



*Universidad Nacional de Córdoba*  
*Facultad de Ciencias Agropecuarias*  
*Escuela para Graduados*

---

**CALIDAD DE COMPOST Y VERMICOMPUESTOS PARA SU  
USO COMO ENMIENDAS ORGÁNICAS EN SUELOS  
AGRÍCOLAS**

**Paola Andrea Campitelli**

Tesis  
Para optar al Grado Académico de  
Doctor en Ciencias Agropecuarias

*Córdoba, 2010*

# **CALIDAD DE COMPOST Y VERMICOMPUESTOS PARA SU USO COMO ENMIENDAS ORGÁNICAS EN SUELOS AGRÍCOLAS**

**Paola Andrea Campitelli**

## **Comisión Asesora de Tesis**

**Directora:** Dra. Silvia B. CEPPI .....

**Asesores:** Dr. Roberto SERENO .....

Dr. Omar BACHMEIER .....

## **Tribunal Examinador de Tesis**

Dra. María Inés Sánchez Pinto .....

Dra. Patricia Ortíz .....

Dr. Omar Bachmeier .....

## **Presentación formal académica:**

Fecha:

Facultad de Ciencias Agropecuarias

Universidad Nacional de Córdoba

## **Agradecimientos**

A Cristian, Emilse y Chiara por el apoyo incondicional y la comprensión. A mis padres (Beatriz y Mario) por dejarme como herencia el estudio y esta hermosa profesión. a mi hermano (Gabriel) que comparte conmigo la misma profesión y a mis abuelos (Piva, Marcelo, Gina y Carlo).

A mi directora de tesis, Dra. Silvia Ceppi, por el tiempo dedicado a mi formación, por su paciencia, por sus consejos y por su ejemplo. Por mostrarme siempre el mejor camino, guiándome y enseñándome que es mejor seguir las normas establecidas.

A mi comisión asesora, al Dr. Sereno por sus sugerencias, por su ejemplo y por su exigencia, al Dr. Bachmeier por su asesoramiento, su respaldo y sus siempre oportunas correcciones.

A los miembros del Tribunal Examinador de Tesis, Dra. Inés Sánchez de Pinto y Dra. Patricia Ortíz por sus sugerencias.

A la Directora de la Escuela para Graduados, Alicia Ledesma y a todos los que dentro de la misma cumplieron con su trabajo de manera correcta.

A Andrea, Cecilia, Gustavo, Daniel, Antonio, Ricardo por su amistad. A mis compañeros de Cátedra, y muy especialmente a Manuel, Vicki y Marcos. A mis amigos de la vida y a mi familia heredada, Maricel, Pablo, Micaela, Aylen, Agustina, Pocha, Chelo, Chicha y Chicho, Eugenia y Silvina.

Al Ing. Agr. David Rubín por poner a mi disposición su campo, al Ing. Agr. Alfredo Satler por su ayuda desinteresada.

A la Cátedra de Fisiología Vegetal por permitirme el uso del invernadero.

A la comunidad de la Facultad de Ciencias Agropecuarias en especial al Dr. Celso Camusso, a los integrantes del Laboratorio de Análisis de Semillas, y a la gente de la Facultad de Ciencias Químicas por sus aportes desinteresados.

A SeCyT de la Universidad Nacional de Córdoba y a la Agencia Córdoba Ciencia por el financiamiento otorgado.

"Lo que importa verdaderamente en la vida no son los objetivos que nos marcamos, sino los caminos que seguimos para lograrlos"

Peter Bamm

A MIS HIJAS,

EMILSE Y CHIARA,  
QUIENES SON MI MÁS  
HERMOSA CREACIÓN

## Resumen

La utilización de compost y/o vermicompuestos de calidad como enmiendas es una alternativa apropiada para recuperar suelos agrícolas. La calidad de la enmiendas es usualmente definida en función de su estabilidad y madurez. Sin embargo, el concepto de calidad es más amplio. La mayoría de los parámetros que determinan la calidad de los compost o vermicompuestos no son aplicables a todos los materiales y procesos de estabilización-maduración (compostaje y/o vermicompostaje). Este trabajo de investigación aborda el estudio de la calidad de los, compost y vermicompuestos desde una perspectiva que abarca los aspectos químicos, físicos, físico químicos, bioquímicos y biológicos de las mismas. El objetivo general de este trabajo fue desarrollar una metodología a partir de la cual se pudiera determinar la *calidad* de diferentes enmiendas orgánicas obtenidas a través de distintas tecnologías (compostaje, vermicompostaje) y de diferentes materiales originales y analizar el efecto del uso que enmiendas de diferentes *calidades* producen sobre las propiedades biológicas y bioquímicas de un suelo y sobre la productividad de un cultivo hortícola y. A partir de la utilización de técnicas estadísticas quemométricas tales como el Analisis de Componentes Principales (ACP), Analisis discriminante (AD), fue posible determinar que los parámetros más representativos y de más sencilla y fácil determinación y adopción en la *categorización* de enmiendas orgánicas son: Carbono Orgánico Total, Índice de Germinación, pH, Nitrógeno Total y Carbono Soluble en Agua. El AD, permitió clasificar a las enmiendas orgánicas analizadas en categorías de calidad: **A** (*buena calidad*), **B** (**B<sub>1</sub>**, **B<sub>2</sub>**, **B<sub>3</sub>**) (*calidad regular*) y **C** (*mala calidad*), posibilitando a partir de la utilización de la matriz de datos y los parámetros seleccionados la clasificación de calidad de compost y vermicompuestos de origen desconocido. La tecnología utilizada y el material de partida influyen en la *calidad* de la enmienda. La *calidad* agronómica influye en las características químicas y físico-químicas de los *Ácidos Húmicos* de las enmiendas. Las condiciones de estabilidad y madurez de las enmiendas aplicadas influyen en las condiciones biológicas y bioquímicas del suelo (desarrollo de la cantidad y actividad microbiana) y el desarrollo del cultivo.

**Palabras clave:** calidad, compost, vermicompuestos, quemometría, categorización, materia orgánica, ácidos húmicos.

## Abstract

High quality compost and/or vermicompost utilization is an appropriate strategy in agricultural soil reclamation. The organic amendments quality is frequently defined as a function of their stability and maturity; however, the quality concept has a broader scope.

A large amount of the parameters used as compost and/or vermicompost quality index are not useful for any raw materials and stabilization-maturation technologies (composting and/or vermicomposting) used to obtain the final product.

This research analyzes the compost and/or vermicompost quality issue concept through the study of chemical, physical, physicochemical, biochemical and biological characteristics. The main objective of this research was to develop a new methodology in order to determine the quality of organic amendments obtained with different raw materials and technologies (composting and/or vermicomposting). Moreover, to analyze the effect of the different quality amendment used, impacts on the biological and biochemical soil properties and in a vegetable yield.

The chemometrics techniques used, such as Principal Components Analysis (PCA) and Linear Discriminant Analysis (LDA), allowed to obtain the following representative parameters for the organic amendments categorization: total organic carbon, germination index, pH, total nitrogen and water soluble carbon; which are simple and low cost analysis.

Through the use of LDA, it was possible to classify all the organic amendments analyzed in different quality categories: **A** (high quality), **B** ( $B_1$ ,  $B_2$ ,  $B_3$ ) (medium quality) and **C** (low quality). This new methodology makes possible, using a data matrix and the chosen parameters, to classify organic amendments, unknowing their origin, into different qualities categories.

The raw materials and the technologies used influence in the amendments quality.

The amendment qualities have an effect on the chemical and physicochemical Humic Acids properties.

The stability and maturity state of the employed amendment plays an important role into the biological and biochemical soil conditions (microbial amount and activity) and in the crop development.

**Key words:** quality, compost, vermicompost, chemometric amendments categorization, organic matter, humic acids

# Tabla de Contenidos

	<b>Pag.</b>
LISTA DE TABLAS.....	<b>X</b>
LISTA DE FIGURAS.....	<b>XII</b>
LISTA DE ABREVIATURAS.....	<b>XVI</b>
<b>CAPÍTULO I INTRODUCCIÓN GENERAL.....</b>	<b>1</b>
La degradación de los suelos y la importancia de la fracción orgánica.....	1
Propiedades físicas.....	4
Propiedades químicas.....	5
Propiedades biológicas.....	6
Dinámica de la materia orgánica del suelo.....	6
Los residuos y el ambiente.....	8
Los residuos en el contexto internacional.....	10
Los residuos en el contexto nacional.....	10
Los residuos en el contexto provincial y municipal.....	11
Importancia del tratamiento de los residuos orgánicos previo a su aplicación como enmiendas.....	13
Definición de compostaje.....	14
Conceptos de estabilidad y madurez relacionados a la <i>calidad</i> de los compost.....	16
Caracterización del proceso de compostaje.....	18
Etapas de un proceso de compostaje.....	18
Sistemas de compostaje.....	19
Los distintos tipos de materiales originales.....	20
Los distintos tipos de proceso.....	20
Compostaje.....	21
Vermicompostaje.....	22
Compostaje-Vermicompostaje.....	23
Parámetros de control en el proceso de compostaje.....	23
Tamaño de partículas.....	23
Relación C/N.....	24
Temperatura.....	25
Aireación.....	26
Humedad.....	26
pH.....	27
Algunas consideraciones finales.....	28
Bibliografía citada.....	31

<b>CAPÍTULO 2 DETERMINACIÓN DE LA CALIDAD DE COMPOST Y VERMICOMPUESTOS: ESTUDIO QUEMOMÉTRICO.....</b>	<b>38</b>
Introducción.....	38
Materiales.....	45
Métodos.....	47
Toma y acondicionamiento de muestras.....	47
Propiedades químicas de las enmiendas.....	47
pH.....	47
Conductividad eléctrica.....	48
Contenido en macronutrientes.....	48
Nitrógeno total.....	48
Nitrógeno inorgánico (N-NO <sub>3</sub> ).....	49
Fósforo extractable.....	50
Calcio, Magnesio, Sodio y Potasio asimilables..	50
Cálculo del porcentaje de sodio intercambiable.	51
Determinación de la capacidad de intercambio catiónico.....	51
Carbono orgánico total.....	52
Carbono orgánico oxidable.....	53
Carbono de las sustancias húmicas.....	54
Carbono de ácidos húmicos y fúlvicos.....	54
Carbono soluble en agua.....	55
Relación CSA/NT.....	55
Absorbancia a 465 y a 665 nm.....	55
Propiedades físicas de las enmiendas.....	56
Determinación de densidad aparente.....	56
Evaluación de la fitotoxicidad de las enmiendas.....	57
Determinación del Índice de Germinación (fito-test)...	57
Procedimiento estadístico: Análisis de datos y procedimientos quemométricos.....	58
Análisis de Componentes Principales.....	58
Análisis Discriminante Lineal.....	59
Resultados y discusión.....	60
Análisis de los parámetros medidos.....	64
Construcción de las funciones discriminantes.....	73
Aspectos relevantes.....	80
Conclusiones.....	80
Bibliografía citada.....	83
<b>CAPÍTULO 3 EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DURANTE UN PROCESO DE COMPOSTAJE-VERMICOMPOSTAJE A TRAVÉS DE ANÁLISIS QUEMOMÉTRICO.....</b>	<b>89</b>
Introducción.....	89



Materiales.....	91
Métodos.....	92
Procedimiento estadístico: Análisis de datos y procedimientos quemométricos.....	93
Resultados y discusión.....	93
Calidad de la enmienda en función de la evolución del proceso de compostaje-vermicompostaje.....	94
Análisis de los parámetros químicos generales.....	95
Análisis de las determinaciones químicas relacionadas al contenido de carbono e Índices de estabilidad.....	97
Análisis de las determinaciones biológicas.....	99
Evolución de la materia orgánica.....	105
Conclusiones.....	107
Bibliografía citada.....	110

**CAPÍTULO 4 CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS Y FISICO-QUÍMICAS DE  
ACIDOS HÚMICOS EXTRAÍDOS DE ENMIENDAS ORGÁNICAS DE DIFERENTE  
CALIDAD.....**

**115**

Introducción.....	115
Materiales.....	119
Métodos.....	119
Extracción y purificación de los ácidos húmicos.....	119
Caracterización fisico-química de los ácidos húmicos.....	120
Análisis elemental.....	120
Análisis de grupos funcionales.....	121
Acidez total.....	121
Grupos carboxilos.....	122
Grupos oxidrilos fenólicos.....	123
Titulaciones potenciométricas.....	123
Relación $E_4/E_6$ .....	124
Resultados y discusión.....	124
Caracterización fisico-química de los ácidos húmicos.....	124
Análisis elemental.....	125
Espectroscopia de absorción visible: Relación $E_4/E_6$ ...	127
Análisis de grupos funcionales.....	129
Propiedades ácido-base de los ácidos húmicos.....	131
Aspectos relevantes.....	139
Conclusiones.....	140
Bibliografía citada.....	142

**CAPÍTULO 5 ACTIVIDAD MICROBIANA DE UN SUELO ENMENDADO CON  
MATERIAL EXTRAÍDO DURANTE DIFERENTES FASES DE UN PROCESO DE  
COMPOSTAJE-VERMICOMPOSTAJE.....**

**147**

Introducción.....	147
Materiales y diseño experimental.....	149
Métodos.....	150
Propiedades químicas.....	150
Determinación de pH y Conductividad eléctrica.....	150
Determinación de Nitrógeno Total.....	151
Carbono oxidable vía húmeda (micrométodo).....	151
Carbono Orgánico Total.....	152
Carbono Soluble en Agua.....	152
Propiedades biológicas.....	152
Carbono de la biomasa microbiana.....	152
Propiedades bioquímicas del suelo.....	153
Actividad deshidrogenasa.....	153
Actividad catalasa.....	154
Análisis estadístico.....	155
Resultados y discusión.....	155
Evolución del contenido de carbono oxidable en el suelo enmendado.....	155
Evolución del contenido de carbono de la biomasa microbiana en el suelo enmendado.....	162
Evolución de las propiedades bioquímicas en el suelo enmendado.....	171
Evolución de la actividad deshidrogenasa en el suelo enmendado.....	171
Evolución de la actividad catalasa en el suelo enmendado.....	175
Correlación entre los parámetros medidos.....	179
Aspectos relevantes.....	180
Conclusiones.....	181
Bibliografía citada.....	183

<b>CAPÍTULO 6 RENDIMIENTO DE LECHUGA (<i>Lactuca sativa</i>) EN UN SUELO ENMENDADO CON MATERIAL EXTRAÍDO DURANTE DIFERENTES ETAPAS DE UN PROCESO DE COMPOSTAJE-VERMICOMPOSTAJE.....</b>	<b>187</b>
Introducción.....	187
Materiales y diseño experimental.....	189
Métodos.....	190
Componentes de rendimiento.....	191
Resultados y discusión.....	191
Peso fresco foliar.....	191
Área foliar total.....	195
Número de hojas.....	199
Longitud aérea.....	201

Conclusiones.....	202
Bibliografía citada.....	204
<b>CAPÍTULO 7 SÍNTESIS Y CONCLUSIONES GENERALES.....</b>	<b>207</b>
Clasificación en categorías de calidad de las enmiendas.....	207
Caracterización de las Ácidos Húmicos de enmiendas de diferentes calidades.....	211
Evaluación agronómica de enmiendas orgánicas de diferentes calidades.....	213
Actividad biológica del suelo.....	213
Productividad de un cultivo hortícola.....	214
Futuras líneas de investigación.....	215
<b>ANEXO 1 LEY 25916/04 RESIDUOS DOMICILIARIOS.....</b>	<b>218</b>
<b>ANEXO 2 DECRETO REGLAMENTARIOS 4830/1973 DE LA LEY 20466.....</b>	<b>221</b>
<b>ANEXO 3 LEY PROVINCIAL 9088.....</b>	<b>227</b>

## Lista de Tablas

<p>Tabla 2.1. Denominación, material original, tipo de proceso (compostaje (C) o vermicompostaje (V)) y tiempo del proceso de los materiales utilizados. RV (residuos vegetales); RSU (residuos sólidos urbanos); P (resto de poda de árboles)</p> <p>.....</p> <p>Tabla 2.1. Continuación.....</p> <p>Tabla 2.2. Determinaciones Químicas Generales realizadas a las muestras analizadas.....</p> <p>Tabla 2.3. Determinaciones de Carbono Oxidable (Cox); Carbono Orgánico Total (COT), Carbono soluble en agua (CSA) y fracciones de la materia orgánica (Carbono de Sustancias Húmicas (CSH), Carbono de Ácidos Húmicos (CAH) y Carbono de Ácidos Fúlvicos (CAF)) y relación de absorbancia E4/E6.....</p> <p>Tabla 2.4. Determinación física de Densidad Aparente (Dap), determinación biológica de Índice de Germinación (IG) y relación Carbono soluble en agua/nitrógeno total (CSA/NT).....</p> <p>Tabla 2.5. Autovalores (proporción y proporción acumulada) correspondientes al ACP incorporando en el análisis todos los parámetros medidos al total de las enmiendas estudiadas.....</p> <p>Tabla 2.6. Autovectores <math>e1</math> para la conformación de la componente principal 1 (CP1) y autovectores <math>e2</math> para la conformación de la componente principal 2 (CP2).....</p> <p>Tabla 2.7. Rangos de variación de los principales parámetros para los tres diferentes grupos (A, B y C) obtenidos a partir del ACP y valores de referencia citados en bibliografía.....</p> <p>Tabla 2.8. Clasificación a priori de las enmiendas orgánicas analizadas en grupos A, B, C.....</p> <p>Tabla 2.9. Tabla de clasificación cruzada de los grupos A, B y C.....</p> <p>Tabla 2.10. Clasificación a priori de las enmiendas orgánicas analizadas en grupos <math>B_1</math>, <math>B_2</math> y <math>B_3</math>.....</p> <p>Tabla 2.11. Tabla de clasificación cruzada del grupo B (<math>B_1</math>, <math>B_2</math>, <math>B_3</math>).....</p> <p>Tabla 2.12. Rangos de variación de los principales parámetros para los sub-grupos (<math>B_1</math>, <math>B_2</math> y <math>B_3</math>) obtenidos a partir del ADL y valores de referencia citados en bibliografía.....</p> <p>Tabla 3.1. Denominación de la muestra, fase en el que fue tomada y tiempo de muestreo.....</p> <p>Tabla 3.2. Determinaciones Químicas Generales.....</p> <p>Tabla 3.3. Determinaciones Químicas relacionadas al contenido de carbono e índices de estabilidad.....</p> <p>Tabla 3.4. Determinación biológica de Índice de Germinación (IG).....</p> <p>Tabla 3.5. Clasificación a priori de las enmiendas orgánicas analizadas en grupos A, B y C.....</p>	<p>45</p> <p>46</p> <p>61</p> <p>62</p> <p>63</p> <p>65</p> <p>66</p> <p>69</p> <p>73</p> <p>74</p> <p>76</p> <p>77</p> <p>79</p> <p>92</p> <p>93</p> <p>94</p> <p>94</p> <p>100</p>
--	--

Tabla 3.6. Tabla de clasificación cruzada de los grupos <b>A</b> , <b>B</b> y <b>C</b> .....	101
Tabla 3.7. Clasificación a priori de las enmiendas orgánicas analizadas en grupos <b>B<sub>1</sub></b> , <b>B<sub>2</sub></b> y <b>B<sub>3</sub></b> .....	103
Tabla 3.8. Tabla de clasificación cruzada del grupo <b>B</b> ( <b>B<sub>1</sub></b> , <b>B<sub>2</sub></b> , <b>B<sub>3</sub></b> ).....	103
Tabla 3.9. Contenido de carbono de sustancias húmicas (CSH) y sus diferentes fracciones (CAH y CAF) e indicadores de humificación. Tasa de Humificación (TH), Índice de Humificación (IH), Porcentaje de ácidos húmicos (%AH), Tasa de Polimerización (TP).....	105
Tabla 4.1. Denominación de los Ácidos húmicos (AH) de las enmiendas y el suelo, tipo de materiales originales utilizados en la elaboración de la enmienda, tiempo de proceso, tipo de proceso y categoría de calidad obtenida a partir del Análisis discriminante.....	119
Tabla 4.2. Composición elemental (%) referida al material libre de ceniza y humedad, relación atómica (C/N, C/H, O/C), relación E4/E6 y porcentaje de cenizas de los ácidos húmicos (AH) de las distintas calidades de enmiendas analizadas (compost y vermicompuestos) y de un suelo de la provincia de Córdoba.....	125
Tabla 4.3. Contenido de grupos funcionales de los ácidos húmicos (AH) de distintas calidades extraídos de las enmiendas analizadas (compost y vermicompuestos) y de un suelo de la provincia de Córdoba (cmol kg <sup>-1</sup> ).....	130
Tabla 4.4. Valores promedio de pK <sub>ap</sub> de los AH estudiados obtenidos a partir de las curvas [d(-Q)/dpH vs pH].....	139
Tabla 5.1. Principales características químicas de los diferentes materiales aplicados y del suelo al inicio del experimento.....	155
Tabla 5.2. Matriz de correlación (coeficientes de Pearson) de los distintos parámetros estudiados, en el inicio de la incubación para los tratamientos S-CM8, S-CM9 y S-VM5 para todas las dosis aplicadas.....	180
Tabla 5.3. Matriz de correlación (coeficientes de Pearson) de los distintos parámetros estudiados, al final de la incubación para los tratamientos S-CM8, S-CM9 y S-VM5 para todas las dosis aplicadas.....	180
Tabla 6.1. Porcentajes de incremento del Peso Fresco Foliar (PFF) al momento de cosecha (semana 10) en los distintos tratamientos en función del incremento de la dosis de enmienda aplicada.....	194

## Lista de Figuras

Fig. 1.1. Dinámica de la materia orgánica del suelo en los procesos de mineralización, humificación y lixiviación (Zerch et al., 1997).....	3
Fig. 1.2. Diagrama de las etapas y factores a tener en cuenta en el tratamiento de los materiales orgánicos.....	19
Fig. 1.3. Clasificación de los materiales originales en función de diversos criterios.....	20
Fig. 1.4. Evolución de la temperatura (—) y pH (---) durante las diferentes etapas de un proceso de compostaje. Extraído de Costa <i>et al.</i> , (1991).....	25
Fig. 2.1a. Distribución ortogonal del Análisis de Componentes Principales (ACP) para todas las enmiendas orgánicas analizadas (compost y vermicompuestos).....	67
Fig. 2.1b. Distribución ortogonal del Análisis de Componentes Principales (ACP) para los parámetros físicos (Dap), químicos (CE, pH, COT, NT, PSI, Pe, NO <sub>3</sub> , CSA, CSA/NT, E <sub>4</sub> /E <sub>6</sub> , Na, K, Cox, CIC, C <sub>SH</sub> , C <sub>AH</sub> y C <sub>AF</sub> ) y biológicos (IG).....	68
Fig. 2.2. Diagrama de dispersión de los grupos de observaciones multivariadas (A, B y C) y sus variables asociadas (pH, NT, COT e IG) en el espacio discriminante.....	74
Fig. 2.3. Representación gráfica de los grupos de observaciones multivariadas (B <sub>1</sub> , B <sub>2</sub> , B <sub>3</sub> ) y sus variables asociadas (COT, IG y CSA/NT) en el espacio discriminante.....	78
Fig. 3.1. Diagrama de dispersión de los grupos de observaciones multivariadas (A, B y C) y sus variables asociadas (pH, NT, COT e IG) en el espacio discriminante.....	102
Figura 3.2. Representación gráfica de los grupos de observaciones multivariadas (B <sub>1</sub> , B <sub>2</sub> , B <sub>3</sub> ) y sus variables asociadas (COT, IG y CSA/NT) en el espacio discriminante.....	104
Fig. 4.1. Curvas de desarrollo de carga (cmol/kg) en función del pH para los ácidos húmicos (AH) extraídos de compost (AH-CV3, AH-CW2, AH-CM6), vermicompuesto (AH-VMW1) y de un suelo de la provincia de Córdoba (AH-S).....	133
Fig. 4.2. Curvas de distribución de las constantes de disociación aparente (K <sub>ap</sub> ) en función del pH para los ácidos húmicos (AH) extraídos de compost (AH-CV3, AH-CW2, AH-CM6), vermicompuesto (AH-VMW1) y de un suelo de la provincia de Córdoba (AH-S).....	137
Fig. 5.1. Evolución del contenido de carbono oxidable durante las 8 semanas de incubación en el suelo enmendado con 5 Mg ha <sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5).....	157
Fig. 5.2. Evolución del contenido de carbono oxidable durante las 8 semanas de incubación en el suelo enmendado con 20 Mg ha <sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5).....	158
Fig. 5.3. Evolución del contenido de carbono oxidable durante las 8 semanas de incubación en el suelo enmendado con 50 Mg ha <sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5).....	160
Fig. 5.4. Evolución del contenido de carbono de biomasa microbiana (C <sub>bio</sub> ), durante las 8 semanas de incubación en el suelo enmendado con 5 Mg ha <sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5).....	164

