

# Indicadores de estabilidad, madurez y calidad de compost

## 2

María Julia Mazzarino<sup>1,2,3</sup>, Patricia Satti<sup>1,3</sup> y Lucía Roselli<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Grupo de Suelos del CRUB (Universidad Nacional del Comahue), <sup>2</sup>CONICET,

<sup>3</sup>Universidad Nacional de Río Negro, Bariloche, Argentina.

mazzarinomj@comahue-conicet.gob.ar

### RESUMEN

El compostaje es un proceso biooxidativo controlado que involucra un sustrato orgánico heterogéneo, una etapa termofílica de reducción de patógenos y semillas de malezas, y una etapa de maduración de degradación de sustancias fitotóxicas, que finaliza en un producto estable, inocuo e "inodoro". Los términos estabilidad y madurez se usan muchas veces de manera indistinta, a pesar de que se refieren a aspectos diferentes: la estabilidad, a la degradabilidad de la materia orgánica remanente y la madurez, a la finalización del proceso en un producto sin sustancias fitotóxicas. La calidad se refiere generalmente al "valor agronómico" para diferentes usos. La tendencia mundial es usar indicadores económicos y fáciles de analizar en laboratorios comunes de suelo y vegetación. Entre los indicadores de estabilidad más utilizados figuran: temperatura, consumo de O<sub>2</sub>, producción de CO<sub>2</sub>, carbono soluble en agua (CSA) y relación CSA/N total, mientras que para madurez se recomienda amonio, relación amonio/nitratos, índice de germinación y test rápidos de crecimiento vegetal. La calidad agronómica de los compost se evalúa a través de parámetros relacionados con su valor como enmienda (mejorador del suelo) y como fertilizante (aumento del rendimiento vegetal). Entre los más utilizados figuran pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, relación C/N, nutrientes totales y disponibles, humedad, densidad, tamaño de partículas, porosidad, capacidad de retención de agua, capacidad de degradabilidad y de liberación de nutrientes, biomasa microbiana, actividad enzimática y ensayos con plantas. Los compost presentan características diferentes dependiendo de los materiales originales, lo que se refleja en sus efectos en el suelo y sus posibilidades de uso. Mientras que es factible establecer indicadores de estabilidad y madurez para compost de diferentes materiales originales, las exigencias de calidad agronómica deberían enfocarse en las posibilidades de uso. Sería muy importante que las normas que contemplan estos diferentes aspectos a nivel nacional tengan en cuenta la combinación de indicadores sencillos y confiables, a fin de no desalentar el aprovechamiento de los residuos orgánicos en el país o "promover" su utilización sin controles.

### INTRODUCCIÓN

La experiencia de la humanidad en el uso de residuos orgánicos se remonta a milenios, pero recién en las últimas décadas la degradación continua de los suelos y la acumulación

exponencial de residuos han conducido al uso intensivo de los mismos como fuentes de materia orgánica para minimizar erosión, de nutrientes para reemplazar fertilizantes sintéticos (especialmente de P, de disponibilidad natural limitada), y como alternativa para reducir la disposición final en vertederos (cara y limitada por espacio) o incineración (riesgo para el medio ambiente) (Schulz y Röemheld, 1997). El compostaje es la forma de manejo de residuos más recomendada a nivel mundial, pero aún existe confusión respecto al uso de términos como compostaje, estabilidad o madurez. Debe tenerse en cuenta que hasta 1985 estos conceptos, así como los métodos para analizarlos, eran prácticamente desconocidos (Brinton, 2000). Es en este marco que surge la necesidad de establecer definiciones de procesos e indicadores que faciliten la comprensión de aquellos que se inician en el tema, la comunicación entre los que ya están trabajando y la elaboración de normas que regulen la utilización racional de los residuos orgánicos en la Argentina.

Las definiciones clásicas de compostaje consideran que este proceso consiste en la transformación de materiales orgánicos crudos en un producto con valor agrícola: se origina en un material orgánico que pasa por una etapa termofílica, durante la cual se produce la reducción de patógenos y de semillas de malezas, y otra etapa de maduración durante la cual se degradan sustancias fitotóxicas, finalizando en un producto inocuo, que no atrae vectores (“inodoro”) y que contiene nutrientes y materia orgánica estable, de lenta liberación de N (Zucconi y de Bertoldi, 1987; Costa *et al.*, 1991; USEPA, 1993). A esta definición clásica, las normas regulatorias de los países del Hemisferio Norte y Australia han agregado algunas limitaciones del material original (por ejemplo, elementos y orgánicos traza potencialmente tóxicos, contenido de material inerte), que no son modificadas por el proceso de compostaje (o muy poco).

Por lo tanto, en base a la definición de compostaje y a los posibles contaminantes de los residuos orgánicos, la calidad del compost depende, en primer lugar, del cumplimiento de “criterios ambientales precautorios” (Siebert, 2007), que incluyen valores límites de elementos y orgánicos traza, patógenos, semillas viables de maleza, estabilidad de la materia orgánica y ausencia de sustancias fitotóxicas (madurez). Una vez cumplimentados estos criterios, el concepto de calidad se focaliza en el valor agronómico, esencialmente en su valor como enmienda (mejorador de suelo) o fertilizante (aumento del rendimiento vegetal).

El objetivo de este capítulo no es ofrecer un detalle exhaustivo de los indicadores existentes, sino presentar aquellos más recomendados a nivel mundial, y la base conceptual de su utilización.

## LÍMITES PARA ELEMENTOS Y ORGÁNICOS TRAZA

Los elementos traza son comúnmente denominados “metales pesados”, si bien algunos de ellos no son metales (selenio), otros son metaloides (arsénico, boro) y la definición de “pesado” es poco clara. En general, se habla de metales con una densidad relativamente alta ( $> 5\text{-}6 \text{ g/cm}^3$ ) o peso atómico mayor que el del hierro (en el caso del cromo esto no se cumple), que son tóxicos a bajas concentraciones. Sin embargo, varios son micronutrientes esenciales para las plantas (Cu, Zn, Mo, Mn, Ni) y los animales (Mn, Cu, Zn, Co), y su deficiencia limita la producción agropecuaria en

muchos lugares del mundo (Alloway, 1995). Otra forma de denominarlos, de mayor aceptación actual, es “elementos potencialmente tóxicos” o PTEs de las siglas en inglés; de manera similar, los orgánicos traza son denominados “contaminantes orgánicos persistentes” o POPs (Gómez Palacios y Estrada de Luis, 2005).

En ambos casos, son limitaciones básicas que originalmente se establecieron para lodos cloacales (definidos como “biosólidos” cuando han tenido algún tipo de tratamiento y cumplen con las normas establecidas para su uso beneficioso, USEPA, 2003), y luego se extendieron a otros residuos orgánicos de diferente origen. En algunos casos se analizan en el material original antes del compostaje, como por ejemplo, biosólidos (USEPA, 1993), ya que se trata de material homogéneo que se aplica muchas veces al suelo sin compostar. En el caso de materiales muy heterogéneos como la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos, en general se miden al final del proceso de compostaje. Actualmente, varios países regulan la concentración de elementos traza en el producto final independientemente del origen, si bien se tiende a mantener separadas las regulaciones sobre lodos cloacales del resto de los residuos orgánicos (ver AbfKlärV, 1992; BioAbfV, 1998; AFNOR, 2002, 2005; BOE, 2005).

