. E. Ensminger and F. E. Clark. Methods of soil analysis. Agronomy 9, 2nd part. American Society of Agronomy. Madison, WI, USA.*
- Corlay Ch., L., R. Ferrera-Cerrato, J. D. Etchevers B., A. Echegaray A. y J. A. Santizo R. 1999. Cinética de los grupos microbianos en el proceso de producción de composta y vermicomposta. *Agrociencia* 33: 375-380.
- Dalzell, H., A. Bliddlestone, K. Gray y K. Thurairajan. 1991. Manejo del suelo, producción y uso del composte en ambientes tropicales y subtropicales. *Boletín de suelos* 56. Food and Agriculture Organization. Roma, Italia.
- Fassbender, H. W. 1986. Química de suelos. Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas. O.E.A. Turrialba, Costa Rica.
- Gutiérrez C., M. C. y C. A. Ortiz S. 1999. Origen y evolución de los suelos del ex lago de Texcoco, México. *Agrociencia* 33: 199-208.
- Hiatt, W. F. 1972. Influence of organic matter on the heterotrophic bacteria in different soils. *Simp. Biol. Hung.* 11: 21-27.
- Hoitink, H. A. J. and G. A. Kuter. 1986. Effects of composts in growth media on soil borne pathogens. pp. 289-306. *In: Y. Chen, J. B. Jones, B. Wolf, and H. A. Mills. 1991. Plant Analysis Handbook. Micro-Macro Publishing. Athens, GA, USA.*
- Inbar, Y., Y. Hadar, and Y. Chen. 1993. Recycling of cattle manure: the composting process and characterization of maturity. *J. Environ. Qual.* 22: 857-863.
- Jones, J. B. Jr., B. Wolf, and H. A. Mills. 1991. *Plant Analysis Handbook. Micro-Macro Publishing. Athens, GA, USA.*
- Kemper, W. D. and R. C. Rosenau. 1986. Aggregate stability and size distribution. pp. 425-442. *In: C. A Black (ed.). Methods of soil analysis. Agronomy. Part 2. Soil Science Society of America. Madison, WI. USA.*
- Khaleel, R. K., R. Reddy, and M. R. Overcash. 1981. Changes in soil physical properties due to organic waste application: a review. *J. Environ. Qual.* 110: 133-141.
- Labrador, M. J. 1996. La materia orgánica en los agrosistemas. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Mundi-Prensa. Madrid, España.
- Lund, Z. F. and B. D. Doss. 1980. Residual effects of dairy cattle manure on plant growth and soil properties. *Agron. J.* 72: 123-130.
- Marshall, T. J. and J. W. Holmes. 1979. *Soil physics.* Cambridge University Press. Bristol, UK.
- Mehta, N. C., H. Streuli, M. Muller, and H. Duell. 1960. Role of polysaccharides in soil aggregation. *J. Sci. Food Agric.* 11: 40-47.
- Murphy, C. P. 1986. Thin section preparation of soil and sediments. AB Academic Publishers. Berkhamsted, Hertfordshire, UK.
- Nelson, P. N. and J. M. Oades. 1998. Organic matter, sodicity, and soil structure. pp. 51-75. *In: M. E. Summer and R. Nidu (eds). Sodic soils.* Oxford University Press. New York, NY, USA.
- Oades, J. M. 1993. The role of biology in formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma* 56: 377-400.
- Oades, J. M. and A. G. Waters. 1991. Aggregate hierarchy in soils. *Aust. J. Soil Res.* 29: 815-828.
- Olsen, R. J., R. F. Hensen, and O. J. Attoe. 1970. Effect of manure, aeration, and soil pH on soil nitrogen transformation and on certain soil. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 34: 222-225.

- Pape, T. and D. Legger. 1994. Manual for soil description and classification. Department of Soil Science and Geology. Wageningen, The Netherlands.
- Rengasamy, P. and K. A. Olsson. 1991. Sodicity and soil structure. *Aust. J. Soil Res.* 29: 935-952.
- Russell, E. W. 1988. Soil conditions and plant growth. 11th ed. Longman Scientific and Technical. New York, NY, USA.
- Rynk, R., M. van de Kamp, G. B. Wilson, M. E. Singley, T. L. Richard, J. J. Kolega, F. R. Gouin, L. Laliberty Jr., D. Kay, D. W. Murphy, H. A. J. Hoitink, and W. F. Brinton. 1988. On farm composting handbook. p. 186. *In*: R. Rynk (ed.). *On Farm Composting Handbook*. Northeast Regional Agricultural Engineering Service. Cooperative Extension. Ithaca, NY, USA.
- Santamaría, R. S. y R. Ferrera-Cerrato. 2002. Dinámica poblacional de *Eisenia andrei* (Bouché 1972) en diferentes residuos orgánicos. *Terra* 20: 303-310.
- SEDESOL (Secretaría de Desarrollo Social). 2005. El manejo de los residuos sólidos urbanos y de manejo especial en México. México, D. F.
- Segura, C. M. A., C. A. Ortiz S. y M. C. Gutiérrez C. 2003. Localización de los suelos de humedad residual a partir de imágenes de satélite: Clasificación automática supervisada de la imagen. *Terra* 21: 149-156.
- SEMARNAT-CP (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-Colegio de Postgraduados. 2002. Evaluación de la degradación del suelo causada por el hombre en la República Mexicana, escala 1: 250,000.
- Tisdall, J. M. and J. M. Oades. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33: 141-163.
- Van Reeuwijk, L. P. 1995. Procedures for soil analysis. Tech. Paper 9. 4th ed. Internacional Soil Reference and Information Centre. Wageningen, The Netherlands.
- Velasco V. J., B. Figueroa-Sandoval, R. Ferrera-Cerrato, A. Trinidad-Santos y J. Gallegos-Sánchez. 2004. CO₂ y dinámica de poblaciones microbianas en composta de estiércol y paja con aireación. *Terra* 22: 307-316
- Wiat, J. 1994. Qualité et commercialisation des composts de déchets verts. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie. Angers Cedex, France.
- Xin-Tao, H., S. J. Traina, and T. J. Logan. 1992. Chemical properties of Municipal solid waste composts. *J. Environ. Qual.* 21: 318-329.
- Zucconi, F. and M. Bertoldi. 1987. Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. pp. 30-50. *In*: M. Bertoldi, M. Ferranti, P. L'Hermite, and F. Zucconi (eds.). *Compost: production, Quality and Use*. Elsevier. New York, NY, USA.