Fig. 5.5. Evolución del contenido de carbono de biomasa microbiana (Cbio), durante las 8 semanas de incubación, en el suelo enmendado con 20 Mg ha <sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5)..	166
Fig. 5.6. Evolución del contenido de carbono de biomasa microbiana (Cbio), durante las 8 semanas de incubación, en el suelo enmendado con 50 Mg ha <sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5)..	167
Fig. 5.7 a. Carbono de biomasa microbiana (al inicio de la incubación) en el suelo enmendado con <b>CM8</b> en distintas dosis (5, 20 y 50 Mg ha <sup>-1</sup> ).....	168
Fig. 5.7 b. Carbono de biomasa microbiana (al inicio de la incubación) en el suelo enmendado con <b>CM9</b> en distintas dosis (5, 20 y 50 Mg ha <sup>-1</sup> ).....	169
Fig. 5.7 c. Carbono de biomasa microbiana(al inicio de la incubación) en el suelo enmendado con <b>VM5</b> en distintas dosis (5, 20 y 50 Mg ha <sup>-1</sup> ).....	169
Fig. 5.8. Evolución de la actividad deshidrogenasa durante las 8 semanas de incubación en el suelo enmendado con 5 Mg ha <sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5).....	173
Fig. 5.9. Evolución de la actividad deshidrogenasa durante las 8 semanas de incubación en los suelos enmendadas con 20 Mg ha <sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5). .....	174
Fig. 5.10. Evolución de la actividad deshidrogenasa durante las 8 semanas de incubación en el suelo enmendado con 50 Mg ha <sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5).....	175
Fig. 5.11. Evolución de la actividad catalasa durante las 8 semanas de incubación en el suelo enmendado con 5 Mg ha <sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5).....	176
Fig. 5.12. Evolución de la actividad catalasa durante las 8 semanas de incubación en el suelo enmendado con 20 Mg ha <sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5).....	177
Fig. 5.13. Evolución de la actividad catalasa durante las 8 semanas de incubación en el suelo enmendado con 50 Mg ha <sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5).....	178
Fig. 6.1. Evolución del Peso Fresco Foliar (PFF) durante el ciclo del cultivo de lechuga ( <i>Lactuca Sativa</i> , <i>L. var. grand rapid</i> ), expresado en g por planta en el Testigo y suelo enmendado con 5 Mg ha <sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5). .....	192
Figura 6.2. Evolución del Peso Fresco Foliar (PFF) durante el ciclo del cultivo de lechuga ( <i>Lactuca Sativa</i> , <i>L. var. grand rapid</i> ), expresado en g por planta en el Testigo y suelo enmendado con 20 Mg ha <sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5). .....	192
Fig. 6.3. Evolución del Peso Fresco Foliar (PFF) durante el ciclo del cultivo de lechuga ( <i>Lactuca Sativa</i> , <i>L. var. grand rapid</i> ), expresado en g por planta en el Testigo y suelo enmendado con 50 Mg ha <sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5). .....	193
Fig. 6.4. Evolución del Área Foliar (AFT) expresada en cm <sup>2</sup> /planta, durante el ciclo del cultivo de lechuga ( <i>Lactuca Sativa</i> , <i>L. var. grand rapid</i> ), en el Testigo y suelo enmendado con 5 Mg ha <sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5). .....	197
Fig. 6.5. Evolución del Área Foliar (AFT) expresada cm <sup>2</sup> /planta, durante el ciclo del cultivo de lechuga ( <i>Lactuca Sativa</i> , <i>L. var. grand rapid</i> ), en el Testigo y suelo enmendado con 20 Mg ha <sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5). .....	197
Fig. 6.6. Evolución del Área Foliar (AFT) expresada cm <sup>2</sup> /planta, durante el ciclo del cultivo de	

lechuga ( <i>Lactuca Sativa</i> , <i>L.</i> var. grand rapid), en el Testigo y suelo enmendado con 50 Mg ha <sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5). .....	198
Fig. 6.7. Evolución del Número de hojas (NH) por planta, durante el ciclo del cultivo de lechuga ( <i>Lactuca Sativa</i> , <i>L.</i> var. grand rapid), en el Testigo y suelo enmendado con 5 Mg ha <sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5).....	200
Fig. 6.8. Evolución del Número de hojas (NH) por planta, durante el ciclo del cultivo de lechuga ( <i>Lactuca Sativa</i> , <i>L.</i> var. grand rapid), en el Testigo y suelo enmendado con 20 Mg ha <sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5).....	200
Fig. 6.9. Evolución del Número de hojas (NH) por planta, durante el ciclo del cultivo de lechuga ( <i>Lactuca Sativa</i> , <i>L.</i> var. grand rapid), en el Testigo y suelo enmendado con 50 Mg ha <sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5).....	201



## Lista de abreviaturas

ACP	Análisis de componentes principales
ADL	Análisis discriminante lineal
AF	Ácidos fúlvicos
AFT	Área foliar total
AH	Ácidos húmicos
C	Compostaje
cat	Enzima catalasa
Cbio	Carbono de la biomasa microbiana
CE	Conductividad eléctrica
CI	Capacidad de intercambio
CIC	Capacidad de intercambio catiónico
C/N	Relación carbono a nitrógeno
CO	Carbono oxidable determinado por el micrométodo
COT	Carbono orgánico total
Cox	Carbono oxidable determinado por el método de Walkey y Black
CP	Componente principal
CSA	Carbono soluble en agua
desh	Enzima deshidrogenasa
<i>e</i>	Autovector
EDTA	Ácido etilen-diamino-tetraacético
CAF	Carbono de ácidos húmicos
CAH	Carbono de ácidos fúlvicos
CSH	Carbono de sustancias húmicas
C <sup>13</sup> NMR	Isótopo de carbono 13 por resonancia magnética nuclear
Dap	Densidad aparente
E <sub>4</sub> /E <sub>6</sub>	Relación de absorbancia 472 nm a 664 nm
FD	Función discriminante
FD <sub>p</sub>	Función discriminante del proceso
G	Grupos
GC	Número de semillas germinadas en el control
GT	Número de semillas germinadas en el tratamiento
H/C	Relación atómica hidrógeno a carbono
<i>i</i>	Número de grupos
IG	Índice de germinación
IH	Índice de humificación
INT	2-p-iodofenil-3-p-nirofenil-5- feniltetrazolio
INTF	Sal de formazano
LA	Longitud aérea
MO	Materia orgánica
MOS	Materia orgánica del suelo
n	Número de parámetros usados
N/C	Relación atómica nitrógeno a carbono
NH	Número de hojas
NT	Nitrógeno total
O/C	Relación atómica oxígeno a carbono
p	Parámetro seleccionado
P	Poda de árboles

Pe	Fósforo extractable
PPF	Peso fresco foliar
pKap	Constante aparente de disociación
PSF	Peso seco foliar
PSI	Porcentaje de sodio intercambiable
RC	Promedio del largo de las raíces de las semillas germinadas en el control
RT	Promedio del largo de las raíces de las semillas germinadas en el tratamiento
RSU	Residuos sólidos urbanos
RV	Residuos vegetales
SH	Sustancias húmicas
T	Transmitancia
TH	Tasa de humificación
TP	Tasa de polimerización
UV-Vis	Espectro ultravioleta y visible
V	Vermicompostaje
W	Coefficiente discriminante
X	Variable experimental

## INTRODUCCIÓN GENERAL

### **La degradación de los suelos y la importancia de la fracción orgánica**

Los efectos de la falta de equilibrio entre el crecimiento económico y demográfico y la conservación de los recursos naturales se evidencian a través de fenómenos tales como la sobreexplotación de los recursos naturales, la contaminación, la desertificación y el cambio climático.

La degradación es el proceso por el cual un sistema pasa de un determinado grado de organización y composición a otro más simple y de menor número de componentes. Según FAO-UNESCO (1975), se denominan procesos de degradación del suelo a todos los procesos que de alguna manera provocan en forma real o potencial una disminución de su capacidad productiva.

La degradación del suelo ha aumentado en muchas partes del mundo, con más del 20 % de las tierras agrícolas afectadas, el 30 % de los bosques y el 10 % de los pastizales, según datos obtenidos del estudio denominado “Evaluación de la degradación del suelo en zonas áridas (LADA)”, llevado a cabo durante un período de 20 años por la FAO, en el marco del Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) e Información Mundial del Suelo (ISRIC) financiado por el “Global Environment Facility” (FAO, 2008). Según este estudio cerca de 1.500 millones de personas, un cuarto de la población mundial, dependen directamente de suelos sujetos a degradación. Las consecuencias de este fenómeno incluyen una disminución de la productividad agrícola, la migración, la inseguridad alimentaria, los daños a los recursos y ecosistemas básicos, y la pérdida de biodiversidad debido a cambios en los hábitat tanto a nivel de las especies como a nivel genético.

En comparación con evaluaciones previas, dicho estudio revela que la degradación del suelo ha afectado a nuevas zonas desde 1991, mientras que algunas áreas muy degradadas históricamente se encuentran ahora estables tras haber sido abandonadas o explotadas con un bajo nivel de productividad.

Es por este motivo que la degradación del recurso suelo es una de las mayores preocupaciones ambientales, a partir del conocimiento de que el suelo es un componente crítico de la biosfera, no sólo por la producción de alimentos sino también por la sustentabilidad de la calidad ambiental (Marcotea *et al.*, 2001).

Se sabe que la formación de un suelo se lleva a cabo durante miles de años bajo la conjunción de dos fracciones claramente diferenciadas: *La fracción mineral* y *la fracción orgánica*.

\* *La fracción mineral* procede principalmente de la meteorización de las rocas, que se alteran bajo la acción de agentes físicos, químicos y biológicos, y la subsiguiente reorganización de sus minerales.

\* *La fracción orgánica* representa un sistema complejo de sustancias cuya dinámica es gobernada por el aporte de residuos orgánicos de diversa naturaleza y por la transformación continua a través de factores biológicos, químicos y físicos (figura 1.1). Se encuentra constituida por una variedad importante de compuestos de complejidad variable. Si bien los límites son arbitrarios, se la puede dividir en tres fracciones con características y propiedades diferentes:

- los residuos orgánicos, que representan el material vegetal y animal en diferentes fases de su transformación (excluyendo restos orgánicos no descompuestos),
- la biomasa microbiana viva,
- el material humificado con peso molecular relativamente elevado, amorfo, coloidal y de coloración amarilla a oscura que representa la fracción orgánica más estable. Esta fracción orgánica que es conocida como “*sustancias húmicas*” cumple una función importante en los suelos agrícolas. Las sustancias húmicas (SH) son capaces de resistir parcialmente la descomposición microbiana y es por esto que ayudan a mantener el nivel de materia orgánica del suelo (MOS). Sin embargo, las SH, poseen una considerable reactividad desde el punto de vista químico, a través

de la cual, contribuyen a las propiedades y productividad de los suelos agrícolas (Galantini y Rosell, 2006).

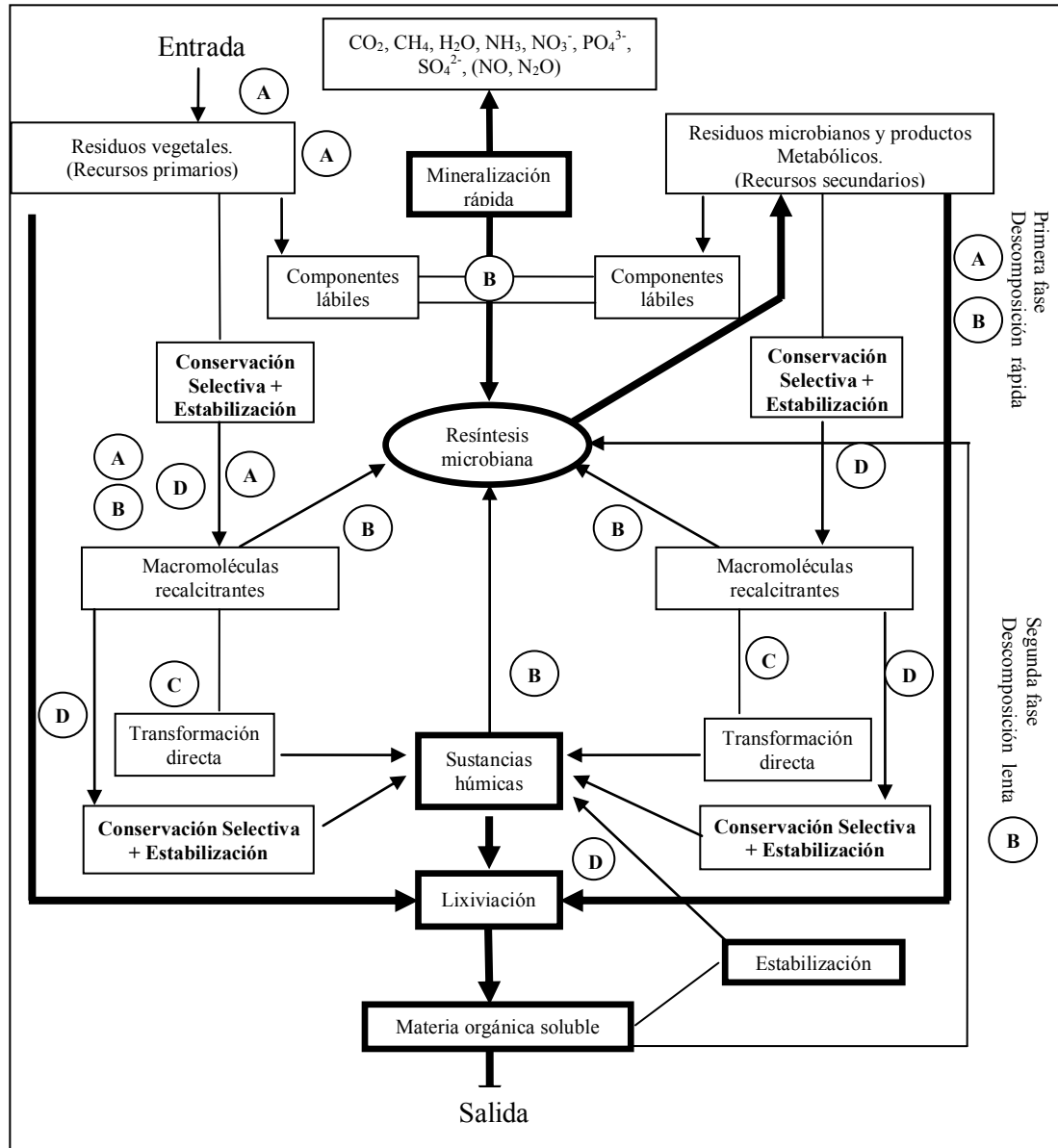


Figura 1.1. Dinámica de la materia orgánica del suelo en los procesos de mineralización, humificación y lixiviación (Zech *et al.*, 1997).

En los últimos años, los sistemas de producción intensivos condujeron a que suelos bien provistos de MOS evidenciaran un agotamiento. La necesidad de cultivar y/o mejorar la producción de los cultivos en zonas de suelos con escaso contenido de MOS y proteger los suelos de la degradación y/o erosión ha generado una serie de esfuerzos por encontrar

prácticas alternativas con el objetivo de restaurar el contenido de MOS y sus funciones (Grant, 1997; Senesi *et al.*, 2007).

A pesar que la evaluación de la calidad de un suelo, a través de propiedades claves que sirven como indicadores de las funciones de ese suelo, constituye una tarea difícil debido a la multiplicidad de factores que controlan los procesos biogeoquímicos y su variación en el tiempo y en el espacio (Larson y Pierce, 1994), muchos estudios concuerdan en que la MOS es el indicador que ejerce una influencia más significativa sobre la calidad del suelo y su productividad (Galantini y Rosell, 2006). El contenido de materia orgánica total y sus fracciones son importantes atributos de la calidad del suelo (Gregorich *et al.*, 1994) y frecuentemente los más reportados en los estudios de larga duración tendientes a evaluar la sustentabilidad agronómica.

La degradación de un suelo está caracterizada por cambios regresivos en sus mecanismos de autorregulación, y que afectan a sus propiedades físicas, químicas y biológicas, es por esto que la calidad de un suelo o también llamada “salud” de un suelo puede ser determinada monitoreando a través del tiempo las propiedades físicas, químicas, físico-químicas y biológicas (Doran y Parkin, 1994). Estas propiedades del suelo pueden verse mejoradas mediante el agregado de enmiendas orgánicas (compost y vermicompuestos) de calidad.

Se entiende por enmienda orgánica sólida al “producto que aplicado al suelo aporta o promueve la formación de humus, mejorando las propiedades físicas, químicas y biológicas del mismo. Debe garantizar el aporte de materia orgánica total, nitrógeno orgánico, ácidos húmicos y fúlvicos y presentar una humedad máxima del 40 %”. Además, el 80% del producto final deberá pasar por un tamiz de malla de 10 mm y cumplir con los límites máximos admitidos de metales pesados (Madrid *et al.*, 1996).

## **Propiedades físicas**

El estado de agregación del suelo, que está relacionado con el contenido de agua, la temperatura, la aireación, la impedancia mecánica, el desarrollo radical y la emergencia de

las plántulas, puede ser corregido y mejorado con el agregado de materia orgánica (MO) (Ferrerías *et al.*, 2000).

El incremento en la Estabilidad Estructural es consecuencia no sólo del agregado de MO, a través de las enmiendas orgánicas, sino también, de la composición mineralógica del suelo y en consecuencia los resultados están condicionados a la composición de la enmienda, la dosis aplicada y el tipo de suelo (Albiach *et al.*, 2000; Tejeda y Gonzalez, 2003; Ferrerías *et al.*, 2006).

Muchos autores han demostrado que el agregado de enmiendas orgánicas (compost y vermicompuestos) al suelo mejora la Densidad Aparente. Un incremento en el tamaño de poros y la continuidad del espacio de poros está directamente relacionado al crecimiento de las plantas, debido a que facilita la penetración de las raíces, el flujo del agua y gases en el suelo (Giusquiani *et al.*, 1994; Marinari *et al.*, 2000; Tejeda y Gonzalez, 2003).

### **Propiedades químicas**

Como consecuencia de la degradación se producen cambios en las propiedades químicas del suelo, tales como: la disminución de la capacidad reguladora del pH y la capacidad de intercambio (CI). Ambas propiedades afectan la biodisponibilidad de nutrientes tanto para los microorganismos como para las plantas (Clark *et al.*, 1998).

La aplicación de enmiendas orgánicas, causan un aumento de la CI debido a la incorporación de SH presentes en las enmiendas orgánicas; ésto permite una mayor retención e intercambio de sales inorgánicas, las cuales promueven la nutrición radical y previenen la pérdida de nutrientes. La aplicación de enmiendas orgánicas modifican las características de los ácidos húmicos (AH) extraídos de un suelo, luego de transcurrido un tiempo de su aplicación. Este tipo de comportamiento sugiere una interacción entre los AH nativos de suelo y las sustancias *tipo húmicas* presentes en los materiales utilizados como enmienda (Gobat *et al.*, 2004; Campitelli *et al.*, 2006).

## **Propiedades biológicas**

Las adición de enmiendas orgánicas puede ser una alternativa para incrementar la población microbiana y la actividad de las enzimas y por lo tanto promover los ciclos de los nutrientes del suelo (Gómez *et al.*, 2001; Lee *et al.*, 2004; Ebhin Masto *et al.*, 2006).

En general la fracción orgánica de las enmiendas (compost y vermicompuestos) es fundamentalmente MO estabilizada y humificada que contribuye a la estabilización del complejo órgano-mineral del suelo. La adsorción de estos compuestos a las arcillas, los protege de la oxidación microbiana (Li *et al.*, 2000).

La biomasa microbiana y la actividad de las enzimas del suelo pueden responder de manera más inmediata, que la materia orgánica total del suelo, a los cambios en las prácticas de manejo. Es por este motivo que los procesos enzimáticos pueden ser útiles como indicadores tempranos de cambios biológicos (Goyal *et al.*, 1999; Masciandaro *et al.*, 2004).

## **Dinámica de la materia orgánica del suelo**

El carbono de los suelos comprende dos componentes: el contenido de carbono orgánico de los suelos que es estimado en 1550 Pg (Pg= $10^{15}$  g) y el contenido de carbono inorgánico de los suelos estimado en 750 Pg (Eswaran *et al.*, 1995; Batjes, 1997). La MOS representa la mayor reserva de carbono de los ecosistemas terrestres, estando muy por encima del almacenado por la vegetación del planeta, que es de 560 Pg (Lal, 2003), la cual es capaz de fijar mediante procesos de fotosíntesis en torno a 120 Pg de carbono por año (Bouwman, 1990). Alrededor de la mitad de carbono fijado por las plantas llega al ecosistema edáfico en forma de residuos vegetales y tan sólo un 0,7 % de la producción primaria anual de este elemento es transformada en SH (Schlesinger, 1990).

Los procesos bioquímicos que tienen lugar en el suelo van a determinar la dinámica de sus distintas fracciones orgánicas además de la influencia que ejercen sobre estos procesos las condiciones climáticas y los factores físicos y químicos, como el pH, la



relación carbono a nitrógeno (C/N) o la calidad de los residuos. El término MOS incluye tanto a los residuos de origen vegetal (recursos primarios) como a los de origen animal y a los microorganismos (recursos secundarios), compuestos hidrosolubles, exudados radicales y macromoléculas de naturaleza húmica. La descomposición de estas fracciones está estrechamente ligada a los procesos de mineralización y humificación, constando de dos fase: la primera de descomposición, donde el proceso dominante es la mineralización rápida de los compuestos lábiles, mientras que en la segunda, la mineralización todavía ocurre, pero a tasas mucho más bajas debido al predominio de moléculas más resistentes a la degradación microbiana. Estos procesos están controlados por diferentes factores: (A) calidad y cantidad de los recursos primarios, (B) actividad microbiana; (C) Posibles efectos catalíticos sobre la transformación directa; y (D) estabilización con compuestos inorgánicos (figura 1.1).

La MO de un ecosistema maduro, presenta un estado de evolución permanente, que tiende a alcanzar un equilibrio cuando las entradas de carbono al suelo por los aportes de los residuos vegetales y animales son iguales a las salidas debidas a los procesos de mineralización y lixiviación de sus fracciones solubles (González, 1997). Este estado de equilibrio del pool de MO en ecosistemas no disturbados es drásticamente cambiado por las actividades del hombre cuando se convierten los ecosistemas naturales en agrícolas. El pool de MOS disminuye por el incremento en las tasas de oxidación y pérdidas debido a la erosión y al lixiviado. La magnitud de la degradación incrementa con las labranzas, drenaje y otros disturbios drásticos. La mayoría de los suelos puede perder entre la mitad y dos terceras partes de MOS en 5 años en zonas tropicales y en 50 años en regiones templadas. El nuevo equilibrio puede ser alcanzado después de perder 20-50 Mg C ha<sup>-1</sup> (Lal, 2003).

Existen numerosas estimaciones de la pérdida histórica del pool de carbono a escala global debida al cambio de uso del suelo. Las pérdidas globales han sido estimadas en 40 Pg por Houghton (1995) y entre 66-90 Pg por Lal (1999). Por otra parte, Rozanov *et al.*, (1993), observaron que los suelos del mundo perdieron humus (58% C) a una velocidad de 25,3 Tg/año (Tg=10<sup>12</sup> g) desde que comenzó la agricultura hace 10000 años atrás, 300 millones de Tn/año en los pasados 300 años y 760 millones de Tn/año en los últimos 50

años. Estos investigadores estimaron que alrededor del 16% del contenido original de carbono orgánico del suelo fue perdido.

En los agrosistemas, los aportes de MO son discontinuos y limitados por el tipo de manejo que reciban, lo cual implica un desajuste entre las entradas y salidas de carbono, repercutiendo en una disminución de los contenidos de estas fracciones en el suelo.

A nivel nacional, investigaciones recientes encontraron, en el estudio de una cronosecuencia que el carbono orgánico total (COT) de un suelo Haplustol, de la región central de la provincia de Córdoba, a una profundidad de 0-10 cm decreció desde 43,62 Mg ha<sup>-1</sup> en un bosque natural, hasta 14,30 Mg ha<sup>-1</sup> en un suelo luego de 40 años de agricultura (Apezteguía *et al.*, 2009).

La búsqueda de nuevas fuentes de MO para reponer las pérdidas por un manejo inadecuado, constituye una prioridad a nivel mundial para recuperar la calidad de los suelos y preservar este recurso natural. Por otro lado, la disponibilidad de grandes cantidades de MO, que puedan ser utilizadas para generar una enmienda que pueda ser adicionada a suelos de uso agrícola no resulta una tarea fácil. Uno de los objetivos de las sociedades más avanzadas es remediar los problemas que se presentan a causa de la disminución en el contenido de MOS solucionando a su vez otro problema ambiental, la generación de residuos orgánicos y el tratamiento de los mismos.

## **Los residuos y el ambiente**

El problema de los residuos es antiguo, complejo y creciente; la generación de residuos ha sido una de las características distintivas de las sociedades humanas, independientemente del grado de desarrollo alcanzado.

Podemos definir a los residuos como aquellas materias generadas en las actividades de producción y consumo que no han alcanzado, en el contexto en que se producen, ningún valor; ello puede deberse tanto a la falta de tecnología adecuada para su aprovechamiento como a la inexistencia de un mercado para los productos recuperados.

En los últimos tiempos, muchas economías han tenido el lema “producir más, consumir más” y esto produjo un modelo de vida basado en el consumismo. El crecimiento demográfico y el desarrollo socioeconómico de las poblaciones han provocado el consumo masivo de recursos no renovables que generan enormes cantidades de desechos, siendo su eliminación un problema ambiental de gravedad. La única manera conocida, hasta ahora, de interrumpir parcialmente este proceso de acumulación de grandes cantidades de desechos, es el reciclaje.

Una opción para las sociedades desarrolladas sería invertir parte de los beneficios del desarrollo en la protección del ambiente. Esto implica la investigación de sistemas biotecnológicos para la eliminación de los residuos, la depuración de las aguas y la realización de obras específicas para evitar la degradación del recurso suelo (Seoáñez Calvo *et al.*, 2000).

Las perspectivas a futuro de la humanidad dependerán del nivel de conciencia que se logre alcanzar respecto a la presión que generan los residuos sobre el planeta, modificando en el largo plazo los paradigmas de la educación y en el mediano plazo haciendo uso de otras herramientas (diseño de políticas, mecanismos impositivos, etc) que aseguren que el cambio en el uso y manejo del suelo se base en la sustentabilidad del bien social que es el suelo. Una visión moderna del problema, sería no considerar a los residuos como el final de una cadena, sino como el comienzo de otra, a partir de la cual se puede obtener un beneficio valorado no sólo a nivel económico sino también ambiental. De esta manera deberemos asimilar el concepto de “*residuo*” al de “*recurso*”.

La reutilización de residuos orgánicos supone un doble efecto para el ambiente. Por un lado, se logra disminuir la presencia de éstos en el medio y por otro, la aplicación al suelo de materiales orgánicos debidamente tratados, lo que permitiría mejorar las condiciones físicas, químicas y biológicas de los suelos.