Las normas europeas han sido siempre mucho más estrictas que las norteamericanas respecto a los límites establecidos para PTEs, si bien regulan menos elementos (Tablas 2-1 y 2-2). Mientras los europeos se han basado en “principios de precaución”, los norteamericanos han utilizado “estimaciones de riesgo”, que han conducido aparentemente a valores demasiado permisivos (Brinton, 2000). Además de la concentración de PTEs, se regula la carga máxima admitida en el suelo, la carga anual, y los europeos establecen diferentes límites en base al pH del suelo (Tablas 2-1 y 2-2). Actualmente, algunos países europeos también regulan diferentes clases de compost según la concentración de PTEs, con el objetivo de aplicar los valores más estrictos a productos de uso en horticultura (Tabla 2-3).

**Tabla 2-1.** Límites de elementos potencialmente tóxicos (PTEs o metales pesados) en biosólidos según la regulación de la USEPA (1993).

	Concentración máxima (mg/kg)	Carga máxima (kg/ha)	Concentración alta calidad (mg/kg)	Carga anual (kg/ha/año)
As	75	41	41	2,0
Cd	85	39	39	1,9
Cu	4.300	1.500	1.500	75
Pb	840	300	300	15
Hg	57	17	17	0,85
Mo	75	18	18	0,90
Ni	420	420	420	21
Se	100	100	100 <sup>a</sup>	5,0
Zn	7.500	2.800	2.800	140

Todos los valores se refieren a sólidos secos. El Cr no es incluido por haber sido eliminado a posteriori de la reglamentación de 1993.

<sup>a</sup>El límite de Se cambió de 36 a 100 mg/kg (USEPA, 1999).

**Tabla 2-2.** Límites de PTEs en biosólidos y suelos establecidos por la Unión Europea en la normativa vigente (Council Directive, 1986) y en la modificación propuesta (adaptado de Gómez Palacios y Estrada de Luis, 2005).

	Normativa vigente			Borrador propuesto			
	Lodos (mg/kg)	Suelos (mg/kg) <sup>a</sup>	Suelos (kg/ha/año)	Lodos (mg/kg)	Suelos por pH (mg/kg)		
					5-7	6-7	> 7
Cd	20-40	1-3	0,15	10	0,5	1	1,5
Cu	1.000-1.750	50-140	12	1.000	20	50	100
Ni	300-400	30-75	3	300	15	50	70
Pb	750-1.200	50-300	15	750	70	70	100
Zn	2.500-4.000	150-300	30	2.500	60	150	200
Hg	16-25	1-1,5	0,1	10	0,1	0,5	1
Cr	–	–	–	1.000	30	60	100

Todos los valores se refieren a sólidos secos. <sup>a</sup>Valores correspondientes a suelos de pH 6-7; se admiten valores hasta 50% más altos para suelos de pH > 7.

**Tabla 2-3.** Límites de PTEs en compost de diferente origen según algunas normas europeas (BioAbfV, 1998; AFNOR, 2005; BOE, 2005).

	Norma española			Norma francesa	Norma alemana	
	Clase A	Clase B	Clase C		Categoría I	Categoría II
Cd	0,7	2	3	3	1,5	1
Cu	70	300	400	300	100	70
Ni	25	90	100	60	50	45
Pb	45	150	200	180	150	100
Zn	200	500	1.000	600	400	300
Hg	0,4	1,5	2,5	2	1	0,7
Cr	70	250	300	120	100	70
As	–	–	–	18	–	–
Se	–	–	–	12	–	–

Todos los valores se refieren a mg/kg de sólidos secos.

En el caso de los contaminantes orgánicos, el primer país en establecer límites fue Alemania en lodos cloacales (AbfKlärV, 1992; Düring y Gäth, 2002). Actualmente se han propuesto límites para lodos y compost que formarían parte de las nuevas directivas de la Unión Europea (Tabla 2-4). Generalmente, los contaminantes más estudiados y regulados pertenecen al grupo de los PAHs (hidrocarburos policíclicos aromáticos), PCBs (bifenilos policlorados), dioxinas (dibenzodioxinas policlorinadas) y furanos (dibenzofuranos policlorinados). En EEUU por ahora se recomienda, pero no se exige, el análisis de varios contaminantes de los grupos de dioxinas, furanos y PCBs (USEPA, 1999).

**Tabla 2-4.** Límites de contaminantes orgánicos persistentes (POPs u orgánicos traza) según borradores propuestos en la Unión Europea (adaptado de Gómez Palacios y Estrada de Luis, 2005).

Contaminantes orgánicos		Borrador para lodos	Borrador para residuos orgánicos tratados biológicamente		
			Compost Clase 1	Compost Clase 2	Residuo estabilizado
AOXs	Suma de compuestos orgánicos halogenados adsorbibles	500 mg/kg			
LAS	Alquilbencensulfonatos lineales	2.600 mg/kg			
DEHP	Di(2-etilhexil)ftalato	100 mg/kg			
NPEs	Nonilfenol y nonilfenol-etoxilatos (con 1 o 2 grupos etoxi)	50 mg/kg			
PAHs	Suma de hidrocarburos policíclicos aromáticos <sup>a</sup>	6 mg/kg	Ausencia	Ausencia	3 mg/kg
PCBs	Bifenilos policlorados (suma congéneres 52, 101, 118, 138, 153 y 180)	0,8 mg/kg	Ausencia	Ausencia	0,4 mg/kg
PCDDs y PCDFs	Dibenzodioxinas y dibenzofuranos policlorinados	100 ng TE/kg			

<sup>a</sup>PAHs: acenafteno, fenantreno, fluoreno, fluorantreno, pireno, benzo(b+j+k)pireno, benzo(a)pireno, benzo (ghi)perileno, indeno(1,2,3-c,d) pireno

## REDUCCIÓN DE PATÓGENOS

El concepto de reducción de patógenos fue desarrollado en un principio en EEUU y luego adoptado en Europa. Se basa en el “principio de mejor tecnología disponible” (Best Available Technology o BAT) e incluye exigencias de proceso (tiempo de determinadas temperaturas termofílicas) y límites de patógenos, generalmente coliformes fecales, *Escherichia coli* y/o *Salmonella*. En Europa las normas habitualmente establecen un límite de *E. coli* < 1.000 NMP/g de materia seca y ausencia de *Salmonella* en 25 g. Normas más restrictivas como la francesa para lodos o la propuesta como modificación de las directivas vigentes en la Unión Europea, también incluyen límites para *Clostridium perfringens* y ausencia de huevos viables de helmintos y *Listeria monocytogenes* (AFNOR, 2002; Gómez Palacios y Estrada de Luis, 2005). En la Tabla 2-5 se presentan como ejemplo las normas de EEUU y Alemania. La regulación de la USEPA (1993) sobre reducción de patógenos fue desarrollada originalmente para lodos cloacales, pero actualmente se utiliza de hecho para todo tipo de compost (Brinton, 2000). La norma australiana también exige que las bolsas de venta indiquen que los compost son fuente posible de polvo y microorganismos vivos potencialmente peligrosos (Australian Standard, 2003).