## **Los residuos en el contexto internacional**

En el contexto internacional, en particular en la Unión Europea, la generación de residuos y la protección del ambiente son una problemática que ha generado una creciente preocupación en las últimas décadas, siendo una prioridad de la política ambiental. La aplicación de residuos orgánicos previamente tratados, está regulada a través de la exigencia de una caracterización previa de estas enmiendas, debido a los posibles riesgos de contaminación por metales pesados u otros posibles contaminantes presentes. España cuenta con leyes que regulan la eliminación y valoración de residuos (Directiva Comunitaria 91/156/CEE incorporada en la Ley 10/1998 de Residuos del Boletín Oficial de estado Español (BOE 96, 1998). Con respecto al compostaje de los residuos orgánicos, la Orden Ministerial del 28 de mayo de 1998 sobre fertilizantes y afines (BOE 131, 1998) regula entre otras cosas, el contenido máximo de metales pesados para compost de residuos orgánicos destinados al mercado agrícola.

## **Los residuos en el contexto nacional**

La realidad Nacional dista bastante de la gestión de residuos que se lleva adelante en los países desarrollados, probablemente porque aún no se han alcanzado los niveles de contaminación del ambiente que promuevan soluciones urgentes. Sin embargo, las perspectivas a futuro indican que la realidad Argentina no será muy distinta a la de los países desarrollados. En este sentido, un razonamiento lógico indica que no es necesario llegar a niveles de contaminación insostenibles para tomar, recién en ese momento, medidas paliativas.

La Ley 25916/04 de Residuos Domiciliarios, establece los presupuestos mínimos de protección ambiental para la gestión integral de residuos domiciliarios. La misma se encuentra observada y promulgada por el Decreto 1158/04 (Anexo 1).

En la República Argentina no existe una normativa que regule aspectos relativos a las enmiendas orgánicas, en lo que respecta al desarrollo de sus procesos de obtención, calidad del producto final obtenido, y aplicación agrícola. Si bien la Ley 24.051 de

Residuos Peligrosos incluye la posibilidad de la utilización agrícola de los compost, no lo reglamenta.

El Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA) en su área de Fertilizantes propuso una Ley provisoria para la utilización de compost de residuos urbanos y de biosólidos de manera anexa a la ley 20.466 (Anexo 2) de Fertilizantes y enmiendas orgánicas, Decreto Reglamentario 4830/73 y Decreto Reglamentario 1585/66 (SENASA), (Muñoz Ratto, 1999). Esta resolución, recomienda el compostaje como tecnología de tratamiento de los biosólidos, restringe la utilización de lodos cloacales y RSU (residuos sólidos urbanos) para la agricultura y establece un cronograma de monitoreo y control de una serie de parámetros, a fin de limitar la aplicación de metales pesados al suelo y evitar la manipulación de materiales que contengan importantes cantidades de organismos patógenos riesgosos para la salud humana. Sin embargo, esta resolución actualmente no está siendo aplicada.

El artículo 15 del decreto reglamentario 4830/73 de la ley 20.466, deja exento del cumplimiento de los requisitos de esta ley a las enmiendas orgánicas del tipo estiércoles, compost, vermicompuestos, etc., y permite la venta bajo análisis de las mismas de manera optativa.

### **Los residuos en el contexto provincial y municipal**

En la legislación provincial, la ley provincial N° 9088/03 (Anexo 3) “Ley de Gestión de Residuos Sólidos Urbanos” regula tanto la generación como el transporte, tratamiento, eliminación y disposición transitoria o final de residuos sólidos domiciliarios, residuos de poda, escombros, desperdicios de origen animal, enseres domésticos, etc. Los municipios han normalizado casi exclusivamente los aspectos vinculados a la recolección y el transporte, dejando sin legislar las etapas de tratamiento y disposición final (Agencia Córdoba Ambiente, 2000).

El problema de los residuos no radica solamente en la cantidad generada sino también en la calidad o composición. A medida que las sociedades se desarrollan, los

residuos pasan de ser casi completamente orgánicos a ser no biodegradables y con porcentajes crecientes de materiales tóxicos (Enkerlin *et al.*, 1996). En cuanto a la calidad de los residuos recolectados en la provincia de Córdoba, se han observado composiciones que, en general, presentan los siguientes valores promedios: 45% de material orgánico reciclable, 29% de material inorgánico recuperable y 26% de material no recuperable (Agencia Córdoba Ambiente, 2000).

En la ciudad de Córdoba, entre los meses de enero a julio del 2006, ingresaron a la planta de compostaje, un promedio de 162 Tn de residuos orgánicos domiciliarios (Fuente: Departamento de Control de la Dirección de Higiene Urbana de la Municipalidad de Córdoba).

Además de los residuos urbanos se debe tener en cuenta la generación de residuos agrarios, los cuales son de difícil cuantificación debido a las oscilaciones estacionales de cada sector (Seoánez-Calvo *et al.*, 2000). Las producciones intensivas, tales como los criaderos de pollo, producción de gallinas ponedoras, engorde a corral de bovinos, producción de conejos, entre otras, las cuales se desarrollan en pequeñas superficies con alta densidad de animales, producen grandes cantidades de estiércoles. Esto genera problemas ambientales, tales como la contaminación de suelos y aguas, emanación de olores desagradables (contaminación del aire), y además son considerados potenciales focos de contagio de enfermedades para las personas (Delgado *et al.*, 1999; Elwell *et al.*, 2001; Gay *et al.*, 2003).

Existen diversas opciones respecto al tratamiento y disposición final de los residuos. En la provincia de Córdoba su eliminación se realiza principalmente en vertederos incontrolados. Según el Secretario de Ambiente de la provincia de Córdoba, Raúl Costa (Com. Pers), se estima que en la provincia de Córdoba existen alrededor de 700 basurales a cielo abierto. El vertedero incontrolado abarca una serie de prácticas ambientalmente nocivas: disposición desordenada de diferentes tipos de residuos y barros, quema de los residuos, alimentación de animales para consumo humano, trabajo insalubre de los recuperadores, proliferación de vectores de enfermedades (Agencia Córdoba Ambiente, 2000). Cuando los residuos son enterrados o depositados en vertederos

incontrolados causan serios problemas tales como olores desagradables, contaminación de suelos y agua (Yun *et al.*, 2000). Por otro lado, la incineración debe ser evitada debido a los enormes costos de construcción de las plantas incineradoras (estimado entre 50 a 60 millones de dólares) y de utilización (95-200 dólares por Tn de basura incinerada) y los problemas ambientales que genera, tales como, descargas de gases peligrosos y cenizas tóxicas (Lee *et al.*, 2004).

Entre los tratamientos más comunes de los residuos orgánicos se pueden mencionar: la digestión aeróbica y anaeróbica, diversos procesos de fermentación y el compostaje (Senesi *et al.*, 2007). El compostaje permite que los residuos orgánicos y efluentes de cualquier tipo sean tratados de manera apropiada previo a la aplicación al suelo.

El compostaje de los residuos orgánicos se realiza en sólo 5 localidades de la Provincia de Córdoba de acuerdo a informaciones relevadas en el informe de Agencia Córdoba Ambiente (2000) y generalmente se practica en el predio de disposición final.

### **Importancia del tratamiento de los residuos orgánicos previo a su aplicación como enmiendas**

La fertilidad del suelo y la materia orgánica humificada están en estrecha relación. Por esta razón, las prácticas agrícolas basadas en agregados periódicos de enmiendas orgánicas estables y maduras (humificadas) generan una restitución e incremento de la MOS, particularmente en agroecosistemas frágiles como los existentes en las regiones áridas y semiáridas (Fernández *et al.*, 2007). Una fuente de este tipo de MO son los compost y vermicompuestos. La efectividad de los compost y vermicompuestos respecto a los efectos benéficos que puedan producir sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo dependen de la calidad de los productos finales obtenidos (compost y vermicompuestos) (Bernal *et al.*, 2009).

Los principales objetivos del proceso de compostaje son: a) la destrucción o eliminación de microorganismos patógenos, semillas de malezas y sustancias orgánicas

fitotóxicas que se encuentran en el material original o que se generan en las etapas tempranas de la descomposición de la MO; b) reducir o posiblemente eliminar contaminantes originalmente contenidos en el sustrato y c) obtener un material orgánico estabilizado y maduro en el cual el proceso de humificación produzca una proporción adecuada de material *tipo sustancias húmicas* (Senesi, 1989).

La utilización de residuos orgánicos sin estabilizar como enmiendas orgánicas de suelo, provoca durante su degradación, a causa del alto porcentaje de carbono hidrosoluble (amino-ácidos, carbohidratos, etc.), la liberación de CO<sub>2</sub> inmediatamente luego de su adición al suelo (Marstop, 1996), con la consecuente disminución en la concentración de O<sub>2</sub> en la rizosfera y la generación de condiciones reductoras y de anaerobiosis en el suelo.

La importante actividad microbiana puede además promover la degradación de la MO nativa del suelo. A su vez la elevada relación C/N de enmiendas poco estables generan, una vez aplicadas al suelo, que el nitrógeno inorgánico pueda ser inmovilizado por su incorporación dentro de los tejidos microbianos quedando temporalmente no disponible para las plantas (Bernal *et al.*, 1998).

Por otra parte, los productos intermedios de la degradación de los residuos orgánicos como los ácidos grasos volátiles, alcoholes y fenoles, son tóxicos para las plantas y además las condiciones reductoras pueden solubilizar metales pesados en el suelo (Bernal *et al.*, 1998).

El proceso de compostaje es una técnica factible de ser aplicable a residuos orgánicos provenientes de diferentes orígenes (residuos vegetales, lodos cloacales, estiércoles animales, residuos agroindustriales, etc), con el objetivo de darles valor a estos materiales. (Bernal *et al.*, 1998; Domeizel *et al.*, 2004).

## **Definición de compostaje**

Existen diversas definiciones del proceso de compostaje, entre las cuales se pueden citar las siguientes:



El compostaje de los residuos orgánicos es un proceso biooxidativo que involucra la mineralización y la humificación parcial de la MO, que origina un producto final estabilizado, libre de fitotoxinas y patógenos y con algunas propiedades de las sustancias húmicas (Zucconi y de Bertoldi, 1987). Durante la primera fase del proceso los microorganismos producen la mineralización y metabolización de los compuestos simples de carbono, produciendo CO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>O, ácidos orgánicos y calor. El compostaje es un proceso espontáneo de descomposición biológica de los materiales orgánicos, predominantemente, en un ambiente aeróbico. Durante el proceso las bacterias, hongos y otros microorganismos, incluyendo microartrópodos, descomponen el material orgánico transformándolo en una sustancia orgánica utilizable denominada compost. El compostaje además implica la reducción del volumen de los residuos, la destrucción de semillas de malezas y de microorganismos patógenos (Bernal *et al.*, 2009).

El compostaje es una técnica de tratamiento y estabilización de residuos orgánicos biodegradables. Es el resultado de una actividad biológica compleja, realizado en condiciones particulares; el compostaje no es, por tanto, un único proceso. Es, en realidad, la suma de una serie de procesos metabólicos complejos procedentes de la actividad integrada de un conjunto de microorganismos. Los cambios químicos y especies involucradas en el mismo varían de acuerdo a la composición del material que se quiere compostar. El calor generado durante el proceso (fase termofílica) es capaz de destruir bacterias patógenas, huevos de parásitos y muchas semillas de malezas que pueden encontrarse en el material de partida, dando lugar a un producto higienizado. Además el compostaje es una técnica biológica de reciclaje de MO que al final de su evolución produce sustancias *tipo húmicas*, factor de estabilidad y fertilidad del suelo (Gobierno de Aragón, 2000).

Estas definiciones, si bien no son incorrectas, no explican de manera integral el concepto de la tecnología de compostaje. En este sentido Senesi (1989) logra precisar el concepto de compostaje en la siguiente definición:

*“El compostaje es un proceso biooxidativo producido bajo condiciones controladas de aireación, humedad y temperatura que requiere sustratos orgánicos*

*heterogéneos en estado sólido. Implica el paso por una etapa termofílica y una producción temporal de fitotoxinas, generando como productos dióxido de carbono, agua, minerales y una materia orgánica estabilizada, libre de sustancias fitotóxicas y dispuesta para su empleo en agricultura sin que provoque efectos adversos”.*

De acuerdo a estas definiciones, un material orgánico puede ser denominado compost o vermicompuesto solamente cuando se encuentra estable y maduro. Sin embargo existen numerosos autores que se refieren a “compost inestables” (Aparna *et al.*, 2008; Cofie *et al.*, 2009). En el presente trabajo se utilizará el término de “compost inestable y compost inmaduro” para hacer referencia al material orgánico en proceso de compostaje o vermicompostaje que aún se encuentra inestable o inmaduro.

## **Conceptos de estabilidad y madurez relacionados a la *calidad* de los compost**

La aplicación de “compost inestables” puede inhibir la germinación de semillas, reducir el crecimiento de las plantas y dañar los cultivos debido a la competencia por el oxígeno o a la toxicidad causada debido a la insuficiente biodegradación de la MO (Wu *et al.*, 2000; Brewer y Sullivan, 2003; Cooperband *et al.*, 2003).

Los conceptos de *estabilidad* y *madurez* son utilizados a veces, como sinónimos. Sin embargo, actualmente algunos autores intentan definir estos conceptos haciendo distinciones entre los mismos y postulando que la *estabilidad* de una enmienda hace referencia al grado en que la MO ha sido descompuesta, expresado como una función de la actividad microbiana y evaluado a través de medidas respirométricas (Adani *et al.*, 2003; Iannotti *et al.*, 1994) y/o por el estudio de la transformación de las características químicas de la materia orgánica del compost (Pichler y Kögel-Knabner, 2000).

El concepto de *madurez* es utilizado haciendo referencia al grado de descomposición de las sustancias orgánicas fitotóxicas producidas durante la etapa de compostaje activa y se ha evaluado generalmente a través de bioensayos con plantas o semillas (Emino y Warman, 2004).

En la presente tesis se fijará un criterio respecto a la utilización de los conceptos de *estabilidad* y *madurez*. En este sentido, el concepto de *estabilidad* se empleará para hacer referencia a los cambios ocurridos en la etapa de compostaje activa, producidos fundamentalmente a causa de la actividad microbiana intensa. En este sentido puede decirse que se trata de una estabilización biológica. La estabilidad del producto final es un criterio esencial para lograr buenos resultados en la aplicación a los suelos de uso agrícola (Lazcano *et al.*, 2008). El concepto de *madurez* se utilizará para describir el proceso de humificación de la MO dominado fundamentalmente por reacciones químicas de polimerización, condensación, agregación, etc y evaluado a través de los cambios de la calidad de la MO (contenido de AH, SH, AF (ácidos fúlvicos), relación AH/AF, tasa de polimerización, etc.).

De manera genérica, el concepto de calidad apunta al cumplimiento tanto de condiciones correspondientes a la estabilidad y la madurez, como así también, de otros requisitos que permitan la utilización de enmiendas orgánicas de diferentes orígenes (materiales originales) y obtenidas a partir de diferentes tecnologías (compostaje, vermicompostaje, compostaje seguido de vermicompostaje), sin riesgo para los cultivos, el suelo y el ambiente en general.

Es decir, que si bien la *calidad* de las enmiendas orgánicas (compost y vermicompostos) está estrechamente relacionada a su *estabilidad* y *madurez* (Goyal *et al.*, 2005), esta calidad alcanzada también depende de otros factores, tales como: contenido de metales pesados, patógenos, características físicas, químicas y biológicas. En este sentido, existen numerosas investigaciones sobre el proceso de compostaje que evalúan diferentes metodologías para describir *la calidad, estabilidad y madurez* de los compost previo a su uso agrícola (Bernal *et al.*, 1998; Cooperband *et al.*, 2003; Sánchez-Monedero *et al.*, 2001 a y b; Wu *et al.*, 2000; Zmora-Nahum *et al.*, 2005).

La *calidad*, que en muchas ocasiones es solamente determinada en el producto que se obtiene al final del proceso, comienza a definirse por una serie de factores que pueden manejarse desde el inicio del proceso. Es decir, *la calidad* comenzará a determinarse, desde el momento de la elección de los materiales originales y las proporciones en que se

mezclarán, la incorporación o no de agentes estructurantes y su proporción, el tipo de proceso que se realizará (compostaje o vermicompostaje), el tratamiento de los materiales (tamaño de las partículas), frecuencia y cantidad de riegos y volteos y la elección del momento en que se dará por concluido el proceso, entre otros factores. Como resultado, en función de todo lo enunciado anteriormente, se podrán obtener materiales de diferentes calidades.

## **Caracterización del proceso de compostaje**

### **Etapas de un proceso de compostaje**

Como puede observarse en la figura 1.2, en un proceso de compostaje pueden distinguirse diferentes etapas. En primer lugar y dependiendo de la materia prima de partida, suele ser necesario realizar tratamientos del material previos a la fase de compostaje propiamente dicha, los cuales van encaminados a facilitar el proceso. Por ejemplo, en el caso de residuos líquidos ganaderos, su alto porcentaje de humedad exige un tratamiento previo de desecación o bien su mezcla con otros agentes sólidos como residuos agrícolas y forestales.

Si se dispone de residuos agrícolas y/o forestales para compostar, debido a su bajo contenido en nitrógeno, es aconsejable mezclarlos con fuentes nitrogenadas como estiércoles, purines o subproductos de origen animal (harinas de carne o de pescado, etc.). En general, los pre-tratamientos llevados a cabo están en función del uso final del producto.

A pesar de que el proceso de compostaje puede ocurrir bajo condiciones naturales, un compostaje eficiente requiere del control de algunos parámetros, por lo cual el proceso debe ser cuidadosamente controlado teniendo en cuenta los siguientes parámetros: temperatura, humedad, aireación, relación C/N y pH, etc. El control de estos parámetros tiene como objetivo la optimización del proceso a partir de la determinación de condiciones óptimas para el desarrollo microbiano y la degradación de la MO (Richard *et al.*, 2002; Agnew y Leonard, 2003).

Finalizadas las etapas de estabilización y maduración, se realiza un procesado final del compost en el que se controla la granulometría y la presencia de material inerte.

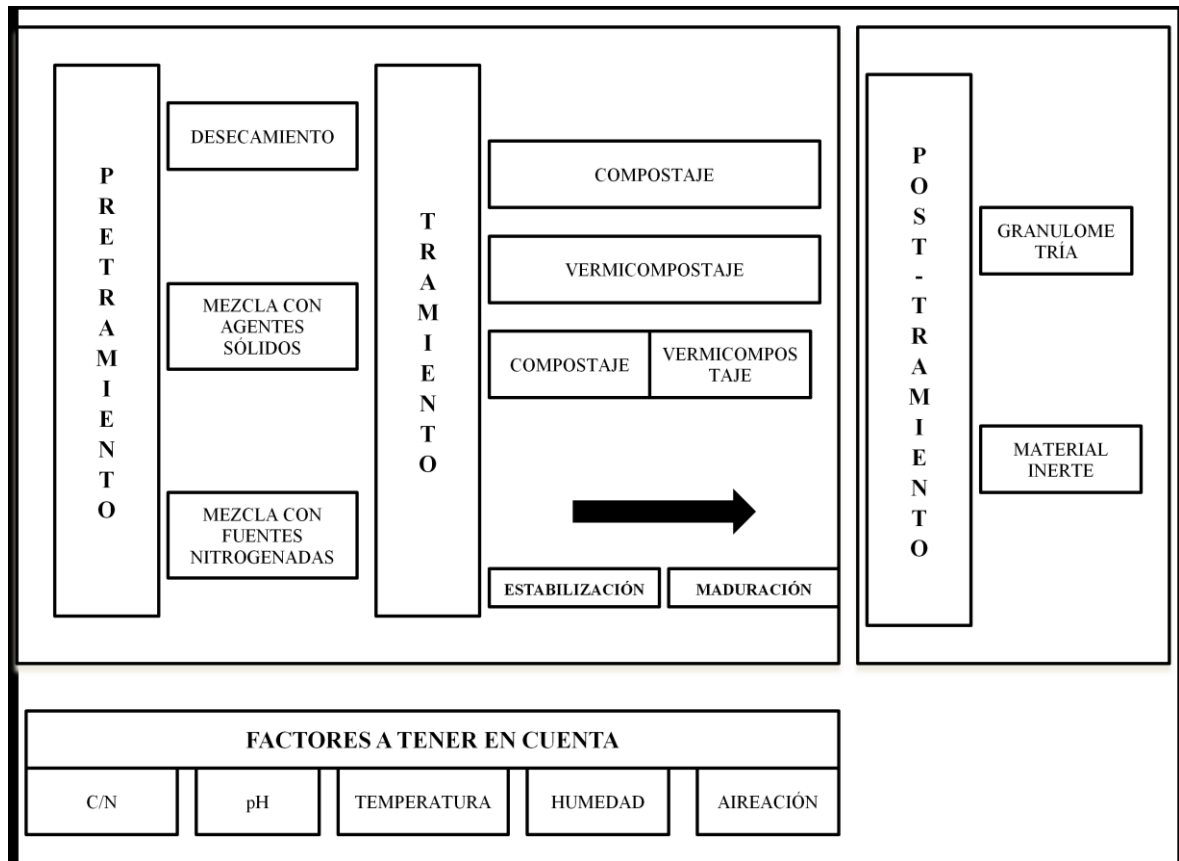


Figura 1.2. Diagrama de las etapas y factores a tener en cuenta en el tratamiento de los materiales orgánicos.

## Sistemas de compostaje

En un proceso industrial de compostaje, se intenta influir sobre el crecimiento y metabolismo de los microorganismos que intervienen en el proceso. Existen dos grandes categorías de sistemas para el compostaje: los sistemas abiertos y los sistemas cerrados.

Dentro de los sistemas abiertos, los residuos orgánicos se colocan en forma de pilas o parvas de hasta 1,5 metros de altura (dependiendo del material), de ancho y largo variable. Estos sistemas abiertos pueden ser estáticos o con volteos. Los sistemas cerrados constan de reactores donde se coloca el material y se insufla y succiona aire, a su vez estos

reactores pueden estar dispuestos como reactores horizontales o verticales (Costa *et al.*, 1991).

## Los distintos tipos de materiales originales

Como material original para el proceso de compostaje pueden utilizarse productos orgánicos de distinta naturaleza. La clasificación de los residuos susceptibles de compostar se puede realizar en base a distintos criterios (figura 1.3).

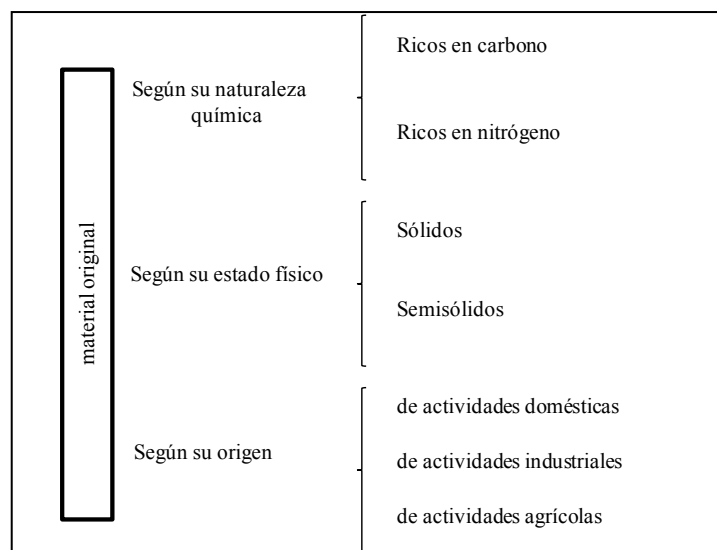


Figura 1.3. Clasificación de los materiales originales en función de diversos criterios.

La obtención de un compost de calidad depende fundamentalmente de la composición y la preparación del material orgánico de partida (Ranalli *et al.*, 2001).

## Los distintos tipos de proceso

El residuo orgánico puede ser procesado a través de dos procesos diferentes, el compostaje o el vermicompostaje o una combinación de ambos procesos: compostaje seguido de vermicompostaje (Lazcano *et al.*, 2008)

## Compostaje

El compostaje involucra la degradación acelerada de la MO por parte de los microorganismos bajo condiciones controladas, en las cuales los materiales orgánicos pasan por un estadio termofílico que permite el saneamiento de los residuos y la eliminación de los microorganismos patógenos (Lung *et al.*, 2001). A partir de este proceso se generan sustratos estables con valor agrícola a través de la bio-oxidación de la fracción orgánica (Castaldi *et al.*, 2008). El compostaje es un método aceptable que permite obtener un producto que puede ser usado como fuente de nutrientes y acondicionador de suelo (Hoitink, 2000).

El proceso de compostaje, generalmente, incluye tres etapas: la etapa mesofílica, termofílica y el período de madurez. Las sustancias fácilmente degradables son consumidas en pocas semanas y se agotan al final de la etapa termofílica. Sin embargo, un mayor período de procesamiento se lleva a cabo para obtener un compost maduro (Tang *et al.*, 2006). La duración de la fase activa (termofílica) depende de las características del material original (cantidad de compuestos fácilmente degradables) y del manejo de los parámetros de control (aireación y riego) (Lazcano *et al.*, 2008).

El compostaje tradicional es una técnica que se utiliza con el objetivo de resolver la contaminación ambiental, minimizar el desarrollo de enterramientos sanitarios, depósitos a cielo abierto, vertederos controlados y quema de los residuos orgánicos, debido a que es una técnica económicamente recomendable cuando se manejan grandes cantidades de residuos orgánicos lo que implica menores costos operativos, un sistema más oxigenado, menor producción de olor y un producto final más estable (Papadimitriou y Balis, 1996).

Dentro de las ventajas más importantes del proceso de compostaje se encuentra el hecho de que las temperaturas alcanzadas son, por lo general, lo suficientemente elevadas permitiendo una adecuada eliminación de microorganismos patógenos y de semillas de maleza. Sin embargo, el mayor problema asociado al compostaje radica en la larga duración del proceso, la frecuencia de los volteos del material, la necesidad en algunos casos de la reducción del tamaño de partículas a través del picado, la pérdida de nutrientes

a causa del largo tiempo empleado y la naturaleza heterogénea de los productos obtenidos (Ndegwa y Thompson, 2001).

### **Vermicompostaje**

El vermicompostaje es un proceso de estabilización-maduración particular que involucra la adición de ciertas especies de lombrices (*Eisenia fetida*, *Eisenia andrei*, etc.) que llevan a cabo la conversión de los residuos orgánicos, a través de la acción conjunta con los microorganismos. Las lombrices afectan de manera importante el proceso, ya que son capaces de airear y fragmentar, lo que ocasiona un incremento del área específica del sustrato, posibilitando un mayor crecimiento de la población de microorganismos y estimulando la actividad biológica de éstos. Ésto conduce a un rápido proceso de transformación, en el cual la MO inestable es parcialmente transformada a través de reacciones de descomposición, resíntesis y polimerización a compuestos orgánicos complejos relativamente estables similares a las SH presentes en el suelo denominadas “*sustancia tipo húmicas*” (Domínguez, 2004; Domínguez y Edwards, 2004; Benítez *et al.*, 2005).

Uno de los factores a tener en cuenta es que en este proceso generalmente la temperatura no alcanza valores elevados ya que se regula mediante los volteos y riegos a niveles compatibles para la vida de las lombrices. Por lo tanto, de acuerdo a lo expresado anteriormente, las ventajas del proceso de vermicompostaje son la rapidez del proceso y la obtención de un material más homogéneo. Sin embargo, como desventajas podría citarse que no es sencillo aplicarlo para el tratamiento de importantes volúmenes de residuos orgánicos (Dominguez *et al.*, 1997) y que al no aumentar la temperatura es posible que subsistan semillas de malezas y patógenos (Monroy *et al.*, 2008).

A nivel comercial, el vermicompuesto presenta mayor aceptación respecto a los compost, este hecho está aparentemente basado en su mejor aspecto visual, contenido de nutrientes disponibles para las plantas, actividad microbiana. Sin embargo, los resultados científicos a este respecto son escasos y contradictorios (Tognetti *et al.*, 2005).



## **Compostaje-Vermicompostaje**

Actualmente se está estudiando la combinación de los procesos de compostaje y vermicompostaje como una forma de lograr sustratos estabilizados (Tognetti *et al.*, 2007; Lazcano *et al.*, 2008). El compostaje permite el saneamiento y eliminación de compuestos tóxicos y el vermicompostaje permite la reducción del tamaño de partículas y el aumento en la disponibilidad de los nutrientes. Según algunos autores esto reduce la duración del tiempo de procesamiento (Ndegwa y Thomposon, 2001).

## **Parámetros de control en el proceso de compostaje**

Dado que el proceso de compostaje es un proceso biológico donde intervienen numerosos y variados microorganismos, los factores que afectan a los microorganismos serán los mismos que requerirán ser controlados a lo largo de compostaje. Keener *et al.*, (1993) estudiaron numerosos factores que afectan la descomposición de la MO en el proceso de compostaje. Los parámetros de control que se tienen en cuenta de manera habitual en el proceso de compostaje son la temperatura, el contenido de humedad, la concentración de oxígeno en los espacios de aire y la relación (C/N) (Ekinci *et al.*, 2004; Bustamante *et al.*, 2009). Asimismo, existen parámetros relacionados a la evolución de la MO, la cantidad y características de las sustancias *tipo* húmicas y sus diferentes fracciones, que son consideradas importantes indicadores de su madurez y garantizan un impacto exitoso sobre la calidad del suelo (Said-Pullicino *et al.*, 2007; Senesi, et. al., 2007).

En un proceso de compostaje de residuos orgánicos, estos factores son controlados variando la proporción de la mezcla, el tamaño de las partículas, la frecuencia de volteado, adición de agua (cantidad y frecuencia de los riegos) (Ahn *et al.*, 2008).

## **Tamaño de partículas**

El tamaño de las partículas y su distribución son factores críticos para obtener un equilibrio entre la superficie específica para el ataque de los microorganismos y el mantenimiento de una adecuada porosidad necesaria para la aireación. Los compost que

presentan partículas grandes, no se descomponen adecuadamente porque el interior de las partículas es inaccesible para los microorganismos. Sin embargo, las partículas demasiado pequeñas pueden generar una compactación de la pila de compostaje, reduciendo la porosidad (Bernal *et al.*, 2009).

### **Relación C/N**

Para un correcto desarrollo del proceso de compostaje, es importante que el material de partida tenga una relación C/N adecuada. Según algunos autores la relación inicial debería estar en el rango de 25-35:1, debido a que se considera que los microorganismos requieren 30 partes de carbono por cada unidad de nitrógeno (Costa *et al.*, 1991; Bernal *et al.*, 2009). Si los valores son inferiores se producen pérdidas de nitrógeno en forma amoniacal o por lixiviación; si, por el contrario, la relación inicial es muy elevada, el proceso se prolonga. La relación C/N ha sido utilizada como parámetro para indicar la estabilidad de los materiales compostados (Epstein, 1997; Sánchez-Monedero *et al.*, 2001a). Sin embargo no se puede generalizar un valor específico de esta relación para compost que provengan de distintos materiales originales (Ko *et al.*, 2008).

A medida que transcurre el compostaje, esta relación se hace cada vez menor. Ko *et al.*, (2008) encontraron que esta relación disminuyó de 29 en el primer día de proceso hasta 17 en el día 63 del compostaje de estiércoles animales. En otras investigaciones se observó un aumento de esta relación a medida que el compostaje transcurría en materiales originales ricos en nitrógeno tales como lodos cloacales (Morisaki *et al.*, 1989), cama de pollo (Tiquia y Tam, 2000) y estiércol porcino (Tiquia *et al.*, 2002), en los cuales, este incremento es consecuencia de la importante volatilización del amoníaco. Clairon *et al.*, (1982) determinó que esta relación era menor a 20 en materiales que se encuentran estables. Sin embargo en la práctica existen diferencias debidas a los materiales de partida que se utilizan en el proceso.

Bernal *et al.*, (1998) establecieron como índice de madurez que la relación C/N debería ser menor a 12 luego de evaluar el proceso de compostaje de siete mezclas diferentes.

## Temperatura

De acuerdo con la evolución de la temperatura, un proceso de compostaje atraviesa cuatro etapas: mesofílica, termofílica, enfriamiento y maduración. La temperatura varía dependiendo de la actividad metabólica de los microorganismos. Al comienzo del proceso la pila se encuentra a temperatura ambiente, a medida que la población mesofílica indígena se multiplica, la temperatura crece rápidamente (figura 1.4).

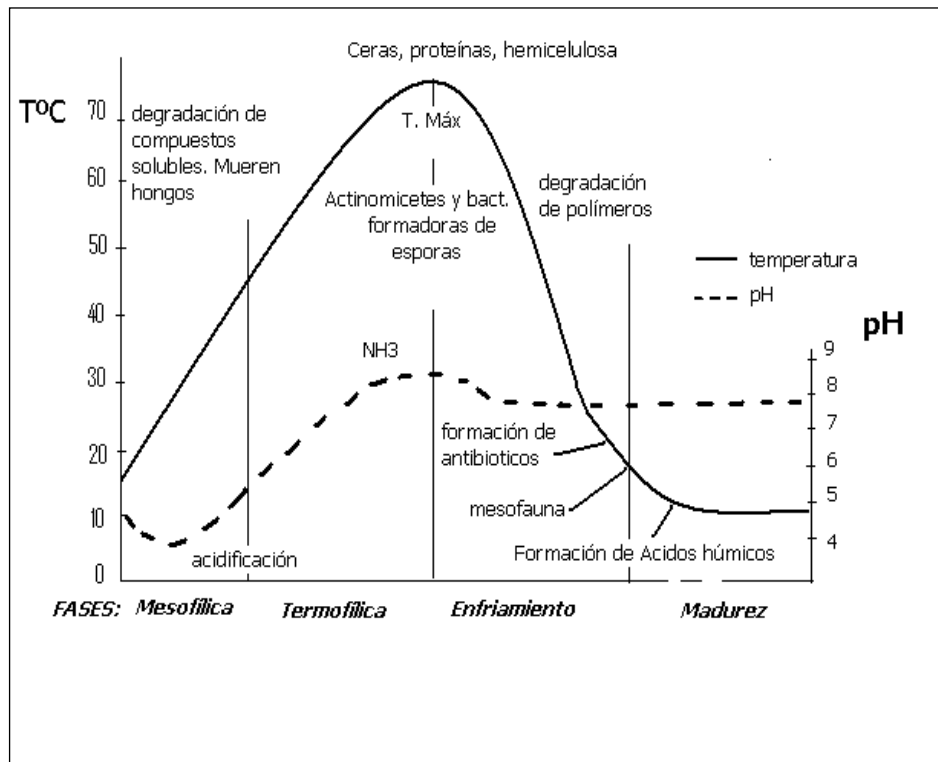


Figura 1.4. Evolución de la temperatura ( \_ ) y pH (---) durante las diferentes etapas de un proceso de compostaje. Extraído de *Costa et al.*, (1991).

La temperatura incrementa hasta alcanzar valores comprendidos entre 60-70°C (fase termofílica), la mayor parte de los microorganismos iniciales mueren y son reemplazados por otros resistentes a esas temperaturas. A partir de los 60°C, los hongos termófilos cesan su actividad y la reacción se lleva a cabo por las bacterias formadoras de esporas y actinomicetes. En esa fase, la generación del calor se iguala a la velocidad de pérdida de calor en la superficie de las pilas, esto marca el final de la fase termofílica. Por

último, se produce una nueva fase mesofílica o de enfriamiento y una fase final de maduración en la que la temperatura se iguala a la del medio ambiente.

Algunos autores postulan que la máxima temperatura debiera estar en un rango de 40-65°C (de Bertoldi *et al.*, 1983), debido a que temperaturas por encima de 55 °C son necesarias para matar los microorganismos patógenos. Sin embargo, si la temperatura excede el rango de tolerancia de los microorganismos termofílicos el efecto es nocivo para el proceso de compostaje, debido a la disminución de la actividad de los microorganismos que ocurre en valores cercanos a 72°C. El exceso de temperatura puede controlarse a partir del control del tamaño, volteos, riego y ventilación de la pila (Bernal *et al.*, 2009).

### **Aireación**

Una de las características fundamentales del proceso de compostaje es su carácter aeróbico y por lo tanto necesita de la presencia de oxígeno para el desarrollo de los microorganismos que intervienen en él. En otro sentido, la presencia de oxígeno facilita el desplazamiento del dióxido de carbono que se va produciendo. Las necesidades de oxígeno varían durante el proceso de compostaje siendo máximas durante la etapa termofílica y menores durante la etapa mesofílica, disminuyendo nuevamente durante la etapa final del proceso o etapa de maduración (Gobierno de Aragón, 2000). La concentración de oxígeno óptima, se encuentra entre 15 a 20 % (Miller, 1992).

### **Humedad**

El contenido de humedad afecta tanto a la actividad microbiana, como a la estructura física en el proceso de compostaje, es por esto, que tiene una influencia central sobre la biodegradación de los materiales orgánicos (Ahn *et al.*, 2008). Debido a que es un factor de fácil determinación, el contenido de humedad sirve como indicador de otros factores críticos. Niveles bajos de humedad limitan la actividad microbiana, mientras que niveles elevados afectan la agregación de las partículas y la matriz de porosidad ya que los poros están ocupados por agua y esto puede limitar el transporte de oxígeno dentro de la zona donde ocurre el compostaje (Richard *et al.*, 2002, 2004).

El efecto del contenido de humedad en la tasa de descomposición ha sido ampliamente investigado debido a su importancia en el proceso de compostaje. Algunas investigaciones informan contenidos óptimos de humedad entre 25% y 80% y valores recomendables del 50 al 70 % (Bishop y Godfrey, 1983; Haug, 1993; Imbeah, 1997; Richard *et al.*, 2002; Cronjé *et al.*, 2004; Gajalakshmi y Abbasi, 2008).

No existe un nivel de humedad óptimo que pueda ser aplicado en forma general a todos los materiales que se someten a un proceso de compostaje. Esto es porque cada material tiene características físicas, químicas y biológicas únicas (Ahn *et al.*, 2008).

## **pH**

Es posible compostar materiales dentro de un amplio rango de pH (5,5-8,5), sin embargo, si el rango de pH no es el adecuado la mayoría de los microorganismos no desarrollan sus funciones adecuadamente y algunos pueden entrar en estadio de spora para protegerse a sí mismos de los pH extremos. A valores de pH elevados (mayores que 8,5) surge otro inconveniente, la mayor parte del amoníaco se encuentra en estado gaseoso pudiendo perderse por volatilización (Sánchez-Monedero *et al.*, 2001b). Cuando el pH es excesivamente elevado se puede corregir agregando azúfre elemental (Mari *et al.*, 2005).

Durante el desarrollo del proceso de compostaje ocurren diferentes fenómenos o procesos que hacen variar este parámetro (figura 1.4). Inicialmente el pH desciende como consecuencia del metabolismo fundamentalmente bacteriano que transforma los complejos carbonados, fácilmente descomponibles en ácidos orgánicos, como así también a causa de la volatilización del amoníaco (Chen e Inbar, 1993). A medida que el proceso de compostaje avanza, los ácidos orgánicos son neutralizados y el pH aumenta. Esta tendencia fue observada en el compostaje de estiércoles animales (Ko *et al.*, 2008). En el compostaje de estiércol porcino, en particular, Tiquia *et al.*, (1998) observaron una continua disminución del pH desde el inicio al final del proceso, en pilas con diferentes contenidos de humedad.

## Algunas consideraciones finales

Habitualmente no es posible disponer de los datos referidos a la evolución de los parámetros habituales (C/N, temperatura, aireación, humedad, pH), en determinados procesos (compostajes, vermicompostajes, compostajes seguidos de vermicompostajes).

Además de los parámetros mencionados anteriormente, existen numerosos criterios y parámetros propuestos que son usados como guía de la evolución y de las modificaciones que ocurren en el material orgánico durante su tratamiento y para evaluar el grado de estabilidad y de madurez alcanzada en estos productos finales.

La mayoría de los métodos físicos, químicos, microbiológicos, bioensayos e índices de humificación que se usan actualmente no son consistentes en sí mismos. Más aún, estas aplicaciones no son de uso generalizado fundamentalmente a causa de la extrema diversidad en el origen y procesamiento de los sustratos orgánicos (Senesi *et al.*, 2007).

Resulta necesario lograr una estandarización de los procedimientos analíticos utilizados para determinar el grado de calidad del producto final obtenido, así como también el desarrollo de un índice de calidad de compost para los sectores productores y usuarios de materiales compostados o vermicompostados que permita la comparación entre productos que provengan de diferentes orígenes (Hargreaves *et al.*, 2008).

En base a las consideraciones efectuadas precedentemente, se formulan las siguientes hipótesis de trabajo:

- 1) El análisis exhaustivo de los parámetros físicos, químicos y biológicos, de un número significativo de enmiendas permite seleccionar los más representativos para diseñar un índice a través del cual se puedan definir *calidades*.
- 2) Las distintas tecnologías de procesamiento (compostaje, vermicompostaje o la combinación de ambos) generan productos que se diferencian en sus propiedades físicas, químicas y biológicas.

3) Un criterio específico para evaluar calidad de cualquier enmienda estará basado en análisis químicos y físico-químicos de las propiedades moleculares, estructurales y funcionales de los ácidos húmicos extraídos de la materia orgánica de las enmiendas.

4) El agregado de enmiendas orgánicas que presentan diferentes *calidades* genera diferencias en la actividad biológica del suelo y en la producción de un cultivo.

El objetivo general de esta tesis fue:

Desarrollar una metodología inédita a partir de la cual se pueda determinar la *calidad* de diferentes enmiendas orgánicas obtenidas a través de distintas tecnologías (compostaje, vermicompostaje) y de diferentes materiales originales y analizar el efecto que el uso que enmiendas de diferentes *calidades* produce sobre el rendimiento de un cultivo hortícola y sobre las propiedades biológicas y bioquímicas de un suelo.

Los objetivos específicos fueron:

- 1) Determinar los parámetros más relevantes en la determinación de la *calidad* de enmiendas que provienen de diferentes materiales de partida, con diferencias en el proceso y en el tiempo empleado y formular a partir de estos, un índice que permita clasificar a las enmiendas de acuerdo a su *calidad*.
- 2) Determinar las características químicas y físico-químicas de los ácidos húmicos extraídos de enmiendas (compost o vermicompuestos) categorizadas en diferentes *calidades*.
- 3) Profundizar en el estudio del impacto producido por el uso de enmiendas orgánicas, de diferentes *calidades*, sobre bioindicadores (contenido y actividad microbiana) implicados en los ciclos de nutrientes.

- 4) Valorar la capacidad agronómica de una enmienda orgánica en diferentes estados de evolución, proveniente del mismo material original, sobre la productividad de un cultivo hortícola producido en invernadero.



## BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Adani, F., Gigliotti, G., Valentini, F., Laraia, R. 2003. Respirometric index determination: a comparative study of different methods. *Compost Science & Utilization* 11: 144-151.
- Aparna, C., Saritha, P., Himabindu, V., Anjaneyulu, Y. 2008. Techniques for the evaluation of maturity for composts of industrially contaminated lake sediments. *Waste Management* 28: 1773-1784.
- Agencia Córdoba Ambiente. 2000. Diagnóstico provincial de los sistemas de gestión de residuos sólidos urbanos. Gobierno de la provincia de Córdoba. Dirección de ambiente. Sistema de gestión de Residuos Sólidos Urbanos, Córdoba, 70 pp.
- Agnew, J.M. and Leonard, J.J. 2003. The physical properties of compost. *Compost Science & Utilization* 1: 238-264.
- Ahn, H.K., Richard, T.L., Glanville, T.D. 2008. Optimum moisture levels for biodegradation of mortality composting envelope materials. *Waste Management* 28: 1411-1416.
- Albiach, R., Canet, R., Pomares, F., Ingelmo, F. 2000. Microbial biomass content and enzymatic activities after the application of organic amendments to a horticultural soil. *Bioresource Technology* 75: 43-48.
- Apezteguía, H.P, Izaurralde, R.C., Sereno, R. 2009. Simulation study of soil organic matter dynamics as affected by land use and agricultural practices in semiarid Córdoba, Argentina. *Soil and Tillage Research* 102: 101-108.
- Batjes, N.H. 1997. The total C and N in soils of the world. *European Journal of Soil Science* 47: 151-163.
- Benítez, E., Sainz, H., Nogales, R. 2005. Hydrolytic enzyme activities of extracted humic substances during the vermicomposting of a lignocellulosic olive waste. *Bioresource Technology* 96: 785-790.
- Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J. 1998. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technology* 63: 91-99.
- Bernal, M.P., Albuquerque, J.A., Moral, R. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology* 100: 5444-5453.
- Bishop, P.L. and Godfrey, C. 1983. Nitrogen transformation during sludge composting. *Biocycle: Journal of Waste Recycling* 25: 34-39.
- Brewer, L.J. and Sullivan, D.M. 2003. Maturity and stability evaluation of composted yard trimmings. *Compost Science and Utilization* 11: 96-112.
- B.O.E. 96, de 22 de abril (1998). Ley 10/1998 de residuos, 37 pp.
- B.O.E. 131, de 2 de junio (1998). Orden Ministerial de 28 de mayo de 1998 sobre fertilizantes y afines, 14 pp.
- Bouwman, A.F. 1990. Soils and the greenhouse effect. John Wiley (ED.), New York, pp 54-56.
- Bustamante, M.A., Paredes, C., Morales, J., Mayoral, A.M., Mayoral, R. 2009. Study of the composting process of winery and distillery waste using multivariate techniques. *Bioresource Technology* 100: 4766-4772.

- Campitelli, P.A., Velasco, M.I., Ceppi, S.B. 2006. Chemical and physicochemical characteristics of humic acids extracted from compost, soil and amended soil. *Talanta* 69: 1234-1239.
- Castaldi, P., Garau, G., Melis, P. 2008. Maturity assessment of compost from municipal solid waste through the study of enzyme activities and water-soluble fractions. *Waste Management* 28: 534-540.
- Chen, Y. and Inbar, U. 1993. Chemical spectroscopical analyses of organic matter transformation during composting in relation to compost maturity. In: Hoitink, H.A.J., Keener, H.M. (Eds.), *Science and Engineering of Composting: Design, Environmental, Microbiological and Utilization Aspects*. Renaissance Publications, Worthington, OH, pp. 550-600.
- Clairon, M., Zinsou, C., Et Nagoud, D. 1982. Etude des possibilités d'utilisation agronomique des composts d'ordures ménagères en miliey tropical. I. Compostaje des ordures ménagères. *Agronomie* 2: 295-300.
- Clark, M.S., Hortwath, W.R., Cenán C., Scow, K.M. 1998. Changes in soil properties resulting from organic and low-input farming practices. *Agron. J.* 90: 662-671.
- Cofie, O., Kone, D., Rothenberger, S., Moser, D., Zubruegg, C. 2009. Co-composting of faecal sludge and organic solid waste for agriculture: Process dynamics. *Water Research* 43: 4665-4675.
- Cooperband, L.R., Stone, A.G., Fryda, M.R., Ravet, J.L. 2003. Relating composting measures of stability and maturity to plant growth. *Compost Science & Utilization* 11: 113-124.
- Costa, F., García, C., Hernández, T., Polo, A. 1991. Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utilización. CSIC (Eds.), *Centro de Edafología y Biología Aplicada Del Seguro, Murcia*, 80 pp.
- Cronjé, A.L., Turner, C., Williams, A.G., Barker, A.J., Guy, S. 2004. The respiration rate of composting pig manure. *Compost Science and Utilization* 12: 119-129.
- de Bertoldi, M., Vallini, G., Pera, A. 1983. The biology of composting: a review. *Waste Manage. Res.* 1: 157-176.
- Delgado, C., Rosegrant, M., Steinfeld, H., Ehui, S., Courbis, C. 1999. Livestock to 2020 the next food revolution. *Food, Agriculture, and the Environment Discussion Paper 28*. Whashington, DC, Instituto Internacional de Investigaciones sobre políticas alimentarias. Roma, FAO, 72 pp.
- Domezil, M., Khalil, A., Prudent, P. 2004. UV spectroscopy: a tool for monitoring humification and for proposing an index of the maturity of compost. *Bioresource Technology* 94: 177-184.
- Domínguez, J., Edwards, C.A., Subler, S. 1997. A comparison of composting and vermicomposting. *Biocycle* 4: 57-59.
- Domínguez, J. 2004. State of the art and new perspective on vermicomposting research. In Edwards (Ed.), *Earthworm Ecology*, 2nd ed. CRC Press, Boca Ratón, pp 401-424.
- Domínguez, J. and Edwards, C.A. 2004. Vermicomposting organic wastes: a review, in: S.H.S. Hanna, W.Z.A. Mikhail (Eds.), *Soil Zoology for Sustainable Development in the 21st century*, Cairo, pp. 369-395.
- Doran, J.W. and Parkin, T.B. 1994. Defining and assessing soil quality. In: Doran, J. W., et al., (Eds), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. SSSA Special Publication No. 35, Madison, WI, pp. 3-21.

- Ebhin Masto, R., Chhonkar, P.K., Singh, D., Patra, A.K. 2006. Changes in soil biological and biochemical characteristics in a long-term field trial on a sub-tropical inceptisol. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 1577–1582.
- Ekinci, K., Keener, H.M., Michel, F.C., Elwell, D.L. 2004. Modeling composting rate as a function of temperature and initial moisture content. *Compost Science & Utilization* 12: 356-364.
- Elwell, D.L., Keener, H.M., Wiles, M.C., Borger, D.C. Willett, L.B., 2001. Odorous emissions and odor control in composting swine manure/sawdust mixes using continuous and intermittent aeration. *Trans. ASAE* 44: 1307-1316.
- Emino, E.R. and Warman, P.R. 2004. Biological assay for compost quality. *Compost Science and Utilization* 12: 342-348.
- Enkerlin H.E., Cano Cano, J., Garza Cuevas R.A., Vogel Martínez E. 1996. *Ciencia Ambiental y Desarrollo Sostenible*. Editorial Thomson Editores. México. Inc., Basel, Switzerland, pp. 36-127.
- Epstein, E. 1997. *The Science of Composting*. Lancaster, Pennsylvania, USA: Technomic Publishing Company Co., Inc., 129 pp.
- Eswaran, H., Van den Berg, E., Reich, P., Kimble, J. 1995. Global soil carbon resources. In: Lal R, Kimble JM, Levine E, Stewart BA, editors. *Soils and global change*. Boca Raton: CRC/Lewis, 27-43 pp.
- FAO-Unesco. 1975. *Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos*. FAO, Roma, 67 pp.
- FAO. 2008. Publicado en internet, disponible en <http://www.fao.org/newsroom/es/news/>.
- Fernández, J.M., Hernández, D., Plaza, C, Polo, A. 2007. Organic matter in degraded agricultural soils amended with composted and thermally-dried sewage sludges. *Science of the Total Environment* 378: 75-80.
- Ferreras, L. A., Costa, J.L., García, F.O., Pecorari, C. 2000. Effect of no-tillage on some soil physical properties of a structural degraded Ptrocalcic Paleudoll of the southern Pampa of Argentina. *Soil. Till. Res.* 54: 31-39.
- Ferreras L, Gomez, E., Toresani, S, Firpo, I., Rotondo, R. 2006. Effect of organic amendments on some physical, chemical and biological properties in a horticultural soil. *Bioresource Technology* 97: 635-640.
- Gajalakshmi, S. and Abbasi, S.A. 2008. Solid waste management by composting: state of the art. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 38: 311–400.
- Galantini, J. and Rosell, R. 2006. Long-term fertilization effects on soil organic matter quality and dynamics under different production systems in semiarid Pampean soils. *Soil Till. Res.* 87: 72-79.
- Gay, S.W., Schmidt, D.R., Clanton, C.J., Janni, K.A., Jacobson, L.D., Weisberg, S., 2003. Odor, total reduced sulphur and ammonia emissions from animal housing facilities and manure storage units in Minnesota. *Appl. Eng. Agric.* 19: 347-360.
- Giusquiani, P.L., Gigliotti, G., Businelli, D., Macchioni, A., 1994. Spectroscopy comparison between humic and fulvic acids from urban waste compost and soil. In: Senesi, N., Miano, T. (Eds), *Humic Substances in the Global Environment an Implications on Human Health*. Elsevier, Amsterdam, 1303-1310 pp.
- Gobat, J.M., Aragno; M., Matthey, W. 2004. *The living soil. Fundamentals of soil science and soil biology*. Published by Science Publishers Inc., NH. USA, 489 pp.
- Gobierno de Aragón. 2000. *Producción y Gestión de Compost*. Informaciones técnicas. Dirección General de Tecnología Agraria. Centro de Técnicas Agrarias 88: 2-31.