## INERTES Y SEMILLAS DE MALEZAS

Otras limitaciones que están siendo reguladas como criterio básico de calidad de compost es la presencia de semillas de malezas, que se desarrolla con más detalle en el Capítulo 5, y la presencia de inertes. En este último caso, generalmente se separan

**Tabla 2-5.** Límites de indicadores de reducción de patógenos y requerimientos de temperatura durante el compostaje según normas de EEUU para biosólidos (USEPA, 1993) y de Alemania para residuos orgánicos (BioAbfv, 1998).

	Norma EEUU		Norma Alemania
	Clase A	Clase B*	
Coliformes fecales	< 1.000 NMP/g m.s.	< 2 x 10 <sup>6</sup> NMP/g m.s. o < 2 x 10 <sup>6</sup> UFC/g m.s.	–
<i>Salmonella</i> sp.	< 3 NMP/ 4g m.s.	–	No detectable en 25 g
Requerimientos de temperatura			
	Hileras con volteos: ≥ 55 °C, 15 días, 5 volteos		Sistemas abiertos: ≥ 55 °C, 2 semanas o ≥ 65 °C, 1 semana
	Pilas estáticas: ≥ 55 °C, 3 días consecutivos		Sistemas cerrados: ≥ 60 °C, 1 semana
		Todo tipo de sistemas: ≥ 40 °C, 5 días + 4 horas ≥ 55 °C.	

\*Los compost Clase B tienen restricciones de uso.

las piedras de los materiales artificiales no degradables como plásticos, vidrios o metales, que afectan más a los compost derivados de fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos, más aún cuando la separación no se hace en origen. Si bien algunos países exigen que no haya contaminación visible con inertes artificiales, otros regulan un límite para un determinado tamaño de tamiz, generalmente < 0,5% para la fracción > 2 mm (Brinton, 2000).

## ESTABILIDAD Y MADUREZ

Los términos estabilidad y madurez se usan muchas veces de manera indistinta, a pesar de que se refieren a aspectos diferentes. Posiblemente esto se debe a que para evaluarlos, se pueden utilizar varios atributos similares. **La estabilidad** está relacionada con la disminución de carbono degradable y actividad microbiana (a mayor estabilidad, menor degradabilidad y actividad microbiana), mientras que la **madurez** se refiere a la finalización efectiva del proceso de compostaje en un producto sin sustancias fitotóxicas que puedan afectar el crecimiento vegetal (Iglesias-Jiménez y Pérez-García, 1992; Bernal *et al.*, 1998a; Brewer y Sullivan, 2003; Cooperband *et al.*, 2003).

Los indicadores de estabilidad se relacionan con determinaciones de materia orgánica lábil, materia orgánica estable o intensidad de la actividad microbiana. Dentro de estos indicadores, los más básicos son la disminución de la temperatura de la masa en compostaje a temperatura ambiente; el cambio de olor (que puede ser desagradable durante el proceso debido a la liberación de ácidos grasos volátiles y a productos de anaerobiosis parcial como sulfhídrico) a un olor semejante a hojarasca de bosque o tierra mojada, y el cambio de color (la masa se va oscureciendo con la madurez) ha-

cia marrón oscuro o negro (Costa *et al.*, 1991; Rynk *et al.*, 1992; Laos *et al.*, 2002). Sin embargo, estos parámetros son insuficientes y es necesario complementarlos con indicadores más precisos. En la bibliografía, se sugieren parámetros químicos, físico-químicos y biológicos de mayor o menor complejidad que, solos o combinados, permiten estimar un producto estable.

Entre los indicadores de **estabilidad** más complejos o costosos en términos de materiales o de tiempo figuran:

- La producción de CO<sub>2</sub> o consumo de O<sub>2</sub>: la disminución de CO<sub>2</sub> o el aumento de O<sub>2</sub> en el tiempo indican disminución de actividad microbiana (Forster *et al.*, 1993; Iannotti *et al.*, 1994; Hue y Liu, 1995; Cooperband y Middleton, 1996) (Tabla 2-6).
- La mineralización de N y/o C en ensayos de compost y suelos: la disminución de las tasas de mineralización en el tiempo, e incluso la inmovilización de N, se consideran indicadores de materia orgánica estable (Hadas y Portnoy, 1994; García *et al.*, 1994; Bernal *et al.*, 1998b; Laos *et al.*, 2000). Se remarca comúnmente que una de las principales ventajas de los compost es la liberación lenta de N, lo que minimiza el riesgo de contaminación de acuíferos con este nutriente (USEPA, 1993; Pierzynski, 1994; Cooperband, 2000).
- La biomasa microbiana (por conteo de microorganismos, retención de C y/o N en biomasa microbiana o concentración de ATP) y actividad enzimática: durante el compostaje se producen cambios en los grupos funcionales de microorganismos y, en general, disminución de biomasa microbiana, ATP y actividad de enzimas hidrolasas (García *et al.*, 1992a; Laos *et al.*, 2000; Levanon y Pluda, 2002). Sin embargo, la concentración de enzimas extracelulares puede aumentar por unidad de C orgánico debido a la formación de complejos enzima-humus (García *et al.*, 1994); en general se considera que no es posible establecer valores límites de actividad enzimática debido a los diferentes sustratos involucrados durante el proceso (Gómez-Brandón *et al.*, 2008).
- El grado de humificación: los ácidos húmicos aumentan en el tiempo y, por lo tanto, aumenta el índice de humificación (C en ácidos húmicos/C orgánico \* 100) y la relación ácidos húmicos/ácidos fúlvicos (Iglesias-Jiménez y Pérez-García, 1992; Adani *et al.*, 1995) (Tabla 2-6). También aumenta la capacidad de intercambio iónico, debido al aumento de los grupos funcionales activos de la materia orgánica. Sin embargo, varios trabajos reportan que el uso de la humificación y la capacidad de intercambio iónico como indicadores de estabilidad, produce resultados inconsistentes (Mathur *et al.*, 1993; Bernal *et al.*, 1998a; Gómez-Brandón *et al.*, 2008). En base a los trabajos que indican aumento de grupos carboxilos, alquilos y aromáticos durante el compostaje, actualmente también se recomienda la caracterización espectroscópica de sustancias húmicas utilizando NMR, infrarrojo y pirólisis (Chen, 2003).
- La separación de la materia orgánica en fracciones de menor a mayor recalcitrancia (degradabilidad): por ejemplo, el fraccionamiento bioquímico basado en Van Soest y Wine (1967), recientemente incluido en la norma francesa (AFNOR, 2005), que consiste en determinar la fracción soluble, hemicelulosa, celulosa, lignina y cutina, y calcular un índice de estabilidad biológica (ISB).