- Gomez, E., Ferreras, L., Roesani, S., Ausilio, A., Bisaro, V. 2001. Changes in some soil properties in a Vertic Argiudoll under short-term conservation tillage. *Soil Till. Res.* 61: 179-186.
- González, P. 1997. Efectos del laboreo sobre la materia orgánica y las propiedades químicas del suelo. En: *Agricultura de conservación. Fundamentos agronómicos, medio ambiente y económicos*. L. García Torres y P. González (Eds). Sociedad Española de Laboreo de Conservación, Córdoba, pp 43-49.
- Goyal, S., Chander, K., Mundra, M.C., Kapoor, K.K. 1999. Influence of inorganic fertilizers and organic amendments on soil organic matter and soil microbial properties under tropical conditions. *Biol. Fertil. Soils* 29: 196-200.
- Goyal, S., Dhull, S.K., Kapoor, K.K. 2005. Chemical and biological changes during compostin of different organic wastes and assessment of compost maturity. *Bioresource Technology* 96: 1584-1591.
- Grant, R.F. 1997. Changes in soil organic matter under different tillage and rotation: mathematical modelling in ecosys. *Soil. Sci. Soc. Am.* 61: 1159-1175.
- Gregorich, E., Carter, M., Angers, D., Monreal, C., Ellert, B. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.* 74: 367-385.
- Hargreaves, J.C., Adl, M.S., Warman, P.R. 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agricultura. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 123: 1-14.
- Haug, R.T. 1993. *The Practical Handbook of Compost Engineering*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, 345 pp.
- Hoitink, H.A.J. 2000. Trends in treatment and utilization of solid wastes through composting in the United States. In: Warman, P.R., Taylor, B.R. (Eds). In: *Proceedings of the International Composting Symposium, vol 1*. CBA Press Inc., Nova Scotia, pp. 1-13.
- Houghton, R.A. 1995. Changes in the storage of industrial carbon since 1850. In: Lal, R., Kimble, J.M., Levine, E., Stewart, B.A., editors. *Soil and global changes*. Boca Raton: CRC/Lexis, pp 45-65.
- Iannotti, P.A., Grebus, M.E., Toth, B.L. Madden, L.V., Hoitink, H.A.J. 1994. Oxygen respirometry to asses stability and maturity of composted municipal solid waste. *Journal of Environmental Quality* 23: 1177-1183.
- Imbeah, M. 1997. Composting piggery waste: a review. *Bioresurce Technology* 63: 197-203.
- Keener, H.M., Marugg, C., Hansen, R.C., Hoitink, H.A.J. 1993. Optimizing the efficiency of the composting process. In: Hoitink, H.A.J., Keener, H.M. (Eds.), *Science and Engineering of Composting*. The Ohio State University, pp 59-94.
- Ko, H.J., Kim, K.Y., Kim, H.T., Kim, C.N., Umeda, M. 2008. Evaluation of maturity parameters and heavy metal contents in composts made from animal manure. *Waste Management* 28: 813-820.
- Lal, R. 1999. Soil management and restoration for C sequestration to mitigate the accelerated greenhouse effect. *Prog. Environ Sci.* 1: 307-326.
- Lal, R. 2003. Soil erosion and the global carbon budget. *Environmental International* 29: 437-450.
- Larson, W.E. and Pierce, F.J. 1994. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In: Doran, J.W.; DC Coleman; DF Bezdieck & BA

- Stewart (eds.). Defining soil quality for a sustainable environment. Soil Sci. Soc. Am., Madison, WI, pp 37-51.
- Lazcano, C., Gómez-Brandón, M., Domínguez, J. 2008. Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure. *Chemosphere* 72: 1013-1019.
- Lee, J., Park, R., Kim, Y., Shim, J., Chae, D., Rim, Y., Sohn, B., Kim, T., Kim, K. 2004. Effect of food waste compost on microbial population, soil enzyme activity and lettuce growth. *Bioresource Technology* 93: 21-28.
- Li, Y.C., Stoffella, P.J., Bryan, H.H. 2000. Management of organic amendments in vegetable crop production systems in Florida. *Soil Crop Sci. Soc. Florida Proc.* 59: 17-21.
- Lung, A.J., Lin, C.M., Kim, J.M., Marshall, M.R., Nordstedt, R., Thompson, N.P., Wei, C.I. 2001. Destruction of *Escherichia coli* 0157:H7 and *Salmonella enteritidis* in cow manure composting. *J. Food Protect.* 64: 1309-1314.
- Madrid, A., Madrid, R., Vicente, J.M. 1996. *Fertilizantes*. Mundi prensa., Madrid, 90 pp.
- Marcotea, I., Hernandez, T., Garcia, C., Polo, A. 2001. Influence of one or two successive annual applications of organic fertilisers on the enzyme activity of a soil under barley cultivation. *Bioresource Technology* 79: 147-154.
- Mari, I., Ehalotis, C., Kotsou, M., Chatzipavlidis, I., Georgakakis, D. 2005. Use of sulfur to control pH in composts derived from olive processing by-products. *Compost Science & Utilization* 13: 281-287.
- Marinari, S., Masciandaro, G., Ceccanti, B., Grego, S. 2000. Influence of organic and mineral fertilisers on soil biological and physical properties. *Bioresource Technology* 72: 9-17.
- Marstop, H. 1996. Influence of soluble carbohydrates, free amino acids and protein content on the decomposition of *Lolium multiflorum* shoots. *Biol. Fertil. Soils* 21: 257-263.
- Masciandaro, G., Ceccanti, B., Benedicto, S., Lee, H.C., Cook, F. 2004. Enzyme activity and C and N pools in soil following application of mulches. *Can. J. Soil Sci.* 84: 19-30.
- Miller, F.C. 1992. Composting as a process based on the control of ecologically selective factors. In: Metting, F.B., Jr. (Ed.), *Soil Microbial Ecology, Applications in Agricultural and Environmental Management*. Marcel Dekker, Inc., New York, pp. 515-544.
- Monroy, F., Aira, M., Dominguez, J. 2008. Changes in density of nematodes, protozoa and total coliforms after transit through the gut of four epigeic earthworms (*Oligochaeta*). *Appl. Soil Ecol.* 39: 127-132.
- Morisaki, N., Phae, C.G., Nakasaki, K., Shoda, M and Kubota, H. 1989. Nitrogen transformation during thermophilic composting. *J. Ferment. Bioeng.* 67: 57-61.
- Muñoz Ratto, E. 1999. Proyecto de reglamentación para la valorización agrícola de los biosólidos. En: AIDIS, Argentina, Internacional Water Association. pp 1-8.
- Ndegwa, P.M. and Thompson, S.A. 2001. Integrating composting and vermicomposting in the treatment and bioconversion of biosolids. *Bioresource Technology* 76: 107-112.
- Papadimitriou, E.K. and Balis, C. 1996. Comparative study of parameters to evaluate and monitor the rate of a composting process. *Compost Science and Utilization* 4: 52-61.

- Pichler, M. and Kögel-Knabner, I. 2000. Chemolytic analysis of organic matter during aerobic and anaerobic treatment of municipal solid waste. *Waste Management* 29: 1337-1344.
- Ranalli, G., Botturea, G., Taddei, P., Garavni, M., Marchetti, R., Sorlini, G. 2001. Composting of solid and sludge residues from agricultural and food industries. Bioindicators of monitoring and compost maturing. *J. Environ. Sci. Health* 36: 415-436.
- Richard, T.L., Hamelers, H.V.M., Veeken, A.H.M., Silva, T. 2002. Moisture relationships in composting processes. *Compost Science & Utilization* 10: 286-302.
- Richard, T.L., Veeken, A.H.M., Wilde, V.D., Hamelers, H.V.M. 2004. Air-filled porosity and permeability relationships during solid-state fermentation. *Biotechnology Progress* 20: 1372-1381.
- Rozanov B.G., Targulian V., Orlov, D.S. Soils. 1993. The earth as transformed by humans action: global and regional changes in the biosphere over the past 300 years. In: Turner II B.L., Clark, W.C., Kates, R.W., Richards, J.F., Mathews, J.T., Meyer, W.B., editors. Cambridge: Cambridge Univ. Press, pp 203-214.
- Said-Pullicino, D., Erriquens, F.G., Gigliotti, G. 2007. Changes in the chemical characteristics of water- extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. *Bioresource Technology* 98: 1822-1831.
- Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Bernal, M.P. 2001a. The water-soluble organic fraction and its relationship with the degree of maturity of organic matter during composting. *Bioprocessing of Solid Waste and Sludge* 1: 1-9.
- Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Paredes, C., Bernal, M.P. 2001b. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effect on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresource Technology* 78: 301-308.
- Schlesinger, W.H. 1990. Evidence from chronosequence studies for a low carbon-storage potential of soils. *Nature* 348: 232-234.
- Senesi, N. 1989. Composted materials as organic fertilizers. *The Science of the Total Environment* 81/82: 521-542.
- Senesi, N., Plaza, C., Brunetti, G., Polo, A. 2007. A comparative survey of recent results on humic-like fractions in organic amendments and effects on native soil humic substances. *Soil Biology and Biochemistry* 39: 1244-1262.
- Seoáñez Calvo, M., Bellas Velasco, E., Ladaria Sureda, P., Seoáñez Oliet, P. 2000. Tratado de reciclado y recuperación de productos de los residuos. Ed. Mundi-Prensa. Madrid. España, 605 pp.
- Tang, J.G., Maie, N., Tada, Y., Katayama, A. 2006. Characterization of the maturing processo f cattle manure compost. *Process Biochemistry* 41: 380-389.
- Tejeda, M. and Gonzalez, J.L. 2003. Effects of The application of a compost originating from crushed cotton gin residues on wheat yield under dryland conditions. *Eur. J. Agron.* 19: 357-368.
- Tiquia, S.M., Tam, N.F.Y., Hodgkiss, I.J. 1998. Changes in chemical properties during composting of spent pig litter at different moisture contents. *Agric. Ecosys. Environ.* 67: 79-89.
- Tiquia, S.M. y Tam N.F.Y. 2000. Fate of nitrogen during composting of chicken litter. *Environm. Pollut* 110: 535-541.

- Tiquia, S.M., Richard, T.L. y Honeyman, M.S. 2002. Carbon, nutrient and mass loss during composting. *Nutr. Cycl. in Agroecosyst.* 62: 15-24.
- Tognetti, C., Laos, F., Mazzarino, M.J., Hernandez, M.T. 2005. Composting VS. Vermicomposting. A comparison of End Product Quality. *Compost Science & Utilization* 13: 6-13.
- Tognetti, C., Mazzarino, M.J., Laos, F. 2007. Cocomposting biosolids and municipal organic wastes: effects of process management on stabilization and quality. *Biol. Fert. Soils* 43: 387-397.
- Wu, L., Ma, L.Q., Martinez, G.A. 2000. Comparison methods for evaluating stability and maturity of biosolids compost. *Journal of Environmental Quality* 27: 424-429.
- Yun, Y.S., Park, J.I., Suh, M.S., Park, J.M. 2000. Treatment of food wastes using slurry-phase decomposition. *Bioresource Technology* 73: 21-27.
- Zech, W., Senesi, N., Guggenberger, G. 1997. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. *Geoderma* 79: 117-161.
- Zmora-Nahum, S., Markovitch, O., Tarchitzky, J., Chen, Y. 2005. Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. *Soil Biology and Biochemistry* 37: 2109-2116.
- Zucconi, F. and de Bertoldi, M. 1987. Specifications for solid waste compost. *Biocycle*, mayo-Junio: 56-61.

# DETERMINACIÓN DE LA CALIDAD DE COMPOST Y VERMICOMPUESTOS: ESTUDIO QUEMOMÉTRICO

## INTRODUCCIÓN

El mejoramiento en la fertilidad del suelo con agregados de MO proveniente de enmiendas requiere que los mismos se realicen con materiales orgánicos de calidad. El agregado a los suelos de materiales orgánicos estabilizados y maduros, mejora tanto el crecimiento de las plantas, como las propiedades físicas y el nivel de nutrientes del suelo (Stamatiadis *et al.*, 1999; Quédraogo *et al.*, 2001; Jager *et al.*, 2001; Palm *et al.*, 2001).

Los efectos benéficos sobre la producción de los cultivos y las propiedades edáficas mencionados en la literatura, están directamente relacionados a las propiedades físicas, químicas y biológicas de los productos finales obtenidos a través de los procesos de compostaje o vermicompostaje (He *et al.*, 1995; Hoitink *et al.*, 1997; Atiyeh *et al.*, 2001).

Usualmente se investiga la evolución de un proceso de compostaje en particular y las conclusiones que se obtienen están limitadas al material en cuestión. A medida que los materiales de partida son diversos en cuanto a los materiales originales utilizados para compostar (diferentes tipos de estiércoles, residuos sólidos municipales, vegetales, agrícolas, de poda, entre otros), el problema de definir guías generales para la producción y uso seguro de los materiales es más difícil de establecer (Roletto *et al.*, 1985; Saviozsi *et al.*, 1988; Benito *et al.*, 2003; Zmora-Nahum *et al.*, 2007).

Pocos estudios se han llevado a cabo para encontrar y definir propiedades que puedan ser utilizadas de manera generalizada en compost de diferentes orígenes (Hue y Liu, 1995; Tang *et al.*, 2003; Zmora-Nahum *et al.*, 2005).



Determinar la *calidad* de los compost y los vermicompuestos en relación a sus propiedades es un criterio esencial en el reciclaje de residuos orgánicos, para su posterior comercialización y utilización como enmiendas orgánicas en suelos agrícolas (Lasaridi *et al.*, 2006).

Los metales pesados y el contenido de patógenos no son parámetros suficientes, aunque sí necesarios, para determinar la *calidad* de las enmiendas orgánicas y por lo tanto, la determinación aislada de los mismos podría resultar en incorrectas calificaciones de los productos finales. Por lo tanto, cabe resaltar que las determinaciones de metales pesados y patógenos pueden ser consideradas *criterios de admisibilidad* en la utilización de los compost y vermicompuestos, y en tal sentido cuando los contenidos superen los valores críticos se deberá excluir a este tipo de enmiendas a un posterior y más exhaustivo análisis de *calidad* (Campitelli y Ceppi, 2008).

La *calidad* de los materiales compostados y/o vermicompostados puede ser evaluada por una variedad de técnicas, pero existen dos aspectos fundamentales que deben ser considerados para el uso agrícola: su estabilidad y madurez (Bustamante *et al.*, 2008).

Como ya fue definido en la introducción de la presente tesis, si bien existen diferencias en la definición de estos dos conceptos, la postura que se adoptará será la de determinar la estabilidad en función de parámetros relacionados a los cambios más rápidos que ocurren durante la fase de compostaje activa donde el papel fundamental es llevado a cabo por microorganismos. El concepto de madurez estará en función del grado de humificación alcanzada por la materia orgánica contenida en las enmiendas. En tal sentido al determinar la calidad de las enmiendas (compost o vermicompuestos) será necesario incluir parámetros relacionados a la estabilidad y madurez.

El tiempo empleado en el proceso de compostaje y/o vermicompostaje afecta al grado de estabilidad y madurez del producto final (compost y/o vermicompost), y en consecuencia su *calidad*, independientemente del material original o del tipo de proceso que se utilice. Existen un importante número de investigaciones que evalúan la estabilidad y/o la madurez a través de diferentes parámetros, en función del tiempo

empleado para que un determinado material original alcance estas condiciones (Mondini e Insam, 2003; Charest *et al.*, 2004; Wang *et al.*, 2004; Goyal *et al.*, 2005).

Sin embargo, existen otros factores que determinan la *calidad* del producto final obtenido, tales como la elección de los materiales originales que se utilizan para efectuar el proceso (Gaur y Singh, 1995; Ranalli *et al.*, 2001; Zmora-Nahum *et al.*, 2007), las proporciones en que se realizan las mezclas de diferentes materiales originales, como así también, el tipo y proporción de materiales que se utilizan como agentes estructurantes (Hoitink y Bohem, 1999; Wang *et al.*, 2004; Goyal *et al.*, 2005; Zmora-Nahun *et al.*, 2007; Tognetti *et al.*, 2007; Banegas *et al.*, 2007).

A su vez, el tipo de proceso (compostaje o vermicompostaje), al que son sometidos los materiales originales puede influir en las características del producto final. Algunos autores investigaron la estabilidad del producto final analizando biomasa de lombrices, pH, contenido de cenizas, sólidos totales y nutrientes (nitrógeno y fósforo) totales y solubles, de materiales originales sometidos a diferentes tratamiento (compostaje, vermicompostaje y compostaje seguido de vermicompostaje), encontrando diferencias en las características del producto final obtenido (Ndegwa y Thompson, 2001; Lazcano *et al.*, 2008).

Si bien existe una diversidad de criterios respecto a los parámetros que deberían medirse para determinar la *calidad* del producto final, muchos autores concluyen que la utilización de parámetros sencillos como índice de estabilidad y madurez son insuficientes y que deben considerarse varios parámetros para determinar la *calidad* de los compost (Hsu y Lo, 1999; Goyal *et al.*, 2005; Aparna *et al.*, 2008). La mayoría de los parámetros que definen la estabilidad y madurez de los materiales compostados o vermicompostados no son aplicables a todos los materiales de partida y procesos de compostaje y vermicompostaje utilizados (Laos *et al.*, 2002).

En la determinación de la *calidad*, de los compost y los vermicompuestos, es importante que se consideren y establezcan métodos que involucren tanto a los parámetros químicos, como a los físicos y biológicos debido a la variación que los mismos presentan durante el proceso. Una postura similar es la que se observa en otras

investigaciones (Inbar *et al.*, 1993; Hsu y Lo, 1999; Itavaara *et al.*, 2002; Chen, 2003; Benito *et al.*, 2003; Wang *et al.*, 2004).

La relación C/N del producto final ha sido utilizada durante mucho tiempo para monitorear la degradación de la MO. Aunque actualmente el valor de este parámetro está en discusión debido a que no es útil para todos los materiales de partida (Recous *et al.*, 1995; Robin, 1997; Benito *et al.*, 2009).

En consecuencia, en diferentes estudios se han propuesto otros índices, los cuales resultan más representativos de la evolución del proceso, tales como el contenido de carbono soluble en agua (CSA), índices de humificación y medidas espectroscópicas (Drozd *et al.*, 1997; Sapek y Sapek, 1999; Hsu y Lo, 1999, citado de Zbytniewski y Buszewski, 2005).

Las sustancias húmicas (SH) constituyen la fracción más importante de la MO de compost y vermicompuestos. Los materiales que han alcanzado un adecuado grado de madurez (humificación), después de ser aplicados al suelo, pueden mejorar las propiedades incrementando la fertilidad física y química del suelo y la productividad de los cultivos. Las SH pueden contribuir a la capacidad reguladora del pH del suelo y son potenciales fuentes de nutrientes para las plantas (Ceppi *et al.*, 1999; Campitelli *et al.*, 2006). Es por esta razón que numerosos autores proponen la cuantificación de las SH y sus fracciones (ácidos fúlvicos, ácidos húmicos, huminas), la evolución del peso molecular de los ácidos húmicos y técnicas termo analíticas para elaborar índices de madurez de compost (Senesi, 1989, Tomati *et al.*, 2000; Ouattmane *et al.*, 2000).

Otros parámetros como Carbono orgánico total (COT), Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC), contenido de nitrógeno total (NT), fósforo, potasio, metales pesados, salinidad, capacidad de retención de agua, densidad aparente, contenido de patógenos, Índice de Germinación (IG) también han sido usados para determinar *calidad*, estado de madurez o estabilidad de estos materiales (Day *et al.*, 1998; Masciandaro *et al.*, 2000; Huang *et al.*, 2001 a ,b; Wu y Ma, 2002; Cunha-Queda *et al.*, 2002; Lasaridi *et al.*, 2006).

Debido a la diversidad de materiales originales, tecnologías usadas, distintos parámetros, variables y/o índices propuestos en la bibliografía para asignar estabilidad,

madurez y seguridad de uso de las enmiendas orgánicas (criterios de calidad), es necesario utilizar técnicas estadísticas aplicables a sistemas tan complejos como el presentado, a partir de las cuales sea posible obtener relaciones entre los diversos parámetros, entre los distintos casos y entre ambos, de modo tal de obtener una metodología de clasificación general aplicable a todo tipo de enmiendas.

La quemometría es la aplicación de métodos estadísticos y matemáticos a los problemas químicos con el objetivo de extraer la máxima y más útil información de los mismos. La definición exacta de quemometría según la ICS (*Internacional Chemometrics Society*) es la “*ciencia que permite relacionar las medidas realizadas en un sistema químico o proceso con el estado del mismo mediante la aplicación de métodos matemáticos o estadísticos.*”

El desarrollo de la instrumentación química ha llevado a la necesidad de utilizar métodos avanzados de diseño de experimentos, calibración y análisis de los datos resultantes. Durante muchos años, ha existido la preponderante idea de que si se necesitaban métodos “ingeniosos” de tratamiento de datos es porque los experimentos no habían sido correctamente planeados, sin embargo, hoy se reconoce que la mayoría de los sistemas tienen naturaleza multivariante y que las metodologías univariantes son incapaces de proporcionar soluciones óptimas.

Las metodologías más utilizadas como técnicas exploratorias en el análisis de los datos son análisis de componentes principales (ACP) y análisis de aglomerados (cluster) (CA) y dentro de las técnicas de clasificación se pueden mencionar el análisis discriminante lineal (ADL), K-vecinos más próximos (KNN) y las redes neuronales artificiales (RNA), entre otras.

Los métodos quemométricos en la química analítica son de gran importancia, ya que ayudan a resolver problemas y a obtener información oculta en sistemas complejos y en la evaluación de diferentes datos analíticos. Es útil para la caracterización y clasificación de diferentes muestras de diversos orígenes.

En este trabajo, los métodos estadístico utilizados para la caracterización quemométrica fueron análisis de componentes principales (ACP), y análisis discriminante lineal (ADL) para la clasificación.

El Análisis de Componentes Principales (ACP), enfocado hacia las relaciones entre las variables o parámetros y Análisis Discriminante Lineal (ADL), enfocado hacia las relaciones entre casos, permiten visualizar e interpretar sistemas complejos, con grandes conjuntos de datos (tanto en casos como en variables), a partir de su simplificación o reducción, encontrando relaciones entre variables, entre casos y entre ambos. Es decir analizar un gran número de enmiendas que se diferencien en sus características físicas, químicas y biológicas. Es por esta razón, que la selección de las enmiendas apunta a incorporar en el análisis aquellas que provengan de variados materiales originales, sometidas a diferentes tipos de tecnología (compostaje y/o vermicompostaje) y tiempos de proceso, de tal manera de obtener parámetros indicadores con los cuales elaborar índices para asignar *calidades*, los cuales puedan hacerse extensivos a cualquier compost o vermicompuesto sin necesidad de conocer el historial de la enmienda a utilizar.

El ACP es una herramienta estándar utilizada, dentro de las técnicas quemométricas (multivariadas), para la compresión de los datos, que permite capturar los caracteres distintivos dentro de la matriz de datos con el objetivo de encontrar tendencias, no solamente en las variables sino también en las muestras (Brito *et al.*, 2006).

Los parámetros que muestran la mayor variabilidad en un grupo (estadísticamente representativo) de compost y vermicompuestos estudiados, permitiría explicar las diferencias en el producto final obtenido, incluso cuando el material difiera tanto en su mezcla original, tipo de proceso o incluso en el tiempo en el que el mismo fue desarrollado.

Entre las técnicas quemométricas, el ADL es una herramienta de clasificación supervisada que se utiliza con el objetivo de diferenciar (discriminar) grupos de muestras en función de una o varias combinaciones de variables experimentales. Cada combinación de variables es denominada “Función Discriminante” (FD) (Massart, 1997). La construcción de una FD es posible para cada grupo de muestras. Cada función representa una superficie que divide el espacio de datos en regiones, de este modo las muestras que

comparten propiedades comunes se agrupan dentro de la misma región. Las reglas de clasificación alcanzadas son validadas a través de procedimientos de clasificación cruzada. La confiabilidad de los modelos de clasificación se evalúa en términos de la habilidad de reconocimiento, es decir, porcentaje de miembros del grupo de muestras que son correctamente clasificados. El ADL permite clasificar nuevos materiales en los grupos previos sobre la base de una regla de clasificación creada con variables independientes (Alonso-Salces *et al.*, 2006).

Tognetti *et al.*, (2007) determinaron algunos parámetros químicos en compost y vermicompuestos preparados a partir de algunos materiales originales con diferentes prácticas de manejo (tamizado y adición de materiales ricos en Carbono). Los autores utilizaron ACP para realizar esta comparación.

Zbytniewski *et al.*, (2002) aplicaron técnicas quemométricas con el propósito de comparar MO de compost y MOS concluyendo que este análisis permite distinguir muestras que provienen de diferentes orígenes de una manera clara e inequívoca. Zbytniewski y Buszewski (2005) utilizaron análisis quemométricos para la determinación de madurez en un proceso de compostaje a través de la utilización de parámetros químicos y técnicas espectroscópicas como espectros UV-Vis y  $^{13}\text{C}$  NMR.

Sin embargo, hasta el presente, las técnicas de ADL, como así también de ACP, no han sido utilizadas de manera sistemática en la determinación de *calidad* de compost y vermicompuestos evaluados de manera integral en función de sus propiedades físicas, químicas y biológicas y que provengan de diferentes materiales de partida, diferentes tipos de proceso (compostaje y/o vermicompostaje) o con diferentes tiempos durante el cual se procesaron.

Los objetivos del presente capítulo fueron:

1- determinar los parámetros más relevantes en la asignación de la **calidad** de enmiendas que provengan de diferentes materiales de partida, con diferencias en el tipo de proceso y en el tiempo empleado y

2- formular un índice que permita clasificar a las enmiendas de acuerdo a su calidad.

## MATERIALES

Se utilizaron compost y vermicompuestos provenientes de residuos sólidos domiciliarios, residuos de cosecha, restos de poda, restos de comida de establecimientos comerciales, estiércoles (de conejo, de caballo, vacuno, caprino, cama de pollo), diferentes mezclas de los materiales mencionados, residuos de viveros y compost y vermicompuestos disponibles comercialmente. Las principales características de los materiales utilizados y la denominación empleada son presentadas en Tabla 2.1.

Tabla 2.1. Denominación, material original, tipo de proceso (compostaje (C) o vermicompostaje (V)) y tiempo del proceso de los materiales utilizados. RV (residuos vegetales); RSU (residuos sólidos urbanos); P (resto de poda de árboles).

<i>Denominación del material</i>	<i>Composición</i>	<i>Tipo de proceso</i>	<i>Días de procesamiento</i>
<b>CV1</b>	RV	C	210
<b>CV2</b>	RV	C	240
<b>CV3</b>	RV	C	240
<b>CV4</b>	RV	C	210
<b>CV5</b>	RV	C	240
<b>CV6</b>	RV	C	270
<b>CW1</b>	Desconocido (comercial)	C	desconocido
<b>CW2</b>	RSU	C	150
<b>CW3</b>	RSU	C	150
<b>CW4</b>	RSU	C	360
<b>CM1</b>	RV, P y estiércol de caballo	C	120

Tabla 2.1. (Continuación): Denominación, material original, tipo de proceso (compostaje (C) o vermicompostaje (V)) y tiempo del proceso de los materiales utilizados. RV (residuos vegetales); RSU (residuos sólidos urbanos); P (resto de poda de árboles).

<i>Denominación del material</i>	<i>Composición</i>	<i>Tipo de proceso</i>	<i>Días de procesamiento</i>
<b>CM2</b>	RV, P y estiércol de caballo	C	130
<b>CM3</b>	RV, P y estiércol de caballo	C	180
<b>CM4</b>	RV, P y estiércol de caballo	C	300
<b>CM5</b>	RV, P y estiércol de caballo	C	420
<b>CM6</b>	RV, P, estiércol de caballo y RSU	C	270
<b>CM7</b>	RV, P, estiércol de caballo y RSU	C	180
<b>CF1</b>	Restos de comida de un establecimiento comercial	C	360
<b>CF2</b>	Restos de comida de un establecimiento comercial	C	420
<b>CF3</b>	Restos de comida de un establecimiento comercial	C	600
<b>CF4</b>	RSU	C	450
<b>VW1</b>	Desconocido (comercial)	V	desconocido
<b>VW2</b>	Residuos domiciliarios de cocina	V	180
<b>VM1</b>	Estiércol de caballo	V	90
<b>VM2</b>	Estiércol de caballo y suelo	V	90
<b>VM3</b>	Estiércol de conejo y suelo	V	95
<b>VM4</b>	Estiércol de caballo y de conejo en partes iguales	V	100
<b>VMW1</b>	Estiércol de pollo, rastrojo de soja y alfalfa	V	120



## **MÉTODOS**

### **Toma y acondicionamiento de muestras**

Las submuestras de las enmiendas orgánicas empleadas se tomaron de manera aleatoria y representativa sobre los centros de las pilas de compost y vermicompostos. Las muestras compuestas se elaboraron a partir de la mezcla homogénea de las submuestras. Cuando se disponía de pilas de varios metros de longitud se descartaban los bordes de la pila y se tomaban las submuestras de su centro, extrayendo una submuestra por cada metro de longitud de la pila. En el caso que los compost o vermicompostos se encontraran embolsados se dispersaba la muestra sobre una bandeja y se tomaba una muestra compuesta de varias submuestras de varios sectores de la bolsa. Cuando fue posible se recabaron los datos respecto al historial de la enmienda, tales como, materiales originales utilizados para elaborar la enmienda, tiempo del proceso y tipo de proceso al que fueron sometidas (compostaje, vermicompostaje, compostaje seguido de vermicompostaje), frecuencia de riegos y volteos, etc.

Las muestras destinadas a los análisis químicos, físicos y biológicos se secaron al aire, se molieron, se tamizaron por malla de 2 mm y se conservaron en recipientes de plástico. Los resultados de los análisis realizados fueron referidos al peso seco. Todas las determinaciones se llevaron a cabo por triplicado.

### **Propiedades químicas de las enmiendas**

#### **pH**

Este parámetro se ha tomado muchas veces como indicativo de la evolución del proceso de compostaje.

*Procedimiento:*

En la enmienda, se determinó el pH en una relación 1:5 (enmienda/agua deionizada). Después de someter las muestras a agitación durante 30 minutos y dejarlas reposar por 30 minutos se midió con un pH-metro ORION modelo 420 con compensación automática de temperatura y electrodo combinado de vidrio.

### **Conductividad eléctrica**

La concentración de sales en las enmiendas orgánicas (reflejada por este parámetro) puede influir negativamente en la capacidad de germinación de las semillas y el crecimiento de las plantas, ya que disminuye el potencial osmótico del medio.

#### *Procedimiento:*

Con las muestras de enmiendas se realizó un extracto acuoso en una relación 1:5 (enmienda/agua deionizada). Después de 30 minutos de agitación mecánica y posterior filtrado se midió la conductividad eléctrica (CE) a 25 °C con un conductímetro Hanna.

### **Contenido en macro nutrientes**

Muchos autores (Quédraogo *et al.*, 2001; Soumaré *et al.*, 2002) han demostrado que la aplicación de compost estables y maduros, en dosis razonables, mejora el crecimiento de las plantas en parte por el incremento de los niveles de nutrientes disponibles.

### **Nitrógeno total**

La determinación de nitrógeno total (NT) está basada en la mineralización del nitrógeno orgánico de la muestra mediante digestión con H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado a alta temperatura (>350 °C). De esta manera se logra que el nitrógeno orgánico pase a la forma amoniacal que, junto con el amonio ya existente en la muestra, se determina mediante titulación con solución de HCl valorado.

#### *Procedimiento:*

Se realizó de acuerdo a la técnica propuesta por Bremmer y Mulvaney (1982). En un tubo de digestión se pesó 0,50 g de compost o vermicompuesto debidamente acondicionado. Se agregaron 250 mg de mezcla catalítica (preparada mezclando 50 g de sulfato de potasio, 5 sulfato de cobre pentahidratado y 0,5 g de selenio) y 6 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado. Se digirió durante 3,5 h a una temperatura de 350 °C. Se dejó enfriar y luego se transvasó el contenido del tubo a un matraz de 100 mL. Se enrazó el matraz con agua deionizada y posteriormente se extrajeron alícuotas de 10 mL que fueron destiladas en medio básico y tituladas con una mezcla de HCl 0,015 mol L<sup>-1</sup> e indicador mixto (rojo de metilo y verde de bromocresol en alcohol etílico).

### **Nitrógeno inorgánico (N-NO<sub>3</sub>)**

La determinación del N-NO<sub>3</sub> es importante debido a que es la forma soluble del nutriente más disponible para las plantas, sin embargo un exceso de esta forma de nitrógeno puede ocasionar, bajo ciertas circunstancias, la lixiviación del nutriente y la contaminación de las aguas subterráneas (Costa *et al.*, 1991).

#### *Procedimiento:*

Una masa de 10 g de muestra se agitó durante 30 minutos en 50 mL de solución extractora. La solución extractora se preparó pesando 2,5 g de sulfato de cobre pentahidratado, 0,15 g de sulfato de plata y 0,62 g de ácido bórico en un matraz de 1000 mL y enrazando con agua deionizada. Luego de la agitación de la mezcla se centrifugó durante 5 minutos, se filtró y se recogió la solución filtrada. Se ajustó, el pH con H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,25 mol L<sup>-1</sup> hasta un valor de 4 y la fuerza iónica agregando 2 mL de solución de sulfato de amonio 2 mol L<sup>-1</sup>.

El equipo se calibró con dos patrones, uno de concentración 10 mg kg<sup>-1</sup> en nitrógeno y otro de concentración 100 mg kg<sup>-1</sup> en nitrógeno. La determinación se realizó con un aparato ORION Research microprocessor ionalyzer 901 equipado con electrodo de ion selectivo de nitrato Orion.

### **Fósforo extractable**

El contenido de fósforo se determinó mediante la técnica de Bray y Kurtz N° 1, la cual se emplea ampliamente para caracterizar muestras de suelo respecto a niveles críticos de este nutriente.

#### *Procedimiento:*

En tubos de 50 mL se colocaron 2,5 g de la muestra secada y tamizada en tamiz de 2 mm. Se agregó, a los distintos tubos 20 mL de solución extractiva ( $\text{NH}_4\text{F}$  0,03 mol  $\text{L}^{-1}$  y  $\text{HCl}$  0,025 mol  $\text{L}^{-1}$ ) cuyo pH fue ajustado a  $2,6 \pm 0,055$  y se agitaron los tubos exactamente durante 5 minutos, se filtró y se recogió la solución filtrada. En un matraz de 50 mL se colocaron 5 mL de la solución filtrada y 8 mL del reactivo mezcla (ácido ascórbico 0,1 mol  $\text{L}^{-1}$  utilizando como solvente Reactivo A). Se enrazó el matraz con agua deionizada. El reactivo A se preparó de la siguiente manera: en un matraz de 2 L se colocó 1 L de una solución de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  2,5 mol  $\text{L}^{-1}$ , 250 mL de Molibdato de amonio al 4 % solubilizado en 250 mL de agua deionizada, 100 mL de una solución de tartrato de antimonio y potasio (1 mg de antimonio por mL de solución) y se enrazó con agua deionizada. Luego de 20 minutos se determinó la transmitancia (%T) en espectrofotómetro Spectronic Genesys 20 Modelo 4001/4 a 885 nm de longitud de onda. Se utilizó una curva patrón para el cálculo de los  $\text{mg kg}^{-1}$  de fósforo extractable (Pe).

### **Calcio, Magnesio, Sodio y Potasio asimilables.**

Para la cuantificación del contenido de los macronutrientes Calcio, Magnesio, Sodio y Potasio se utilizaron soluciones extractoras específicas y se valoró la cantidad de esos nutrientes que estarían disponibles para el cultivo cuando se adicionen las enmiendas.

#### *Procedimiento:*

Se extrajeron los cationes intercambiables Calcio, Magnesio, Sodio y Potasio agitando durante 15 minutos las muestras debidamente acondicionadas, con una solución

de acetato de amonio de pH 7, en una relación 1:10 (muestra/solución), luego se centrifugó y la solución sobrenadante se recolectó en un matraz de 250 mL. Se repitió nuevamente la operación y luego se enrazó el matraz con agua deionizada.

Se realizó la cuantificación conjunta de calcio y magnesio por quelatometría: a 20 mL del extracto aceto-amónico se le adicionaron 7 mL de solución reguladora (Cloruro de amonio-amoniaco pH=10). Se tituló con solución EDTA (sal disódica del ácido etilendiaminotetraacético) 0,02 N utilizando como indicador negro de Eriocromo T.

Para la cuantificación de Calcio por quelatometría: a 20 mL de extracto aceto-amónico se le adicionaron 10 mL de KOH 2 mol L<sup>-1</sup> para regular el pH a 11. Se tituló con solución EDTA 0,02 N utilizando hidroxinaftol azul como indicador. El contenido de Magnesio se calculó por diferencia.

Cuantificación de Sodio y Potasio: se realizó en el extracto aceto-amónico a través de fotometría de llama (Cole Parmer Modelo 2655-00).

### **Cálculo del porcentaje de sodio intercambiable**

El porcentaje de sodio intercambiable (PSI) es un indicador del contenido de sodio relativo a otros cationes. Enmiendas con alto contenido de Sodio, pueden ocasionar la dispersión y migración de las fracciones coloidales y aumentos del pH de suelo cuando son incorporadas. Por otra parte, pueden ocasionar deficiencia de nutrientes y toxicidad específica a los cultivos. El PSI se calculó de acuerdo a la expresión 2.1.

$$PSI(\%) = \frac{Na^+}{Na^+ + K^+ + Ca^{+2} + Mg^{+2}} \times 100 \quad (2.1)$$

### **Determinación de la capacidad de intercambio catiónico.**

Es conocido que el grado de descomposición de la materia orgánica y la capacidad de intercambio cationica (CIC) están correlacionadas (Harada e Inoko, 1980).

*Procedimiento:*

Se pesaron 5 g de muestra debidamente acondicionada, se le agregaron 50 mL de solución de acetato de amonio pH 7. Se agitaron durante 5 minutos, luego se centrifugó y desechó el líquido sobrenadante. Se le agregó 50 mL de alcohol etílico y se agitó y filtró nuevamente. Por último al sedimento se le agregaron 50 mL de solución de NaCl 1 mol L<sup>-1</sup> se agitó, centrifugó y recolectó el sobrenadante. Esta última operación se repitió con otros 50 mL de solución de NaCl 1 mol L<sup>-1</sup>. Los sobrenadantes recolectados en los dos pasos anteriores se neutralizaron con una solución de NaOH 0,10 mol L<sup>-1</sup>. Se adicionaron 20 mL de formol neutro (neutralizado con NaOH). Se tituló la acidez generada debido a la reacción que se produce entre el amonio desplazado y el formol. Para titular se utilizó una solución de NaOH de concentración 0,10 mol L<sup>-1</sup> valorada.

**Carbono orgánico total**

Las variaciones en el contenido de carbono orgánico total (COT) reflejan la descomposición de la MO y la estabilización durante un proceso de compostaje (Hsu y Lo, 1999). Al mismo tiempo, el contenido de COT representa el grado de impurezas que pueda contener el material, sobre todo si su origen son los residuos sólidos urbanos (vidrio, plástico, metales, etc.) como así también, si ha sido mezclado con suelo (Costa *et al.*, 1991; Hogg *et al.*, 2002). La determinación de COT se ha realizado por calcinación de acuerdo con la técnica propuesta por Abad *et al.*, (2002).

*Procedimiento:*

Una masa conocida de muestra debidamente acondicionada se calcinó en cápsula de porcelana durante 5 horas a una temperatura de 550 °C. Se calculó el porcentaje de COT y de cenizas de la muestra referido a peso seco de la muestra.

## Carbono orgánico oxidable

La cuantificación del carbono oxidable (Cox) se realizó mediante el método de Walkey y Black que consiste en una oxidación por vía húmeda, con las adecuaciones correspondientes debido al tipo de material (compost y vermicompuestos) a analizar (Page *et al.*, 1982).

### *Procedimiento:*

En un erlenmeyer de 500 mL se colocó una masa conocida (aproximadamente 1,00 g) de compost o vermicompuesto. Se añadió 40 mL de solución de dicromato de potasio 2 N y 60 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado, homogeneizando después de cada agregado. Se dejó reposar durante 30 minutos, a temperatura constante. Posteriormente se añadió 200 mL de agua deionizada y 10 mL de H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> concentrado. Se dejó enfriar. Se valoró el cromo no reducido mediante sulfato ferroso amónico 0,5 mol L<sup>-1</sup> (Sal de Mohr), utilizando difenilamina como indicador. Paralelamente se preparó un blanco sin agregado de enmienda. El porcentaje de Cox de la muestra se determinó mediante cálculos analíticos simples los cuales se resumen en la siguiente expresión (2.2).

$$\%Cox = \frac{(V_{LB} - V_{LM}) \times [Fe^{2+}] \times 1.003 \times 100}{Masa \text{ de Enmienda seca en gramos}} \quad (2.2)$$

donde:

mL<sub>B</sub> = volumen de sulfato ferroso amónico gastados en el blanco expresado en mL.

mL<sub>M</sub> = volumen de sulfato ferroso amónico gastados en la muestra expresado en mL.

[Fe<sup>2+</sup>] = concentración del sulfato ferroso amónico expresado en Molaridad.

0,003 = peso de un miliequivalente de C =  $\frac{12}{4 \times 1000}$

## **Carbono de las sustancias húmicas**

La cuantificación del carbono de sustancias húmicas (CSH) se realizó de acuerdo a la técnica propuesta por Sims y Haby (1971).

### *Procedimiento:*

La misma consistió en realizar previamente una extracción de la fracción orgánica de los materiales compostados o vermicompostados con solución de NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup> en una relación 1:10 (compost o vermicompuestos/solución). La suspensión se agitó mecánicamente durante 4 horas en atmósfera de N<sub>2</sub>. Luego se centrifugó a 2500 rpm durante 15 minutos, se filtró y se recolectó la suspensión filtrada (extracto). Para la cuantificación del CSH, a una alícuota de 4 mL del extracto, se le agregó 98 mg de dicromato de potasio y 4 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado; se realizó una digestión a 150°C durante 15 minutos. Se dejó reposar durante un período de aproximadamente 10 h. Posteriormente se le agregó 2 mL de agua deionizada, se agitó y se determinó la transmitancia (%T) en espectro Spectronic Genesys 20 Modelo 4001/4 a una longitud de onda de 590 nm, donde se registra la mayor absorbancia del Cr<sup>+6</sup>. La cuantificación del carbono CSH se calculó a partir de una curva patrón que se realizó con glucosa.

## **Carbono de ácidos húmicos y fúlvicos**

Al extracto alcalino obtenido en el punto anterior, se lo acidificó hasta pH=2 con H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado. Se dejó en reposo durante 24 horas, hasta una completa precipitación de los AH, que se separaron de la fracción de carbono no precipitado mediante centrifugación a 4000 rpm durante 15 minutos.

El carbono no precipitado, considerado carbono de los ácidos fúlvicos (CAF), se determinó siguiendo el mismo procedimiento empleado en la determinación del CSH, descrito en el punto anterior. El carbono precipitado, considerado carbono de ácidos húmicos (CAH), se determinó por diferencia entre el CSH y el CAF.



## **Carbono soluble en agua**

El carbono soluble en agua (CSA) es la fracción más lábil de carbono presente en estos materiales compostados y constituye una fracción fácilmente biodegradable por la biota del suelo y compost.

### *Procedimiento:*

El CSA se extrajo de los compost y vermicompuestos con agua deionizada en relación 1:10 (compost o vermicompuestos/agua) de la siguiente manera: a 10 g de muestra, se le agregaron 100 mL de agua deionizada, se agitaron por un período de 2 h, se centrifugaron a 4000 rpm durante 15 minutos y se filtraron. En una alícuota de 4 mL del extracto acuoso, se determinó el contenido de carbono siguiendo la técnica utilizada en la cuantificación de CSH.

## **Relación CSA/NT**

La expresión Carbono soluble en agua en relación al contenido de nitrógeno total (CSA/NT) se utiliza como indicador del grado de estabilidad alcanzado en el proceso y su evolución ha sido estudiada por numerosos autores (Chaniyasak y Kutoba, 1981; Pascual *et al.*, 1997; Sánchez- Monedero *et al.*, 2001; Said Pullicino *et al.*, 2007).

## **Absorbancia a 465 y a 665 nm.**

La relación de absorbancia a 465 nm y a 665 nm ( $E_4/E_6$ ), está relacionada con el grado de humificación (descomposición de la materia orgánica). Es decir, puede ser utilizada como un parámetro indicador del grado de madurez. La progresiva humificación está indicada por un valor decreciente del cociente  $E_4/E_6$ . El valor de  $E_4/E_6$  sugiere el nivel de agregación, mayores valores indican que la macromolécula húmica está más agregada (mayor contenido de fracciones alifáticas) (Kononova, 1966; Pertusatti y Prado, 2007).

*Procedimiento:*

Se utilizó el método propuesto por Zbytniewski y Buszewski, (2005). Se pesó 1 g de muestra de compost o vermicompuesto en un frasco plástico de 250 mL y se le agregó 50 mL de solución de NaOH 0,5 mol L<sup>-1</sup>. Se agitó durante 2 horas y se dejó en reposo durante 12 h. Posteriormente se centrifugó a 3000 rpm durante 25 minutos, se filtró. Se determinó la transmitancia (%T) del sobrenadante a 465 nm (E<sub>4</sub>) y a 665 nm (E<sub>6</sub>) en un espectrofotómetro (Spectronic Genesys 20 Modelo 4001/4); con estos valores se calculó la relación E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>.

## **Propiedades físicas de las enmiendas**

### **Determinación de densidad aparente**

La densidad de los materiales compostados es un factor fundamental en el mantenimiento de la aireación durante el proceso de compostaje (Day *et al.*, 1998), como así también en la aireación de los suelos una vez que estas enmiendas son incorporadas.

*Procedimiento:*

Se realizó de acuerdo al método propuesto por Day *et al.* (1998), el mismo consiste en determinar el peso de muestra contenida en un cilindro de 450 mL de capacidad y de un diámetro de 7,5 cm. Se compactó el material dejando caer un peso de 300 g desde una altura de 7,5 cm tres veces y se completó el volumen de 450 mL cada vez que la altura del material dentro del recipiente descendió. Posteriormente se pesó el material y se expresó la Densidad aparente (Dap) en g mL<sup>-1</sup>.

## Evaluación de la fitotoxicidad de las enmiendas

### Determinación del Índice de Germinación (fito-test)

El índice de germinación (IG) es un parámetro relacionado con el grado de estabilidad alcanzado por las enmiendas orgánicas. La aplicación de compost inmaduros inhibe el crecimiento de las plantas a causa de la producción de sustancias fitotóxicas, fundamentalmente amonio, oxido de etileno y ácidos orgánicos de bajo peso molecular (Mathur *et al.*, 1993).

#### *Procedimiento:*

Una masa de 5 g de compost o vermicompuesto se mezcló con 50 mL de agua deionizada y se agitó a una temperatura de 60 °C durante 30 minutos. Posteriormente se centrifugó y se filtró para la obtención del extracto acuoso. En cajas de Petri con papel de filtro en la base y humedecido con el extracto acuoso, se sembraron 50 semillas de lechuga (*Lactuca sativa*, L) .var. *grand rapid*. Se dejaron en cámara de germinación durante 7 días cuidando que el papel de filtro estuviera siempre húmedo. Paralelamente se realizó un control, al cual se le agregó agua deionizada en lugar del extracto acuoso. Después de 7 días se contó el número de semillas germinadas y se midió el largo de las radículas en las cajas de petri correspondientes al tratamiento de las semillas con el extracto acuoso, como también, las correspondientes al ensayo control. El IG se calculó de acuerdo a la expresión 2.3, propuesta por Zucconi *et al.*, (1981).

$$IG = \frac{GT \times RT}{GC \times RC} \times 100 \quad (2.3)$$

donde:

IG: Índice de germinación

GT: número de semillas germinadas en el tratamiento

GC: número de semillas germinadas en el control

RT: promedio del largo de las raíces de las semillas germinadas en el tratamiento  
RC: promedio del largo de las raíces de las semillas germinadas en el control.

## **Procedimiento estadístico: Análisis de datos y procedimientos quemométricos**

La evaluación quemométrica se llevó a cabo siguiendo las técnicas multivariadas de Análisis de Componentes Principales (ACP) y Análisis Discriminante Lineal (ADL). El análisis estadístico se realizó utilizando el programa estadístico InfoStat Software (2004).

### **Análisis de Componentes Principales**

EL ACP se aplica a datos experimentales estandarizados. La estandarización se realizó sustrayendo de cada observación la media general y dividiendo el resultado por la desviación estándar. Este procedimiento se lleva a cabo con el propósito de realizar el análisis sobre la matriz de correlación en lugar de la matriz de covarianza y de esta manera evitar errores en la clasificación ocasionados por los diferentes órdenes de magnitud en los valores numéricos y varianza de los parámetros analizados (Helena *et al.*, 2000).

El objetivo que persigue el ACP es el de reducir la dimensionalidad de los datos, transformando el conjunto de variables originales en otro conjunto de variables, llamadas componentes principales (CP) y obtener los autovalores y autovectores. Las CP son algebraicamente, una combinación lineal de las n variables originales, donde cada variable presenta un coeficiente que explica su peso estadístico (autovector) y representa un indicador de cuán importante es una variable particular en la construcción de la CP, es decir, las CP son ejes artificiales no correlacionados que explican la estructura de variación en las filas o las columnas de la tabla de datos. Los autovalores representan la proporción de información que retiene asociada cada componente principal (lo cual es útil para decidir el número de componentes que se seleccionarán para explicar una suficiente cantidad de información). A medida que se seleccionen más CP se logra explicar más información respecto a la variabilidad, sin embargo el objetivo es seleccionar el menor número de CP de tal manera de explicar un porcentaje de variabilidad aceptable sin que el análisis resulte

demasiado complejo. Los autovectores, indican la ponderación que debe aplicarse a cada uno de los parámetros medidos para obtener el componente principal. Los coeficientes (autovectores) de cada variable estandarizada, permiten identificar las variables con mayor contribución en la explicación de la variabilidad y el signo indica la relación directa o inversa del autovector dentro de cada CP. La magnitud de los pesos se interpreta en forma relativa y sus signos indican la orientación de los mismos y su relación con otras variables, Además el ángulo entre los vectores que representan las variables es proporcional a la correlación entre esas variables en la base de datos. Ángulos aproximadamente rectos sugieren que no existe correlación entre variables, ángulos obtusos indican correlación negativa y ángulos agudos correlación positiva (Balzarini *et al.*, 2005).

Las CP explican la máxima varianza explicable de todos los parámetros originales en orden decreciente de acuerdo a la expresión matemática 2.4:

$$CP_j = e_{1j}X_1 + e_{2j}X_2 + \dots + e_{nj}X_n \quad (2.4)$$

Donde el coeficiente,  $e$ , (autovector) de cada variable experimental ( $X_1$  a  $X_n$ ) en la  $CP_j$ , refleja la significancia (peso estadístico) de la variable 1 a  $n$  en la conformación de la  $CP_j$  (Thomsen *et al.*, 2002).

Estas CP pueden ser utilizadas para la construcción de gráficos de dispersión de las muestras o de las variables. A través de la superposición de las observaciones y las variables, es posible hacer interpretaciones sobre las relaciones conjuntas entre observaciones y variables.