Entre los indicadores más simples de estabilidad que se recomiendan a nivel mundial debido a su eficiencia y factibilidad de análisis en laboratorios de rutina, figuran:

- La concentración de C soluble en agua (CSA), que indica la cantidad de C fácilmente degradable (lábil) remanente, y se usa como valor absoluto o por unidad de N total (García *et al.*, 1992b; Hue y Liu, 1995; Bernal *et al.*, 1998a; Laos *et al.*, 2002; Gómez-Brandón *et al.*, 2008) (Tabla 2-6).
- La concentración de amonio y relación amonio/nitratos, cuya disminución indica la finalización de la etapa termofílica de intensa actividad biológica (Zucconi y de Bertoldi, 1987; Bernal *et al.*, 1998a; CCQC, 2001; Zmora-Nahum *et al.*, 2005; Gómez-Brandón *et al.*, 2008) (Tabla 2-6). Dado el carácter inespecífico de los microorganismos que intervienen en la transformación de N orgánico a amonio, en la etapa termofílica se produce acumulación de amonio, mientras que la nitrificación es un proceso mediado por bacterias específicas, que requiere condiciones definidas de humedad, pH y temperaturas mesofílicas.
- Otras relaciones que incluyen a los anteriores: por ejemplo, en base a la relación entre disminución de actividad microbiana y aumento de nitrificación durante el compostaje, Chefetz *et al.* (1996) recomiendan el aumento en el tiempo de nitratos y bicarbonatos, y Cooperband *et al.* (2003) proponen la relación entre nitratos y producción de CO<sub>2</sub> durante 7 días (Tabla 2-6).

Uno de los indicadores más utilizados ha sido tradicionalmente la relación C/N (como C y N orgánico total), recomendándose valores menores a 20-25 para evitar inmovilización de N del suelo. Sin embargo, este indicador es afectado por el material original, como es el caso de los estiércoles y biosólidos con valores muy inferiores a 20 en el material crudo y que aumenta durante el compostaje, por lo que muchos trabajos no recomiendan su uso (Zucconi y de Bertoldi, 1987; Costa *et al.*, 1991; Laos *et al.*, 2002). En lugar de la relación C/N, la norma australiana recomienda evaluar inmovilización de N a través de la retención de N soluble agregado en condiciones controladas (Australian Standard, 2003). A pesar de estas consideraciones, varias normas siguen exigiendo valores límites de C/N como característica básica de estabilidad y madurez, por ejemplo, el California Composting Quality Council requiere un valor < 25 (CCQC, 2001) para todo tipo de compost, y la ley española < 15 para compost de origen vegetal (hojas, césped, poda) y < 20 para otros compost de origen diverso (estiércol, residuos agroindustriales, forestales, etc.) (BOE, 2005).

Los indicadores de **madurez** se basan en estudios de fitotoxicidad, directos en ensayos con plantas e indirectos a través de la determinación de productos potencialmente fitotóxicos como amonio, fenoles y ácidos grasos volátiles. Como se puede observar, el amonio y la relación amonio/nitratos que se describieron más arriba como indicadores de estabilidad, también son utilizados como indicadores de madurez y de hecho, los valores límites recomendados (Tabla 2-6) se han establecido en base a la toxicidad para las plantas (Zucconi y de Bertoldi, 1987; Forster *et al.*, 1993; CCQC, 2001). Si bien en algunos trabajos se sugiere medir ácidos grasos volátiles y fenoles (DeVleeschauwer *et al.*, 1981; Himanen *et al.*, 2006), los indicadores de madurez más

**Tabla 2-6.** Algunos valores límites recomendados para varios indicadores de estabilidad y madurez de compost.

	Valores recomendados	Fuente
Producción CO <sub>2</sub>	≤ 120 mg C-CO <sub>2</sub> /kg/h	Hue y Liu (1995)
	< 200 mg C-CO <sub>2</sub> /kg/h	Rynk <i>et al.</i> (1992)
CO <sub>2</sub> /C orgánico	< 5 mg C-CO <sub>2</sub> /g C org	García <i>et al.</i> (1992b)
Amonio	< 400 mg N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /kg	Zuconni y de Bertoldi (1987); Bernal <i>et al.</i> (1998a)
	< 500 mg N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /kg	CCQC (2001)
Carbono soluble en agua (CSA)	< 17 g/kg	Bernal <i>et al.</i> (1998a)
	≤10 g/kg	Hue y Liu (1995)
	< 5 g/kg	García <i>et al.</i> (1992b)
	< 4 g/kg	Zmora-Nahum <i>et al.</i> (2005); Gómez-Brandón <i>et al.</i> (2008)
CSA/N total	≤ 0,7	Hue y Liu (1995); Laos <i>et al.</i> (2002)
	< 0,3	García <i>et al.</i> (1992b)
CSA/N soluble agua	< 2	García <i>et al.</i> (1992b)
Amonio/nitratos	< 0,16	Bernal <i>et al.</i> (1998a)
	< 0,3	CCQC (2001)
Nitratos/CO <sub>2</sub>	> 8 mg N-NO <sub>3</sub> /mg C-CO <sub>2</sub> /día	Cooperband <i>et al.</i> (2003)
C <sub>AH</sub> /C <sub>AF</sub> <sup>a</sup>	> 1,9	Iglesias-Jiménez y Pérez-García (1992)
Índice germinación	> 50%	Costa <i>et al.</i> (1991); Bernal <i>et al.</i> (1998a)
	> 60%	Gómez-Brandón <i>et al.</i> (2008)
	> 80%	CCQC (2001)
Crecimiento plantas	> 90% ensayos con cebada a 25% y 50% de compost	Norma alemana (Bundesgüte-gemeinschaft Kompost e.V., 1998)
	> 60% ensayos con rabanito y 100% compost lavado	Norma australiana (Australian Standard, 2003)

<sup>a</sup>AH= ácidos húmicos, AF= ácidos fúlvicos.

recomendados son el amonio, la relación amonio/nitratos y los ensayos de germinación. Estos últimos se basan en la propuesta original de Zuconni *et al.* (1981 a, b) que consiste en utilizar un extracto diluido de compost y semillas de *Lepidium sativum*, y calcular un índice de germinación en base a la cantidad de semillas germinadas y el largo de la radícula. Actualmente, no existe un método estandarizado, utilizándose varias especies (ryegrass, rabanito, cebada, tomate, etc.) y diferentes diluciones del extracto de compost, lo que dificulta la interpretación de los resultados y el establecimiento de un valor límite (Tabla 2-6). Otra forma de evaluar la fitotoxicidad es la determinación del crecimiento de ciertas especies en mezclas de turba o arena y

compost, por ejemplo, ryegrass (*Lolium perenne*) en una mezcla, en volumen, 1:3 de compost : turba durante 21 días (Iannotti *et al.*, 1994; Chen *et al.*, 1996; Cooperband *et al.*, 2003).