### **Análisis Discriminante Lineal**

El Análisis Discriminante Lineal (ADL) permite predecir el comportamiento nominal de una variable dependiente a través de una combinación lineal de las variables independientes (parámetros). El ADL describe de manera algebraica las relaciones entre dos o más poblaciones (grupos) de manera tal que las diferencias entre ellas se maximicen o se hagan más evidentes encontrando, además, una combinación lineal de variables independientes que minimice la probabilidad de clasificar erróneamente individuos. El

ADL construye funciones discriminantes (FD) para cada grupo, estas funciones tienen la siguiente expresión (Johnson y Wichern, 1992):

$$FD(G_i) = \sum_{j=1}^n w_{ij} \times p_j \quad (2.5)$$

donde  $i$  es el número de grupos ( $G$ ),  $n$  es el número de parámetros usados para clasificar un grupo de datos dentro de un grupo dado. En este caso  $n$  representa el número de parámetros analíticos usados,  $w_j$  es el coeficiente discriminante, asignado por el ADL a un dado parámetro seleccionado ( $p_j$ ) y  $p_j$  es el valor analítico del parámetro seleccionado. El valor del coeficiente discriminante determina el peso de las variables independientes en la discriminación y el signo, positivo o negativo, representa su asignación en uno u otro de los subgrupos definidos por las variables dependientes. La eficiencia de estas funciones discriminantes puede ser verificada con el mismo grupo de datos utilizando un método denominado clasificación cruzada (Johnson y Wichern, 1992). Cuando existen dos grupos se genera una sola función discriminante lineal (FD) (eje canónico) y si hay  $i$  grupos, habrá  $i-1$  funciones discriminantes no correlacionadas (ejes canónicos). La primera función discriminante realiza la mayor contribución a la separación de los grupos.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De las determinaciones realizadas a las muestras analizadas surge una matriz de datos compleja que para su presentación será subdividida en diversas tablas: Tablas de determinaciones químicas generales (Tabla 2.2), determinaciones químicas relacionadas al contenido de materia orgánica, fracciones de la materia orgánica y propiedades espectroscópicas (Tabla 2.3), determinación física de densidad aparente, determinación biológica de índice de germinación y relación carbono soluble en agua/nitrógeno total (CSA/NT) (Tabla 2.4).

Tabla 2.2. Determinaciones Químicas Generales realizadas a las muestras analizadas.

<i>Denominación</i>	<i>pH</i>	<i>CE</i>	<i>NT</i>	<i>Pe</i>	<i>CIC</i>	<i>Na</i>	<i>K</i>	<i>PSI</i>	<i>N-NO<sub>3</sub></i>
CV1	7,94	2,1	22,1	415	113	9,78	18,4	12	1555
CV2	6,20	0,5	18,5	288	168	1,56	6,67	3,04	142
CV3	6,20	0,5	19,0	288	168	1,56	6,67	3,1	142
CV4	6,50	1,2	21,0	352	142	8,2	14,3	11,5	1201
CV5	7,50	0,9	19,0	302	152	3,8	9,0	7,48	137
CV6	7,00	0,95	20,0	310	145	5,2	10,0	9,77	350
CW1	7,34	6,1	5,6	230	31,2	10,7	14,1	16,8	1092
VW1	6,25	1,7	3,6	431	60,5	1,09	2,17	2,24	560
CM1	6,94	2,4	7,2	354	114	11,8	22,4	16,3	1296
VW2	6,78	2,1	8,2	450	77,4	0,33	6,41	0,62	565
CM2	7,50	3,4	7,8	178	57,9	4,89	10,9	7,21	139
CM3	7,73	3,8	9,2	193	62,9	5,22	16,2	10,5	630
CM4	6,84	1,9	10,9	180	61,1	3,04	8,59	6,18	663
CM5	7,46	6,6	14,6	196	57,5	7,61	22,1	11,3	3315
VM1	6,94	1,8	11,0	199	68,2	4,99	6,41	8,07	608
VM2	7,30	0,74	5,9	179	41,3	2,39	5,64	5,14	97,2
VM3	7,00	0,67	5,5	165	46,7	2,61	6,03	6,19	87,9
VM4	6,95	0,45	10,2	197	73,6	3,04	5,13	5,83	151
VMW1	7,24	0,8	11,5	859	81,2	0,76	2,12	1,16	326
CW2	8,08	2,0	7,1	472	43,7	0,33	5,77	0,88	378
CM6	7,60	5,6	13,1	154	59,3	6,52	22,4	9,6	2625
CM7	8,71	3,9	12,1	113	59,3	6,95	20,6	11,7	990
CW3	9,35	14,7	21,4	713	81,8	43,5	83,3	39,3	860
CF1	10,4	9,5	23,0	335	94,3	65,8	7,3	58,8	73,8
CF2	10,3	9,3	20,0	331	83,2	60,9	6,92	58,8	67,6
CF3	8,82	14,4	23,6	350	78,6	64,2	73,0	38,1	26,4
CF4	9,50	13,9	21,0	352	90	62,0	71,0	38	100
CW4	9,92	15,6	23,9	351	131	51,3	71,2	32,3	163

**Unidades:** Conductividad eléctrica (CE) en  $\text{dS m}^{-1}$ ; Nitrógeno Total (NT) en  $\text{g kg}^{-1}$ , Fósforo extractable (Pe) en  $\text{mg kg}^{-1}$ , Capacidad de intercambio catiónico (CIC) en  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ , contenido de Sodio (Na) y Potasio (K) en  $\text{mg kg}^{-1}$ , Porcentaje de Sodio intercambiable (PSI); y contenido de nitrato ( $\text{N-NO}_3$ ) en  $\text{mg kg}^{-1}$ .

Tabla 2.3. Determinaciones de Carbono Oxidable (Cox); Carbono Orgánico Total (COT), Carbono soluble en agua (CSA) y fracciones de la materia orgánica (Carbono de Sustancias Húmicas (CSH), Carbono de Ácidos Húmicos (CAH) y Carbono de Ácidos Fúlvicos (CAF)) y relación de absorbancia E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>.

<i>Denominación</i>	<i>Cox</i>	<i>COT</i>	<i>CSH</i>	<i>CAH</i>	<i>CAF</i>	<i>CSA</i>	<i>E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub></i>
CV1	190	597	67,6	37,1	30,5	7,9	8,6
CV2	170	630	81,1	48,5	32,6	6,6	8,8
CV3	161	610	81,1	48,5	32,6	6,6	8,8
CV4	170	598	66,0	36,0	30,4	7,0	8,5
CV5	180	608	75,0	43,0	32,0	6,0	8,8
CV6	175	605	70,0	40,0	30,0	6,5	8,6
CW1	44	194	50,6	41,0	9,6	4,5	5,9
VW1	36	181	26,6	16,1	10,6	1,6	4,8
CM1	129	450	47,7	28,6	18,9	12,9	6,2
VW2	60	217	39,6	18,9	20,8	2,1	7,8
CM2	70	211	37,3	22,4	14,9	6,4	5,9
CM3	102	284	40,0	25,9	14,1	4,8	6,2
CM4	77	255	34,8	18,3	16,5	3,8	6,3
CM5	97	358	42,7	19,6	23,1	8,8	7,4
VM1	98	390	35,2	17,9	17,3	3,8	6,2
VM2	47	181	18,7	11,0	7,7	2,4	6,2
VM3	47	163	20,6	13,0	7,6	2,5	4,4
VM4	102	358	40,4	24,8	15,6	4,1	6,3
VMW1	75	304	23,4	12,7	10,7	1,4	7,1
CW2	53	179	25,8	13,4	12,4	2,6	6,1
CM6	105	359	42,8	20,8	22,0	8,2	5,6
CM7	93	351	48,6	30,9	17,7	16,9	5,0
CW3	111	556	60,0	33,8	26,2	13,0	8,3
CF1	101	402	91,0	48,6	42,4	73,0	8,5
CF2	94	396	8,9	4,8	4,1	64,5	8,4
CF3	122	607	11,7	5,8	5,9	62,8	6,2
CF4	130	550	7,0	4,0	3,0	45,0	8,2
CW4	140	531	5,4	2,9	2,5	36,4	9,3

**Unidades:** Carbono Oxidable (Cox); Carbono Orgánico Total (COT), Carbono soluble en agua (CSA) y fracciones de la materia orgánica (Carbono de Sustancias Húmicas (CSH), Carbono de Ácidos Húmicos (CAH) y Carbono de Ácidos Fúlvicos (CAF)) expresados en g kg<sup>-1</sup>



Tabla 2.4. Determinación física de Densidad Aparente (Dap), determinación biológica de Índice de Germinación (IG) y relación Carbono Soluble en Agua/Nitrógeno Total (CSA/NT).

<i>Denominación</i>	<i>Dap</i>	<i>IG</i>	<i>CSA/NT</i>
CV1	0,32	120	0,36
CV2	0,24	136	0,36
CV3	0,24	136	0,35
CV4	0,30	123	0,33
CV5	0,20	130	0,36
CV6	0,25	128	0,32
CW1	0,96	72	0,80
VW1	0,86	105	0,45
CM1	0,29	48	1,79
VW2	0,77	73	0,26
CM2	0,79	120	0,82
CM3	0,68	114	0,52
CM4	0,59	116	0,35
CM5	0,56	68	0,60
VM1	0,56	97	0,35
VM2	0,76	122	0,41
VM3	0,70	120	0,45
VM4	0,53	127	0,40
VMW1	0,67	106	0,12
CW2	0,82	95	0,37
CM6	0,56	61	0,63
CM7	0,48	79	1,40
CW3	0,56	44	0,61
CF1	0,75	0	3,17
CF2	0,62	0	3,23
CF3	0,49	0	2,66
CF4	0,51	30	2,14
CW4	0,57	40	1,52

**Unidades:** Densidad Aparente (Dap) expresada en Mg m<sup>-3</sup>, e Índice de Germinación (IG) en %

Dada la diversidad y cantidad de variables que se han determinado como potenciales indicadoras de calidad, como así también las diferencias en los orígenes de las enmiendas analizadas (material original, procesos, tiempo, entre otras) es imprescindible el uso de metodologías que permitan identificar aquellas variables con mayor incidencia en la explicación de las diferencias existentes entre enmiendas.

Con el objetivo de obtener conclusiones a partir de esta matriz de datos compleja donde se tienen en cuenta parámetros químicos, físicos y biológicos, se utilizará el ACP

como técnica estadística exploratoria que facilitará la identificación de las variables más importantes que permitan explicar las diferencias de calidades entre las enmiendas analizadas (parámetros indicadores de calidad), como así también, los agrupamientos que se presentan entre muestras de características similares.

Los criterios que se adoptarán para la selección de las variables (indicadores) analizadas a partir del ACP serán:

- i) Peso estadístico en la explicación de la variabilidad (valor del autovector),
- ii) Correlaciones con otras variables (positivas o negativas) y
- iii) Facilidad y simpleza en la medición.

Posteriormente con las variables seleccionadas a partir del ACP se realizará un análisis discriminante lineal (ADL) que permita obtener funciones discriminantes para determinar diferentes calidades.

### **Análisis de los parámetros medidos**

La aplicación de ACP se utilizó para verificar la existencia de diferencias entre compost y vermicompuestos basados en los parámetros experimentales medidos. Si bien a partir del ACP se obtuvieron 19 CP, el objetivo de este análisis es utilizar el menor número de CP que permitan realizar una buena explicación de la variabilidad existente. En este sentido, se seleccionaron las dos primeras componentes principales (CP1 y CP2) ya que ellas permitieron explicar el 75 % de la variabilidad total del sistema, la CP1 explicó mayor porcentaje de la variabilidad existente (50 %) y la CP2 un 25 % adicional (Tabla 2.5). La incorporación para el análisis de nuevas CP (CP3, CP4,..., CP19) no incrementa significativamente la explicación de la variabilidad existente, pero si complejiza el posterior análisis.

Tabla 2.5. Autovalores (proporción y proporción acumulada) correspondientes al ACP incorporando en el análisis todos los parámetros medidos al total de las enmiendas estudiadas.

<i>CP</i>	<i>Proporción</i>	<i>Proporción Acumulada</i>
<b>1*</b>	<b>0,50</b>	<b>0,50*</b>
<b>2*</b>	<b>0,25</b>	<b>0,75*</b>
3	0,07	0,82
4	0,07	0,89
5	0,04	0,92
6	0,03	0,95
7	0,02	0,97
8	0,01	0,98
9	0,01	0,99
10	0,0041	0,99
11	0,0031	0,99
12	0,0018	1,00
13	0,0013	1,00
14	0,0011	1,00
15	0,00037	1,00
16	0,00026	1,00
17	0,00018	1,00
18	0,00005	1,00
19	0,0000002	1,00

\*CP seleccionadas.

La CP1 y CP2 se construirán en función de los autovectores  $e$  (peso estadístico) de cada uno de las variables obtenidos a partir de la Tabla 2.6. Teniendo en cuenta los autovectores de los parámetros analizados se puede construir la CP1 de acuerdo a la ecuación 2.6 y la CP2 de acuerdo a la ecuación 2.7, multiplicando cada variable por su correspondiente autovector  $e$ .

Los parámetros que presentan mayor peso estadístico, valor de  $e$ , (autovectores más grandes) en la conformación de la CP1 fueron NT, Na, CSH, CAF, seguido en orden de importancia por CAH CSA, PSI con pesos positivos y la variable IG con signo negativo (Tabla 2.6)

Las contribuciones más importantes en la conformación de la CP2 fueron Dap, CIC, Cox COT e IG (Tabla 2.6).

$$CP1 = 0,29 \times \sqrt{T} + 0,29 \times \sqrt{a} + 0,29 \times \sqrt{SH} + 0,29 \times \sqrt{AF} - 0,06 \times \sqrt{-VO3} \quad (2.6)$$

$$CP2 = 0,38 \times \text{Dap} - 0,37 \times \text{CIC} - 0,29 \times \text{COT} - 0,29 \times \text{G} - 0,0042 \times \text{Pe} \quad (2.7)$$

Tabla 2.6. Autovectores *e1* para la conformación de la componente principal 1 (CP1) y autovectores *e2* para la conformación de la componente principal 2 (CP2).

<i>Variables</i>	<i>e1</i>	<i>e2</i>
pH	0,23	0,25
CE	0,24	0,23
Cox	0,18	-0,36
COT	0,24	-0,29
NT	0,29	-0,15
Pe	0,06	-0,0042
CIC	0,15	-0,37
Na	0,29	0,20
K	0,20	0,10
PSI	0,28	0,21
N-NO <sub>3</sub>	-0,06	-0,02
CSH	0,29	-0,12
CAH	0,27	-0,13
CAF	0,29	-0,09
CSA	0,28	0,19
CSA/NT	0,24	0,23
IG	-0,22	-0,29
Dap	-0,12	0,38
E <sub>4</sub> /E <sub>6</sub>	0,21	-0,23

Los resultados alcanzados a través del uso del ACP son mostrados como gráficos de dispersión de las muestras (figura 2.1a) y de las variables (figura 2.1b).

A partir de la aplicación de la técnica de estadística exploratoria del tipo del ACP a la matriz de datos, es posible observar que los compost y vermicompuestos analizados son separados en tres diferentes grupos de acuerdo a las características analizadas (figura 2.1a). La CP1 separó los materiales estudiados en dos grupos diferentes de acuerdo a sus propiedades. Uno de ellos, incluyó a compost y vermicompuestos que presentaron contenidos de COT elevados (entre 390 a 610 g kg<sup>-1</sup>), y el otro grupo incluyó aquellos materiales que presentaron valores aceptables de IG (60-127%) y valores elevados de Dap (0,48 a 0,96 Mg m<sup>-3</sup>) con la única excepción de CM1 (IG: 48,4% y Dap: 0,29 Mg m<sup>-3</sup>), probablemente debido al corto período de compostaje (Tabla 2.1).

A partir de la CP2 fue posible separar materiales que presentaron contenidos elevados de COT (597 a 610 g kg<sup>-1</sup>) y valores aceptables de IG (mayores a 120 %) de aquellos materiales que presentaron contenidos elevados de COT pero valores de IG bajos

(0-40 %) además de inadecuados valores de PSI, pH, Na, y CE (es decir altos niveles de salinidad) (figura 2.1a).

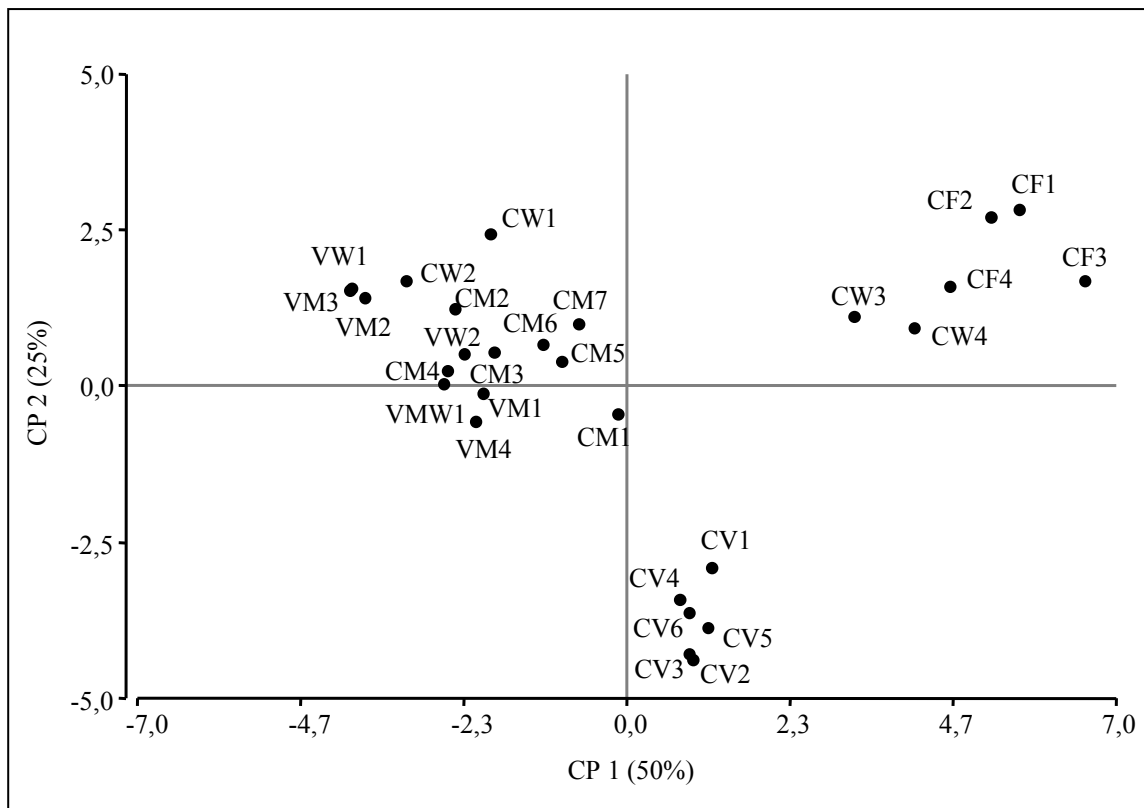


Figura 2.1a. Distribución ortogonal del Análisis de Componentes Principales (ACP) para todas las enmiendas orgánicas analizadas (compost y vermicompuestos). CP1 x CP2 explican el 75 % de la variabilidad total.

Con la utilización del ACP para la selección de las variables más representativas en la explicación de las diferencias existentes entre enmiendas fue posible observar una fuerte asociación entre las variables COT, Cox, CIC y  $E_4/E_6$  (figura 2.1b) (ángulos agudos entre las mismas), siendo de los parámetros mencionados, el COT el que presentó un mayor peso estadístico en la conformación de la CP1 ( $eI=0,24$ ) (Tabla 2.6). El contenido de COT mostró una amplia variación, incluso, entre compost y vermicompuestos pertenecientes al mismo grupo, esto es probablemente debido al material original usado, al tiempo de compostaje, etc. (Lasaridi *et al.*, 2006).

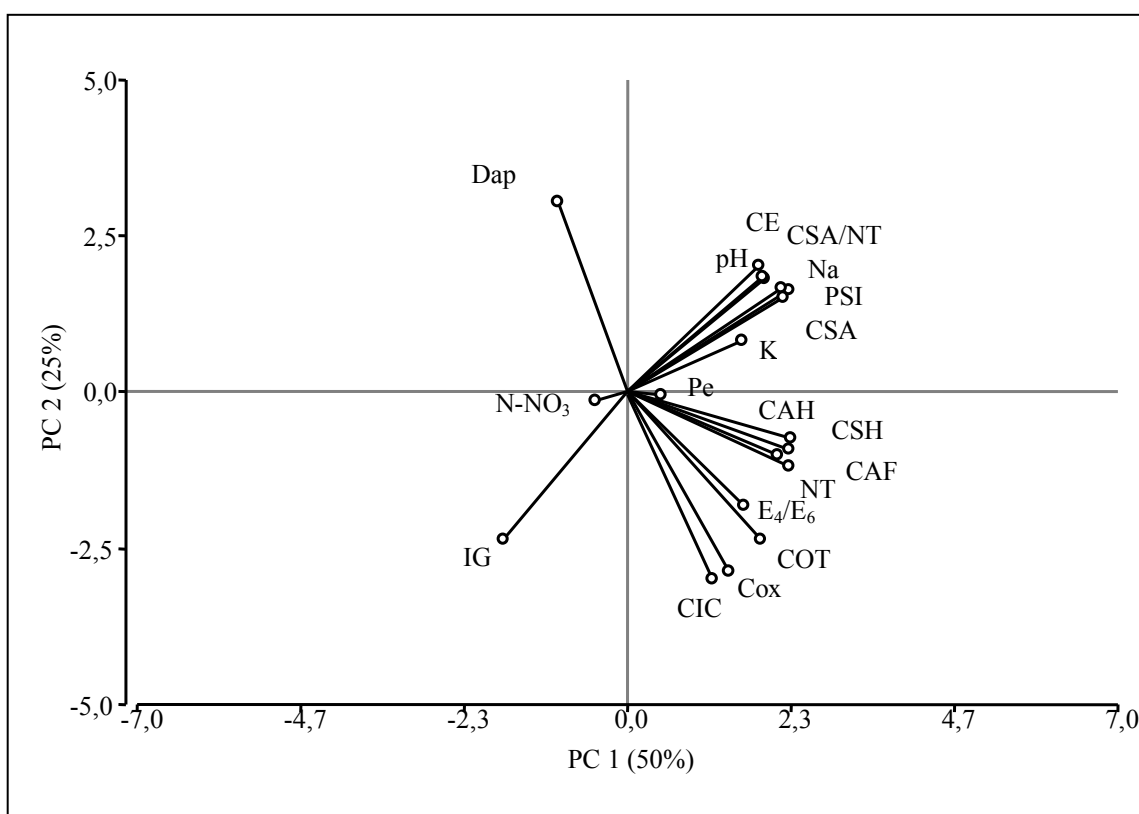


Figura 2.1b. Distribución ortogonal del Análisis de Componentes Principales (ACP) para los parámetros físicos (Dap), químicos (CE, pH, COT, NT, PSI, Pe, NO<sub>3</sub>, CSA, CSA/NT, E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>, Na, K, Cox, CIC, C<sub>SH</sub>, C<sub>AH</sub> y C<sub>AF</sub>) y biológicos (IG). CP1 x CP2 explican el 75 % del total de la varianza.

De acuerdo al criterio utilizado por la Unión Europea (Decisión 2001/688/EC) los productos utilizados como enmiendas no deberían contener niveles menores a 200 g kg<sup>-1</sup> de COT. Seoáñez Calvo *et al.*, (2000) sugieren que los compost de residuos sólidos urbanos deberían contener al menos 350 a 400 g kg<sup>-1</sup> de COT y de 80-100 g kg<sup>-1</sup> de contenido de Cox. Esta característica no fue alcanzada por todos los materiales analizados, existiendo un 18% de las muestras que presentaron menores contenidos de COT que el valor recomendado (Tabla 2.7). Diez muestras (36%) exhibieron contenidos de COT por debajo de 350 g kg<sup>-1</sup> y nueve muestras (32%) presentaron valores de Cox por debajo de 80 g kg<sup>-1</sup>. Podría establecerse un valor mínimo de COT para prevenir la mezcla de las enmiendas con por ejemplo, suelo, o para mejorar la separación de los materiales inertes (plástico, vidrio, etc.) fundamentalmente cuando se trata de enmiendas que provienen de residuos sólidos urbanos, pero esta recomendación debería ser definida conjuntamente con la estabilidad del producto (Hogg *et al.*, 2002).

Tabla 2.7. Rangos de variación de los principales parámetros para los tres diferentes grupos (A, B y C) obtenidos a partir del ACP y valores de referencia citados en bibliografía.

<i>Parámetros analizados</i>	<i>Rango de Valores Grupo A</i>	<i>Rango de Valores Grupo B</i>	<i>Rango de Valores Grupo C</i>	<i>Valores citados en bibliografía</i>
<b>pH</b>	6,20-7,50	6,25-8,71	8,82-10,28	6,0-8,5 (Hogg <i>et al.</i> , 2002)
<b>CE</b>	0,50-2,10	0,45-6,60	9,30-15,60	< 4 (Lasaridi <i>et al.</i> , 2006)
<b>COT</b>	597-610	163-450	396-607	> 200 (european community, 2001) 350-400 (Seoáñez Calvo <i>et al.</i> , 2000)
<b>CSH</b>	66,0-81,1	18,7-50,6	53,9-117,2	
<b>CAH</b>	36,0-48,5	11,0-41,0	28,5-58,4	
<b>CAF</b>	30,0-32,6	7,6-23,1	25,4-58,8	
<b>CSA</b>	6,0-7,9	1,6-16,9	13,0-64,5	< 5 (García <i>et al.</i> , 1992)
<b>NT</b>	18,5-22,1	3,6-14,6	20,0-23,9	
<b>IG</b>	120,2-136,0	48,4-127,0	0-43,5	>50 (Zucconi <i>et al.</i> , 1981) > 80 (Lasaridi <i>et al.</i> , 2006)
<b>Dap</b>	0,20-0,32	0,29-0,96	0,49-0,62	

**Unidades:** CE (dS m<sup>-1</sup>); COT, CSH, CAH, CAF, CSA y NT (g kg<sup>-1</sup>); IG (%) y Dap (Mg m<sup>-3</sup>).