Un aspecto importante en la determinación de madurez es la posible causa de la fitotoxicidad, ya que muchas veces está asociada a la presencia de sales solubles, lo que no puede mejorarse aumentando el tiempo de madurez (Iannotti *et al.*, 1994; CCQC, 2001). Por lo tanto, en el caso de fitotoxicidad es importante descartar que la causa principal sea una alta concentración de sales a través de una simple determinación de conductividad eléctrica. Teniendo en cuenta este aspecto, la norma australiana para determinar madurez, recomienda lavar el compost antes de realizar los ensayos de fitotoxicidad (Australian Standard, 2003).

Como puede observarse en la Tabla 2-6, los valores límites recomendados para varios parámetros son muy diferentes. Esta variación puede atribuirse, por un lado, a la problemática de la escasa estandarización de las metodologías, pero también está relacionada con las características del material original; muchas recomendaciones se han hecho en base a estudios de 2 ó 3 mezclas que no son extrapolables a otros residuos orgánicos. Dentro de nuestra experiencia, hemos observado que muchos de los valores recomendados para estabilidad y madurez pueden alcanzarse antes de finalizar el período termofílico (Tognetti *et al.*, 2007), pero generalmente con fluctuaciones que desaparecen en el tiempo (Leconte *et al.*, 2009); por eso resulta importante no solo el valor límite, sino la constancia del valor a través de varias mediciones durante la fase de madurez.

Dos métodos rápidos muy utilizados en EEUU y Europa son el test de autocalentamiento (test Dewar) y el test de Solvita®. El test Dewar consiste en un termo de metal sellado donde se evalúa la capacidad de levantar temperatura de una mezcla de compost a una determinada humedad después de 5-10 días; se originó en Alemania y es uno de los test más usados en Europa. El test de Solvita consiste en dos geles que adquieren color en contacto con CO<sub>2</sub> y NH<sub>3</sub> liberados a partir de compost húmedo después de 4 horas de equilibrio; este test es muy rápido y es utilizado y recomendado en muchos estados de EEUU y varios países europeos (Brinton, 2000; CCQC, 2001; Cabañas-Vargas *et al.*, 2005).

Como destaca Rynk (2003) en una revisión sobre el tema, no parece que exista un único parámetro de madurez que sirva para todo tipo de material original (e incluso todo tipo de uso del producto final). En general, las recomendaciones actuales se basan en el análisis de varios parámetros, por ejemplo, el California Composting Quality Council y el US Composting Council recomiendan determinar la relación C/N y después elegir un parámetro entre varios de estabilidad (Grupo A) y otro entre varios de madurez (Grupo B), o sea, un conjunto de 3 parámetros. El Grupo A comprende producción de CO<sub>2</sub>, consumo de O<sub>2</sub>, test Solvita para CO<sub>2</sub>, C biológicamente activo (Demanda Química de Oxígeno) y test Dewar. El grupo B comprende concentración de amonio, relación amonio/nitrato, ácidos grasos volátiles, test Solvita para NH<sub>3</sub>, test de germinación y test con plantas. En base a los 3 parámetros elegidos se elabora un índice que clasifica a los compost en muy maduros, maduros e inmaduros (CCQC, 2001; TMECC, 2001-2002). Otro ejemplo es el caso de Alemania, donde se utiliza

para madurez una combinación del grado de descomposición según el test Dewar (Rottegrade), un test de germinación con *Lepidium sativum*, un test de crecimiento de cebada a 25 y 50% y una prueba de inmovilización de N (Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V., 1998).

## INDICADORES DE CALIDAD

Una vez cumplimentados los requerimientos en cuanto a límites de contaminantes, estabilidad y madurez, se evalúa la “calidad agronómica”, que depende del uso final del producto y generalmente contempla su valor como enmienda y como fertilizante. Por lo tanto, se utilizan parámetros relacionados con ambos aspectos que pueden agruparse en:

- Características químicas y físicas, de las cuales las más comunes son: pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, relación C/N, nutrientes totales y disponibles (N, P, Ca, Mg, K, S y micronutrientes), humedad, densidad, tamaño de partículas, porosidad y capacidad de retención de agua.
- Parámetros biológicos relacionados con la capacidad de degradabilidad y de liberación de nutrientes en el tiempo, como mineralización de C y N, liberación de P y cationes, biomasa microbiana y actividad enzimática, y
- Respuesta de la vegetación, a través de ensayos de rendimiento con plantas indicadoras y cantidad de nutrientes en la vegetación.

Otra característica importante que todavía no se incluye en los análisis de calidad, es la capacidad de los compost para controlar fitopatógenos (Hoitink *et al.*, 1991, 1996; Recycled Organics Unit, 2006). La magnitud de los atributos mencionados depende marcadamente del material original. Como se puede observar en la Tabla 2-7 donde se presentan características químicas de compost de diferente origen con los que hemos trabajado, la variación en el contenido de materia orgánica y nutrientes es enorme. Así por ejemplo, los compost de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos presentan valores muy bajos de materia orgánica y de N y P y muy altos de pH y Ca, mientras que los demás compost tienen valores más bajos de pH y más altos de C, lignina (como indicador de C recalcitrante) y nutrientes, especialmente P.

Estas características diferenciales de los compost se reflejan en su efecto en el suelo y, por lo tanto, en sus posibilidades de uso. Así, por ejemplo, el pH y el contenido de sales (generalmente estimado como conductividad eléctrica) son parámetros básicos que determinan la posibilidad de uso como sustrato en la producción hortícola y ornamental. La calidad del C agregado es otro aspecto importante que regula su estabilidad en el suelo o su pérdida a la atmósfera como CO<sub>2</sub>; el uso de indicadores como la concentración de lignina o el índice bioquímico de la norma francesa ya mencionado, permitirían predecir el efecto a largo plazo en la materia orgánica del suelo (Gabrielle *et al.*, 2004; Houot *et al.*, 2005; Kowaljow y Mazzarino, 2007).

Otro ejemplo son el contenido y capacidad de liberación de N y P disponibles para las plantas, que tienen importantes implicancias a nivel ambiental. A fin de evitar pér-

didias y contaminación de acuíferos por lixiviación de nitratos, durante muchos años se recomendó aplicar residuos orgánicos de acuerdo al contenido de N soluble, la capacidad de mineralización del N orgánico y la necesidad de N de los cultivos. Sin embargo, debido a la mayor proporción de P en los estiércoles y biosólidos (N/P ~ 3-4) respecto a las necesidades de los cultivos (N/P ~ 6-10), esta recomendación condujo a la acumulación de P en el suelo. Como consecuencia, se incrementaron las pérdidas de P por escorrentía y lixiviación y la contaminación de aguas, de manera que actualmente se considera que el uso de residuos orgánicos en agricultura es la principal fuente de contaminación difusa de P a nivel mundial (Sims y Sharpley, 2005). Si bien a diferencia del N los suelos tienden a retener P, y durante muchos años se consideró que las pérdidas de este nutriente eran en forma particulada, actualmente se ha demostrado que el riesgo de lixiviación aumenta marcadamente cuando los valores de P-Olsen son  $> 60$  mg/kg (Hesketh y Brookes, 2000). La solubilidad y retención del P agregado con los residuos depende del material original, así por ejemplo, hay mayor liberación y peligro de lixiviación en suelos abonados con estiércol de gallina que con estiércol de vaca y biosólidos (Cooperband y Good, 2002; Siddique y Robinson, 2003), y no se han encontrado diferencias entre residuos compostados y sin compostar (Sharpley y Moyer, 2000). Por el contrario, los compost de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos, aportan cantidades mucho más bajas de P total y extraíble (Tabla 2-7), y la liberación de P en el tiempo es muy baja, posiblemente debido a la formación de fosfatos de Ca de baja solubilidad (Kowaljow y Mazzarino, 2007; Mazzarino *et al.*, 2008).

Dado que uno de los beneficios más importantes del uso de compost es el mejoramiento de las propiedades físicas del suelo, los parámetros de calidad que se ofrecen en las bolsas de venta deberían incluir las características físicas más relevantes, pero generalmente se limitan a humedad y densidad. En una detallada revisión del tema, Agnew y Leonard (2003) destacan que es esencial establecer no solo los parámetros, sino definirlos claramente (existen varios términos confusos como por ejemplo, densidad, densidad aparente, densidad húmeda, etc.; retención de agua, capacidad de campo, retención de agua a saturación, etc.), y calibrar las metodologías de análisis que se vienen adaptando de los análisis de suelos con resultados no siempre felices.

Las diferencias en los atributos físicos, químicos y biológicos de los compost determinan que no puedan establecerse rangos de calidad aplicables universalmente y cuando existen regulaciones, se establecen generalmente en función de los posibles usos. Así por ejemplo, en Alemania se utiliza una clasificación del producto final en compost fresco, compost terminado y compost para sustrato. Los tres deben cumplir con las normas para patógenos, metales pesados y semillas de malezas, pero el concepto de madurez y los test mencionados en el ítem anterior se aplican a los dos últimos productos, los que a su vez se diferencian entre sí por límites más estrictos en el contenido de nutrientes y sales solubles en el compost para sustrato (Bundesgüte-gemeinschaft Kompost e.V., 1998). Otro ejemplo, son las recomendaciones de Rynk *et al.* (1992) y Cooperband (2000) en EEUU; los primeros separan productos de acuerdo a su valor (grado) como sustrato para contenedores (uso puro), enmienda para contenedores (uso en la formulación de mezclas), fertilización de césped (apli-

**Tabla 2-7.** Características físico-químicas y químicas de diferentes compost (adaptado de Laos *et al.*, 2002; Satti, 2007; Tognetti *et al.*, 2007; Kowaljow y Mazzarino, 2007; Leconte *et al.*, 2009).

	Eviscerado pescado + aserrín y viruta	Biosólidos + viruta y chips de poda	Estiércol de gallina + aserrín o cascarilla arroz	Fracción orgánica de residuos urbanos
pH	6,4-6,8	6,5-6,7	5,8-7,2	7,7 -9,0
CE (dS/m)	1,9-4,5	1,2-2,4	2,5-3,0	1,7-3,2
C orgánico (%)	43-48	23-27	20-26	11-14
Lignina (%)	n.d.	5-7	7-10	1-2
N total (%)	2,4-2,7	1,4-1,9	2,2-2,9	0,8-1,2
P total (g/kg)	16-17	13-14	9-13	4-5
P extractable (g/kg)	2,5-3,2	1,3-1,8	6,0-7,7	0,2-0,3
Ca (%)	2,0-2,2	1,4-1,5	2,0-2,4	4,0-5,2
K (%)	0,5-0,9	0,3-0,5	0,5-0,8	0,3-0,5
Mg (%)	0,2	0,6	0,4-0,6	0,5-0,6
Na (%)	0,3	0,1	0,1	0,3

Todos los valores se refieren a sólidos secos. CE = conductividad eléctrica; n.d. = no determinado.

cación superficial) y enmienda de suelos (mejorador de suelos agrícolas, restauración de suelos disturbados, paisajismo). Cooperband (2000) recomienda analizar calidad en función del tipo de uso de la tierra (agricultura, silvicultura, horticultura, restauración, biorremediación) y de objetivos específicos dentro de cada uso, como por ejemplo, mejoramiento de la estructura del suelo, neutralización del pH o control de enfermedades.

Por último, es importante destacar que los conceptos de estabilidad, madurez y calidad desarrollados en este capítulo se focalizan en el uso de los compost a nivel agrícola: aplicación a campo, almácigos, mezclas para sustratos, etc. Sin embargo, el uso final puede no ser agronómico y por lo tanto, estos requerimientos no ser necesarios, como por ejemplo, en la biorremediación de suelos contaminados, donde compost inmaduros de alta actividad microbiana son más eficientes que compost maduros (Ver Capítulo 19). Otros ejemplos son el uso de compost con niveles de PTEs por encima de los límites establecidos en el cierre de vertederos, o el uso de compost contaminados con semillas en restauración o fijación de taludes (ver Capítulo 5).

## CONCLUSIONES

Si bien la lista de posibles parámetros para establecer indicadores de estabilidad, madurez y calidad de compost es muy larga, un pequeño número de ellos puede ser suficiente. En el caso de los índices de estabilidad y madurez, 3 o 4 parámetros serían adecuados para materiales de diferente origen (por ej., carbono soluble, amonio, nitratos e índice de germinación), pero es necesario establecer experimentalmente valores límites para las di-

**CONCLUSIONES** (Continuación)

ferentes mezclas y, cuando ya existen a nivel mundial, asegurar su constancia en el tiempo. En el caso de calidad, los parámetros más adecuados dependen del uso final, y pueden ser definidos de acuerdo a objetivos específicos (sustrato acidificante, reemplazo parcial de turba, fuente de P, mejorador de estructura, etc.). El establecimiento de normas de calidad en función de usos específicos contribuiría a garantizar la homogeneidad del producto, un aspecto generalmente descuidado en la producción de compost, que termina limitando su aceptación en el mercado (Cooperband, 2000). El principal desafío para identificar indicadores es lograr seleccionar aquellos que sean lo suficientemente representativos, y a la vez fáciles de interpretar y de medir en análisis de rutina, a fin de facilitar el aprovechamiento de los residuos orgánicos disponibles en el país y desalentar su uso sin controles.

**BIBLIOGRAFÍA**

- AbfKlärV.** 1992. Klärschlammverordnung vom 15.04.1992. Bundesgesetzblatt, Jahrgang 1992, Teil 1, 912-934 (Sewage Sludge Ordinance).
- Adani, F.; Genevini P.L. y Tambone F.** 1995. A new index of organic matter stability. *Compost Science and Utilization* 3: 25-37.
- AFNOR.** 2002. Amendements organiques - Composts contenant des matières d'intérêt agronomique, issues du traitement des eaux. NF U 44-095. Association Française de Normalisation. (Organic soil improvers : Composts containing substances essential to agriculture, stanning from water treatment).
- AFNOR.** 2005. Dénominations, spécifications et marquage. Pr NF U 44-051. Association Française de Normalisation. (Organic soil improvers : Designations, specifications and marking. Sludge is excluded).
- Agnew, J.M. y Leonard J.J.** 2003. Physical properties of compost-Literature review. *Compost Science and Utilization* 11: 238-264.
- Alloway, B.J. (ed.).** 1995. Heavy Metals in Soils. 2nd Edition, Blackie Academic & Professional, London, Inglaterra. 390 pp.
- Australian Standard.** 2003. Composts, soil conditioners and mulches. AS 454-2003. Standards Australia International Ltd., Sidney, Australia.
- Bernal, M.P.; Paredes C., Sánchez-Monedero M.A. y Cegarra J.** 1998a. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technology* 63: 91-99.
- Bernal, M.P.; Navarro A.F.; Sánchez-Monedero M.A.; Roig A. y Cegarra J.** 1998b. Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralisation in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 30: 305-313.
- BioAbfV.** 1998. German Bioabfallverordnung, Bundesgesetzblatt G 5702 Bonn 28. Sept. 1998 (revised March 1999). English Translation: Utilisation of Bio-Wastes on Land used for Agricultural, Silvicultural and Horticultural Purposes.
- BOE.** 2005. Real Decreto Nº 824 sobre productos fertilizantes. BOE Nº 171, 25592-25669, Ministerio de la Presidencia. España.
- Brewer, L. y Sullivan D.M.** 2003. Maturity and stability evaluation of composted yard trimmings. *Compost Science and Utilization* 2: 96-112.
- Brinton, W.F.** 2000. Compost Quality Standards and Guidelines. Woods End Research Laboratory. Final Report for New York State Association of Recyclers, EEUU. 42 pp.
- Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V.** 1998. Methodenbuch zur Analyse von Kompost. Kompost-Information Nr. 222, Köln (Hrsg.), Verlag Abfall Now e.V., 4. Auflage, 1998, Stuttgart, Alemania.
- Cabañas-Vargas, D.D.; Sánchez-Monedero M.A.; Urpilainen S.T.; Kamilaki A. y Stentiford E.I.** 2005. Assessing the stability and maturity of compost at large-scale plants. *Ingeniería* 9: 25-30.
- CCQC (California Compost Quality Council).** 2001. Compost Maturity Index. Technical Report. <http://www.ccqc.org>
- Chefetz, B.; Hatcher P.G.; Hadar Y. y Chen Y.** 1996. Chemical and biological characterization of organic matter during composting of municipal solid waste. *Journal of Environmental Quality* 25: 776-785.
- Chen, Y.** 2003. Nuclear magnetic resonance, infra-red and pyrolysis: application of spectroscopic methodologies to maturity determination of composts. *Compost Science and Utilization* 11: 152-168.
- Chen, L.; Dick W.A.; Streeter J.G. y Hoitink H.A.J.** 1996. Ryegrass utilization of nutrients released from composted biosolids and cow manure. *Compost Science and Utilization* 4: 73-83.
- Costa, F.; García C.; Hernández T. y Polo A.** 1991. Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utilización. CSIC-CEBAS, Murcia, España. 181 pp.

- Cooperband, L.** 2000. Sustainable use of by-products in land management. *En: Bartels, J.M. y Dick W.A. (eds.). Land application of agricultural, industrial, and municipal by-products. SSSA Book Series N° 6, Madison, EEUU.* pp. 215-235.
- Cooperband, L.R. y Middleton J.H.** 1996. Changes in chemical, physical and biological properties of passively-aerated cocomposted poultry litter and municipal solid waste compost. *Compost Science and Utilization* 4: 24-34.
- Cooperband, L. y Good L.W.** 2002. Biogenic phosphate minerals in manure: implications for phosphorus loss to surface waters. *Environmental Science and Technology* 36: 5075-5082.
- Cooperband, L.R.; Stone A.G.; Fryda M.R. y Ravet J.L.** 2003. Relating compost measures of stability and maturity to plant growth. *Compost Science and Utilization* 11: 113-124.
- Council Directive.** 1986. CEC-Council of the European Communities. Council directive on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. 86/278/EEC.
- DeVleeschauwer, D.; Verdonk O. y Van Assche P.** 1981. Phytotoxicity of refuse compost. *En: Staff of Compost Science/Land Utilization (ed.). Composting: Theory and practice for city, industry and farm. JG Press, Emmaus, EEUU.* pp. 54-60.
- Düring, R.A. y Gäth S.** 2002. Utilization of municipal organic wastes in agriculture: where do we stand, where will we go? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 165: 544-556.
- Forster, J.C.; Zech W. y Wurdinger E.** 1993. Comparison of chemical and microbiological methods for the characterisation of the maturity of composts from contrasting sources. *Biology and Fertility of Soils* 16: 93-99.
- Gabrielle, B.; Da-Silveira J.; Houot S. y Francou C.** 2004. Simulating urban waste compost effects on carbon and nitrogen dynamics using a biochemical index. *Journal of Environmental Quality* 33: 2333-2342.
- García, C.; Hernández T.; Costa F.; Ceccanti B. y Ciardi C.** 1992a. Changes in ATP content, enzyme activity and inorganic nitrogen species during composting of organic wastes. *Canadian Journal of Soil Science* 72: 243-253.
- García, C.; Hernández T.; Costa F. y Ayuso M.** 1992b. Evaluation of the maturity of municipal waste compost using simple chemical parameters. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 23: 1501-1512.
- García, C.; Hernández T.; Costa F. y Ceccanti B.** 1994. Composting: biochemistry and characterization. *En: Environmental Biochemistry in Practice. I. Wastes and Soil Management. Ceccanti B. y García C. (eds.). Consiglio Nazionale delle Ricerche-Istituto per la Chimica del Terreno, Pisa, Italia.* pp. 51-78.
- Gómez Palacios, J.M. y Estrada de Luis I.B.** 2005. Índices de calidad de suelos y compost desde la perspectiva agro-ecológica. II Congreso sobre Residuos Biodegradables y Compost - El reto de fomentar el consumo de los productos finales. 20 y 21 octubre, Sevilla, España. 15 pp.
- Gómez-Brandón, M.; Lazzano C. y Domínguez J.** 2008. The evaluation of stability and maturity during the composting of cattle manure. *Chemosphere* 70: 436-444.
- Hadas, A. y Portnoy R.** 1994. Nitrogen and carbon mineralization rates of composted manures incubated in soil. *Journal of Environmental Quality* 23: 1184-1189.
- Hesketh, N. y Brookes P.C.** 2000. Development of an indicator for risk of phosphorus leaching. *Journal of Environmental Quality* 29: 105-110.
- Himanen, M.; Kyösti L.K.; Itävaara M. y Hänninen K.** 2006. A method for measuring low-weight carboxylic acids from biosolid compost. *Journal of Environmental Quality* 35: 516-521.
- Hoitink, H.A.J.; Inbar Y. y Boehm M.J.** 1991. Status of composted-amended potting mixes naturally suppressive to soilborne diseases of floricultural crops. *Plant Disease* 75: 869-873.
- Hoitink, H.A.J.; Stone A.G. y Grebus M.E.** 1996. Suppression of plant diseases by composts. *En: De Bertoldi M., Sequi P., Lemmes B. y Papi T. (eds.). The Science of Composting. Blackie Academic & Professional, Glasgow, Inglaterra. Vol. 1: 373-381.*
- Houot, S.; Bodineau G.; Rampon J.N.; Annabi M.; Francou C. y Poitrenaud M.** 2005. Agricultural use of different residual waste composts – current situation and experiences in France. *En: Proceedings of the Conference: "The Future of Residual Waste Management in Europe", ORBIT e.V., Weimar, Alemania.* 8 pp.
- Hue, N.V. y Liu J.** 1995. Predicting compost stability. *Compost Science and Utilization* 3: 8-15.
- Iannotti, B.A.; Grebus M.E.; Toth B.L.; Madden L.V. y Hoitink H.A.J.** 1994. Oxygen respirometry to assess stability and maturity of composted municipal solid waste. *Journal of Environmental Quality* 23: 1177-1183.
- Iglesias-Jiménez, E. y Pérez-García V.** 1992. Determination of maturity indices for city refuse composts. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 38: 331-343.
- Kowaljaw, E. y Mazzarino M.J.** 2007. Soil restoration in semiarid Patagonia: Chemical and biological response to different compost quality. *Soil Biology and Biochemistry* 39: 1580-1588.
- Laos, F.; Satti P.; Walter I.; Mazzarino M.J. y Moyano S.** 2000. Nutrient availability of composted and non-composted residues in a Patagonian Xeric Mollisol. *Biology and Fertility of Soils* 31: 462-469.
- Laos, F.; Mazzarino M.J.; Walter I.; Roselli L.; Satti P. y Moyano S.** 2002. Composting of fish offal and biosolids in NW Patagonia. *Bioresource Technology* 81: 179-186.

- Leconte, M.C.; Mazzarino M.J.; Satti P.; Iglesias M.C. y Laos F.** 2009. Composting poultry manure with rice hulls and/or sawdust in NE Argentina. *Waste Management* 29: 2446-2453.
- Levanon, D. y Pluda D.** 2002. Chemical, physical and biological criteria for maturity in composts for organic farming. *Compost Science and Utilization* 4: 339-346.
- Mathur, S.; Owen G.; Dinel H. y Schnitzer M.** 1993. Determination of compost biomaturity. *Biological Agriculture and Horticulture* 10: 65-85.
- Mazzarino, M.J.; Satti P. y Kowaljow E.** 2008. Enmiendas orgánicas y fósforo disponible: entre la deficiencia y el riesgo de contaminación. XXIII Reunión Arg. de Ecología. San Luis, Argentina (Actas en CD Rom).
- Pierzynski, G.M.** 1994. Plant nutrient aspects of sewage sludge. En: Clapp C.E., Larson W.E. y Dowdy R.H. (eds.). *Sewage Sludge: Land Utilization and the Environment*. SSSA Miscell. Publ., Madison, EEUU. pp. 21-25.
- Recycled Organics Unit.** 2006. Compost use for pest and disease suppression in NSW. Recycled Organics Unit. The Univ. of New South Wales, Australia. [www.recycledorganics.com](http://www.recycledorganics.com)
- Rynk, R.** 2003. The art in the science of compost maturity. *Compost Science and Utilization* 11: 94-96.
- Rynk, R.; van der Kamp M.; Willson G.B.; Singley M.E.; Richard T.L.; Kolega J.J.; Gouin F.R.; Laliberty L.; Kay Jr. D.; Murphy D.W.; Hoitink H.A. y Brinton W.F.** 1992. On-farm composting handbook. Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Coop. Extension Service. Ithaca, EEUU. 186 pp.
- Satti, P.** 2007. Biodisponibilidad de P y N en suelos volcánicos bajo bosque nativo, disturbados y enmendados. Tesis Doctoral Biología, CRUB-UNComahue, Bariloche, Argentina.
- Schulz, R. y Röemheld V.** 1997. Recycling of municipal and industrial organic wastes in agriculture: benefits, limitations, and means of improvement. *Soil Science and Plant Nutrition* 43: 1051-1056.
- Sharpley, A.N. y Moyer B.** 2000. Phosphorus forms in manure and compost and their release during simulated rainfall. *Journal of Environmental Quality* 29: 1462-1469.
- Siddique, M.T. y Robinson J.S.** 2003. Phosphorus sorption and availability in soils amended with animal manures and sewage sludge. *Journal of Environmental Quality* 32: 1114-1121.
- Siebert, S.** 2007. Compost from biodegradable waste-status and results of quality assurance in Germany. Advances in Bio-treatment in Europe: Part II. US Composting Council, 15th Annual Confer. & Tradeshow, Jan.21-24, Orlando, EEUU.
- Sims, J.T. y Sharpley A.N. (eds.)** 2005. Phosphorus, Agriculture and the Environment. American Soc. of Agronomy Monogr. ASA, Madison, EEUU. 1121 pp.
- TMECC.** 2001-2002. Test Methods for the Examination of Composting and Compost. Composting Council Research and Education Foundation (CCREF), Ronkonkoma, New York, EEUU.
- Tognetti, C.; Mazzarino M.J. y Laos F.** 2007. Improving the quality of municipal organic waste compost. *Bioresource Technology* 98: 1067-1076.
- USEPA.** 1993. Standards for the use or disposal of sewage sludge. U.S. Gov. Print. Office, Federal Register 58: 9248-9415. Washington D.C., EEUU.
- USEPA.** 1999. Standards for the use or disposal of sewage sludge. 40CFR Part 503. Proposed rule. Federal Register 64: 72045-72062. Washington, D.C., EEUU.
- USEPA.** 2003. Environmental Regulations and Technology Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge. EPA/625/R-92/013. EEUU.
- Van Soest, P.J. y Wine R.H.** 1967. Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. IV. Determination of plant cell-wall constituents. *Journal of The Association of Official Analytical Chemists* 50: 50-55.
- Zmora-Nahum, S.; Markovitch O.; Tarchitzky J. y Chen Y.** 2005. Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. *Soil Biology and Biochemistry* 37: 2109-2116.
- Zucconi, F.; Pera A.; Forte M.E. y de Bertoldi M.** 1981a. Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle* 22: 54-57.
- Zucconi, F.; Forte M.; Monaco A. y de Bertoldi M.** 1981b. Biological evaluation of compost maturity. *BioCycle* 22: 27-29.
- Zucconi, F. y de Bertoldi M.** 1987. Compost specification for the production and characterization of compost from municipal solid waste. En: de Bertoldi M., Ferranti M.P., Hermite P.L. y Zucconi F. (eds.). *Compost: Production, Quality and Use*. Elsevier Applied Science Publishers, Barking, Inglaterra, pp. 30-50.