En general, los vermicompuestos analizados en este estudio presentaron menores niveles de COT y NT que muchos de los compost analizados. Los compost preparados con residuos vegetales, tanto de poda como residuos de cosecha presentaron mayores valores de IG, COT y NT que los compost y vermicompuestos en los que se utilizaron otros materiales de partida (estiércoles, restos de comida).

El contenido de NT de todas las muestras de compost y vermicompuestos analizados estuvieron en un rango de entre 3,6 g kg<sup>-1</sup> a 23,9 g kg<sup>-1</sup>, lo cual dependió del material de partida, el tipo de proceso utilizado y si la mezcla usada en el proceso tuvo

adición de suelo. Los materiales compostados obtenidos a partir de residuos de comida, residuos vegetales o de cosecha presentaron mayores valores de NT que los materiales compostados y vermicompostados provenientes de otros materiales de partida. Los vermicompuestos analizados en este estudio presentaron menores contenidos de NT que los materiales compostados, probablemente debido al tipo de proceso.

El contenido de COT no provee ninguna información respecto de la calidad, tipo y/o grado de humificación de la materia orgánica de las muestras analizadas. En este sentido es que resulta importante el análisis de las diferencias que existen en el contenido de las fracciones más estables de la materia orgánica (CSH, CAH y CAF).

El contenido de carbono de cada fracción de las sustancias húmicas (CAH, CAF y CSH) en estos materiales (compost y/o vermicompuestos) son frecuentemente usadas como indicadores de madurez (Veeken *et al.*, 2000; Zbytniewski y Buszewski, 2005).

El contenido de CSH, CAH y CAF tuvo un peso estadístico importante (autovector), en la conformación de la CP1 (Tabla 2.6), lo cual sugiere que el grado de humificación varía ampliamente entre las muestras analizadas.

Sin embargo, la técnica de extracción y fraccionamiento de sustancias húmicas no es muy específica y muchas sustancias no húmicas pueden ser extraídas conjuntamente durante el tratamiento de agitación en medio básico de los compost y vermicompuestos. Los materiales compostados y vermicompostados son ricos en sustancias no húmicas, las cuales son solubles en soluciones básicas (Adani *et al.*, 1995). Es por este motivo y por la complejidad de la determinación de cada una de las fracciones que no serán utilizados como parámetros seleccionados como indicadores de calidad.

Existe una correlación positiva entre los parámetros (ángulos agudos entre los vectores que representan a los parámetros): pH, CE, Na, PSI, CSA y CSA/NT (figura 2.1b) siendo el contenido de Na el parámetro que presenta el mayor valor de autovector (*e1*) en la conformación de la CP1 (Tabla 2.6). Este comportamiento puede deberse a que en el conjunto de materiales analizados existen algunos con bajo contenido de Na, por ejemplo los provenientes de RV y otro con alto contenido de Na como son los restos de comida elaborada (Tabla 2.1).



El CSA representa la fracción de materia orgánica más lábil y por lo tanto, la más susceptible a la mineralización (Pascual *et al.*, 1999). El contenido de CSA presentó una variabilidad importante entre los compost y vermicompuestos analizados y esto puede atribuirse a que depende, no solo del material original, sino también del tiempo durante el cual se llevo a cabo el proceso de compostaje (Benitez *et al.*, 1999; Charest *et al.*, 2004; Goyal *et al.*, 2005). García *et al.*, (1992) observaron un decrecimiento en el contenido de CSA con el incremento en el tiempo de compostaje y proponen que el contenido de CSA en materiales maduros debería ser inferior a  $5 \text{ g kg}^{-1}$ . Sin embargo, algunos autores coinciden en remarcar que el contenido de CSA no puede ser usado como único indicador del grado de estabilidad alcanzada en un proceso cuando se intentan comparar procesos donde se utilizaron diferentes materiales de partida (Huang *et al.*, 2001; Charest *et al.*, 2004).

El CSA presentó correlación positiva con el pH (ángulo agudo entre las dos variables) (figura 2.1b), esto podría indicar una mayor posibilidad de solubilización de compuestos orgánicos cuando los materiales compostados y vermicompostados poseen valores de pH elevados.

El contenido de Na de los materiales analizados tuvo el mayor valor de autovector (Tabla 2.6), sin embargo, se recomienda la utilización del pH como parámetro para la caracterización de los compost y vermicompuestos, debido a la correlación positiva con el contenido de Na (ángulos agudos entre las dos variables) (figura 2.1b) y la mayor facilidad en la determinación experimental del valor de pH. Muchas legislaciones (Italia, Bélgica, España, entre otras) proponen un rango de valores de pH para este tipo de enmiendas orgánicas entre 6,0-8,5 para asegurar su compatibilidad con la mayoría de las especies vegetales (Hogg *et al.*, 2002). De las muestras analizadas aproximadamente un 75 % (21 muestras) cumplieron con esta condición.

La conductividad eléctrica (CE) es otro parámetro que se considera un indicador importante para enmiendas orgánicas, sobre todo cuando éstas son utilizadas como sustratos para la germinación de plantines. Lasaridi *et al.*, (2006) sugieren como valor máximo  $4 \text{ dS m}^{-1}$ , lo cual es tolerable por especies vegetales de mediana sensibilidad a la salinidad. Iannotti *et al.*, (1994) encontró una fuerte inhibición en la germinación de

semillas por el uso de extractos acuosos de compost de Residuos Municipales, atribuyendo este comportamiento a los elevados valores de salinidad de las enmiendas.

Nueve de las muestras analizadas en este trabajo (32%) mostraron valores de CE mayores de  $4 \text{ dS m}^{-1}$  (6,1 a  $15 \text{ dS m}^{-1}$ ), probablemente debido al material de partida utilizado (residuos de comida) (Tabla 2.1 y Tabla 2.2).

Los parámetros discutidos (pH, CE, Na, PSI, CSA y CSA/NT) presentaron correlación positiva, debido a esto se seleccionó la determinación de pH por su sencillez.

Uno de los parámetros más sensibles en la evaluación de la toxicidad de las enmiendas orgánicas es el Índice de Germinación (IG). De acuerdo a lo propuesto por Zucconi *et al.*, (1981), se utiliza como límite inferior de IG un valor de 50 %, valores superiores indican que el material orgánico está libre de fitotoxinas. Los valores de IG observados en las muestras estudiadas en la presente tesis estuvieron comprendidos entre 0 a 136 % (Tabla 2.4).

El 25% de las muestras analizadas (7), en general obtenidas a partir de residuos de comida compostados, tuvieron valores de IG por debajo del 50 %, indicando presencia de sustancias fitotóxicas o de algún factor que limita la germinación y crecimiento de las plantas (por ejemplo alta concentración de sales). El 43% de las enmiendas analizadas (12) tuvieron valores de IG superiores a 80 %, indicando un nivel aceptable de estabilidad y un material libre de fitotoxinas, según lo propuesto por Lasaridi *et al.*, (2006).

La correlación negativa observada entre IG y CE (ángulos obtusos entre parámetros) (figura 2.1b), indica que el IG estuvo más influenciado por la CE que por el grado de madurez alcanzado por el material (Lasaridi *et al.*, 2006).

Los vermicompuestos analizados alcanzaron la condición mínima con respecto al valor de IG, superior a 50 %, (Tabla 2.7), indicando la ausencia de factores limitantes para la germinación y el crecimiento de las plantas.

La densidad aparente (Dap) es un parámetro físico que se correlaciona negativamente con el contenido de COT (ángulo obtuso entre parámetros) (figura 2.1b). Los vermicompuestos analizados tuvieron en general mayores valores de Dap que los

compost obtenidos a partir de materiales vegetales. Esta característica puede ser atribuida al menor tamaño de partículas que se obtiene al final del proceso de vermicompostaje con respecto al proceso de compostaje. Es sabido que las lombrices encargadas del proceso de vermicompostaje consumen residuos orgánicos rápidamente y los fragmentan en partículas pequeñas cuando los residuos pasan a través del primer estómago (*grinding gizzard*) que es el encargado de la molienda (Ndegwa y Thompson, 2001).

Parámetros tales como, Pe y N-NO<sub>3</sub> no explicaron las diferencias existentes entre los materiales orgánicos analizados (autovectores de 0,06 en ambos casos) (Tabla 2.6).

A partir de la discusión y análisis de los resultados es posible seleccionar los siguientes parámetros: NT, COT, pH e IG debido a que estos parámetros son indicadores de las diferencias existentes entre las enmiendas analizadas.

El ACP evidenció que los materiales se localizan en áreas bien definidas (figura 2.1b), teniendo en cuenta las dos primeras componentes principales (CP1 y CP2). Sin embargo, la técnica de ACP es una técnica exploratoria, por tal motivo, con el objetivo de encontrar una regla de clasificación operativa que permita categorizar todas las muestras analizadas, en diferentes clases o categorías de calidad, se aplicará el método estadístico clasificatorio de Análisis Discriminante Lineal (ADL), a los materiales analizados.

### Construcción de las funciones discriminantes

En el ADL se define *a priori* del número de grupos, como así también, de los miembros de cada grupo. Los parámetros seleccionados (pH, IG, COT, NT) (figura 2.1.b) y los tres grupos obtenidos (figura 2.1a), con la técnica de ACP (denominados en adelante: **A**, **B** y **C**) fueron seleccionados para conformar la matriz de datos.

Tabla 2.8. Clasificación a priori de las enmiendas orgánicas analizadas en grupos **A**, **B**, **C**.

<b>Grupo A</b>	CV1, CV2, CV3, CV4, CV5 y CV6
<b>Grupo B</b>	CW1, VW1, CM1, VW2, CM2, CM3, CM4, CM5, VM1, VM2, VM3, VM4, VMW1, CW2, CM6 y CM7;
<b>Grupo C</b>	CW3, CF1, CF2, CF3, CF4 y CW4

Los materiales pertenecientes a estos grupos fueron clasificados a partir de un análisis de clasificación cruzada, obteniéndose un porcentaje de aciertos del 100% (Tabla 2.9).

Tabla 2.9. Tabla de clasificación cruzada de los grupos A, B y C.

Grupo	A	B	C	Total	% <i>Aciertos</i>
A	6	0	0	6	100
B	0	16	0	16	100
C	0	0	6	6	100
<b>Total</b>	6	16	6	28	100

Para completar el análisis se realizó un diagrama de dispersión (figura 2.2) con el eje canónico 1 y el eje canónico 2, donde puede observarse el agrupamiento de los materiales en los distintos grupos determinados a priori y su relación con los parámetros utilizados en la clasificación.

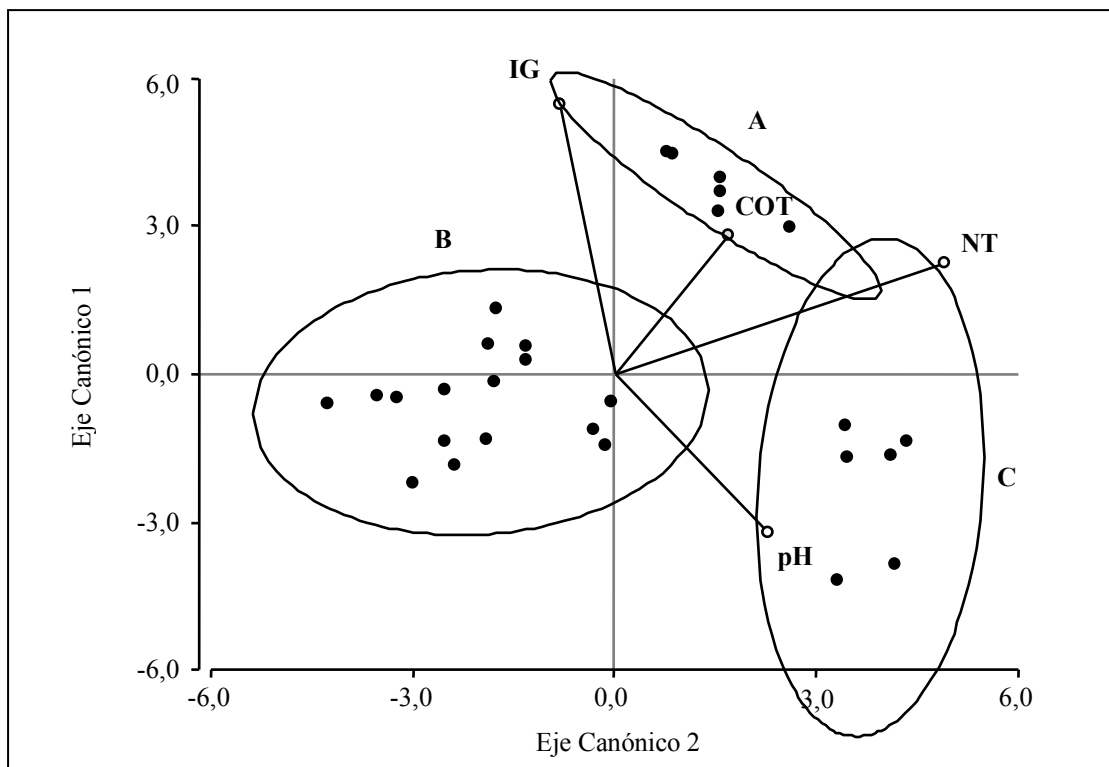


Figura 2.2. Diagrama de dispersión de los grupos de observaciones multivariadas (A, B y C) y sus variables asociadas (pH, NT, COT e IG) en el espacio discriminante. Los círculos corresponden a las elipses de predicción.

Las correspondientes funciones discriminantes (FD1 y FD2) estandarizadas por las covarianzas comunes utilizadas para la clasificación de las muestras (*i*) quedaron determinadas como:

$$FD_1 = 0,31 \text{ pH} + 0,21 \text{ COT} + 0,69 \text{ NT} - 0,13 \text{ IG}$$

$$FD_2 = -0,44 \text{ pH} + 0,39 \text{ COT} + 0,32 \text{ NT} + 0,76 \text{ IG}$$

A partir de estas funciones discriminante fue posible observar que el contenido de NT y el valor de pH fueron los parámetros más importantes en la conformación de la primera función discriminante (FD<sub>1</sub>), debido al valor de sus coeficientes (0,69 y 0,31 respectivamente).

Los parámetros más importantes en la conformación de la segunda función discriminante (FD<sub>2</sub>) fueron IG, pH, COT y NT, cuyos valores de coeficientes son: +0,76; -0,44 y +0,39 y +0,32 respectivamente.

Las muestras del grupo **A** presentaron altos valores de COT (597 a 610 g kg<sup>-1</sup>) y contenidos de NT (18,5 a 22,1 g kg<sup>-1</sup>), aceptables IG (120,2 a 136,0 %) y valores de pH (6,2 a 7,5) (Tabla 2.7). Estas características indican que si estos materiales se usan como enmiendas orgánicas pueden contribuir a mejorar las propiedades físicas y químicas del suelo, y además son inocuos para las plantas. Por lo cual se puede considerar a estas enmiendas como de *alta calidad*. Este grupo está constituido por enmiendas donde se utilizó residuos vegetales como material de partida. Benito *et al.*, (2006) realizaron determinaciones físicas y químicas a 12 diferentes compost provenientes de residuos de poda concluyendo que los mismos pueden ser un componente apto de los sustratos para plantas ornamentales mezclados con otros materiales ricos en nutrientes. Estudios previos indican que su compostaje permite obtener enmiendas orgánicas de alta calidad ya que, en general, este tipo de material original posee componentes orgánicos que se encuentran libres de contaminantes (Masaguer *et al.*, 1999).

El grupo denominado **C** correspondió a aquellas enmiendas orgánicas que en general presentaron altos contenidos de COT (396 a 607 g kg<sup>-1</sup>) y contenidos de NT (20,0 a 23,9 g kg<sup>-1</sup>) pero, valores poco aceptables de pH (8,82 a 10,28) e inapropiados valores

de IG (0 a 43,5) (Tabla 2.7); por lo tanto estos productos finales no podrían ser utilizados como enmiendas orgánicas en suelos agrícolas productivos. En función de lo expresado se podría definir a estas enmiendas como de *baja calidad*.

El grupo denominado **B**, incluyó al mayor porcentaje de productos finales (compost y vermicompuestos) analizados (57 %), los cuales tuvieron valores de parámetros tales como COT, pH, NT e IG intermedios entre los dos grupos anteriores (**A** y **C**) (Tabla 2.7). Por este motivo las enmiendas que se encuentran dentro del grupo B pueden ser consideradas de *calidad media*.

El grupo **B** incluyó al 57 % (16) de los compost y vermicompuestos estudiados, por esta razón, se consideró apropiado realizar un análisis estadístico a la matriz de datos conformada por este grupo con el objetivo de obtener una nueva clasificación de los compost y vermicompuestos integrantes del grupo **B**.

Se define *a priori* el número de grupos dentro de la matriz de datos del grupo **B**, (**B<sub>1</sub>**, **B<sub>2</sub>** y **B<sub>3</sub>**). Estos grupos se definen a priori, partiendo del conocimiento de las características del material original, el tiempo del proceso y los valores de algunos parámetros medidos. En función de este conocimiento previo es posible inferir que dentro del grupo B algunos materiales podrían lograr una mayor estabilidad, otros estarían estables, pero debido al material original no sería posible obtener una alta calidad aunque se prolongara el proceso y que otros materiales se procesaron mezclados con suelo o tenían presencia de material inerte (vidrios, plásticos, etc.). Por esta razón, los parámetros seleccionados para efectuar esta nueva clasificación fueron: COT y parámetros relacionados a criterios de estabilidad, tales como: CSA/NT e IG.

Tabla 2.10. Clasificación a priori de las enmiendas orgánicas analizadas en grupos **B<sub>1</sub>**, **B<sub>2</sub>** y **B<sub>3</sub>**.

<b>Grupo B<sub>1</sub></b>	CW1, VW1, VW2, CM2, VM2, VM3, CW2
<b>Grupo B<sub>2</sub></b>	CM3, CM4, VM1, VM4, VMW1
<b>Grupo B<sub>3</sub></b>	CM1, CM5, CM6, CM7

A partir de la aplicación de la técnica estadística de ADL a esta matriz de datos (Grupo **B**), los compost y vermicompuestos pertenecientes a este grupo fueron nuevamente clasificados en subgrupos con el objetivo de estudiar las características de las muestras incluidas en el grupo **B** y encontrar una regla de clasificación operativa para su discriminación. La matriz de clasificación se muestra en la Tabla 2.11.

Tabla 2.11. Tabla de clasificación cruzada del grupo **B** ( $B_1$ ,  $B_2$ ,  $B_3$ )

<i>Grupo</i>	$B_1$	$B_2$	$B_3$	<i>Total</i>	<i>%</i> <i>Aciertos</i>
$B_1$	7	0	0	7	100
$B_2$	0	5	0	5	100
$B_3$	0	0	4	4	100
<b>Total</b>	7	5	4	16	100

Nuevamente y con el objetivo de completar el análisis se realizó un diagrama de dispersión (figura 2.3) con el eje canónico 1 y el eje canónico 2, donde puede observarse el agrupamiento de los materiales dentro del grupo **B**, en los distintos sub-grupos determinados a priori y su relación con los parámetros utilizados en la clasificación.

Las correspondientes funciones discriminantes estandarizadas utilizadas para la clasificación de las muestras ( $i$ ) dentro del grupo **B** ( $FD_B$ ) quedaron determinadas por las siguientes ecuaciones:

$$FD1_B = - 1,14 \text{ COT} + 0,27 \text{ CSA/NT} - 0,24 \text{ IG}$$

$$FD2_B = - 0,28 \text{ COT} + 0,70 \text{ CSA/NT} - 0,85 \text{ IG}$$

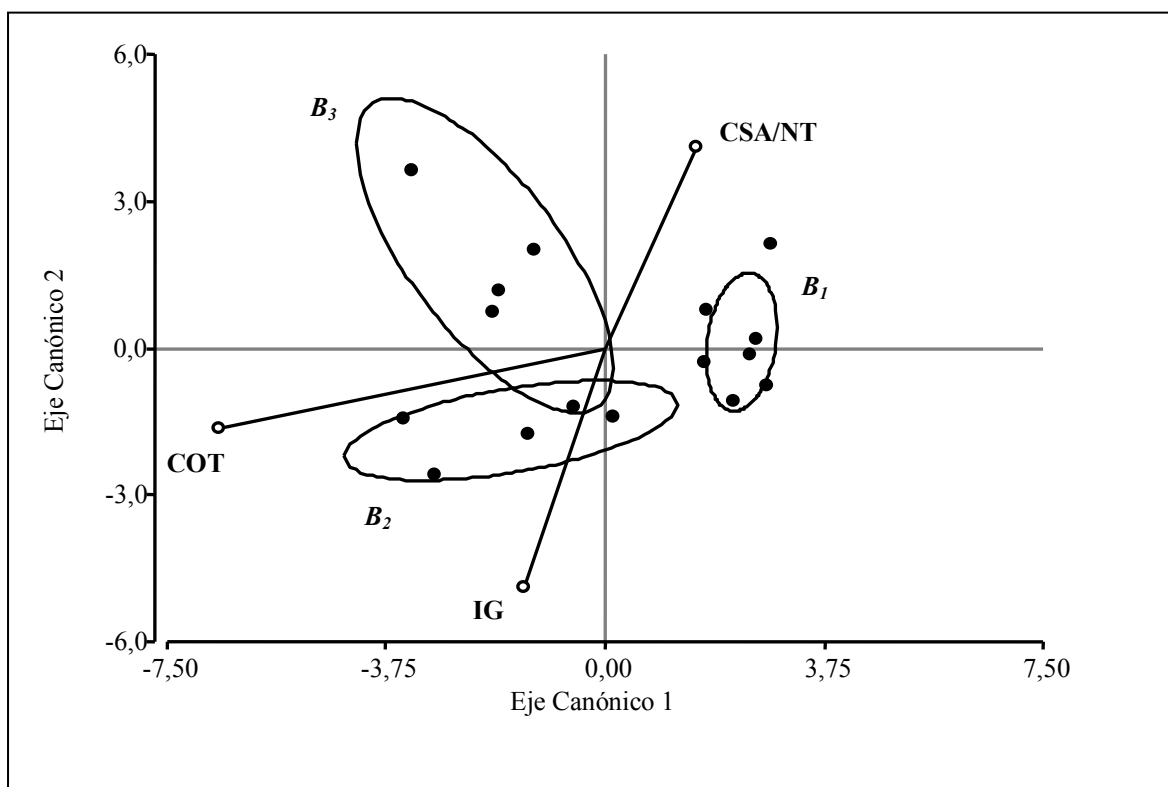


Figura 2.3. Representación gráfica de los grupos de observaciones multivariadas ( $B_1$ ,  $B_2$ ,  $B_3$ ) y sus variables asociadas (COT, IG y CSA/NT) en el espacio discriminante. Los círculos corresponden a las elipses de predicción.

A partir de la clasificación obtenida fue posible observar que los compost y vermicompuestos que integraron el subgrupo  $B_1$  fueron aquellos que presentaron un bajo contenido de COT (163 a 217 g kg<sup>-1</sup>), un valor de IG en el rango de 72 a 122 % y una relación CSA/NT comprendida entre 0,26 a 0,82 (Tabla 2.12). El bajo contenido de COT puede ser debido a la mezcla con suelo efectuada durante o al final del proceso de compostaje o la presencia de materiales inertes, sin embargo, los valores de IG sugieren que la enmienda se encuentra libre de sustancias fitotóxicas y/o de otros factores que inhiban la germinación y el crecimiento de las plantas.



Tabla 2.12. Rangos de variación de los principales parámetros para los sub-grupos ( $B_1$ ,  $B_2$  y  $B_3$ ) obtenidos a partir del ADL y valores de referencia citados en bibliografía.

<i>Parámetros analizados</i>	<i>Rango de Valores Grupo <math>B_1</math></i>	<i>Rango de Valores Grupo <math>B_2</math></i>	<i>Rango de Valores Grupo <math>B_3</math></i>	<i>Valores citados en bibliografía</i>
<b>COT</b>	163-217	255-390	351-450	> 200 (European Community, 2001) 350-400 (Seoáñez Calvo <i>et al.</i> , 2000)
<b>IG</b>	72-122	97-127	48-78	>50 % (Zucconi <i>et al.</i> , 1981) > 80 % (Lasaridi <i>et al.</i> , 2006)
<b>CSA/NT</b>	0,26-0,82	0,12-0,52	0,60-1,79	<0,7 (Hiu y Liu, 1995; Laos <i>et al.</i> , 2002)

**Unidades:** COT ( $\text{g kg}^{-1}$ )

El subgrupo denominado  $B_2$  incluyó materiales que presentaron contenidos de COT comprendidos en el rango de 255 a 390  $\text{g kg}^{-1}$ , valores elevados de IG (97 a 127 %) y bajas relaciones CSA/NT (0,12 a 0,52) (Tabla 2.12). A partir de este análisis es posible considerar que estos materiales han alcanzado un aceptable grado de estabilidad y no son fitotóxicos.

El subgrupo denominado  $B_3$  incluyó los enmiendas orgánicas que presentaron altos contenidos de COT (351 a 450  $\text{g kg}^{-1}$ ), pero, IG comprendidos en el rango de 48 a 78 % con relaciones CSA/NT comprendidas entre 0,60 a 1,79 (Tabla 2.12), indicando que no han alcanzado un grado de estabilidad aceptable y/o presentan fitotoxicidad (Lasaridi *et al.*, 2006).

El contenido de COT fue el parámetro que mostró mayor peso estadístico en la conformación de la  $FD1_B$ . Los otros parámetros importantes en la discriminación dentro del grupo **B** fueron IG y CSA/NT que conformaron la segunda función discriminante ( $FD2_B$ ).

## ASPECTOS RELEVANTES

El análisis de las 28 diferentes muestras de enmiendas orgánicas (compost y vermicompuestos) han mostrado la existencia de una amplia variación en algunos de los parámetros físicos, químicos y biológicos analizados.

Los materiales de partida, el tipo de proceso (compostaje o vermicompostaje), el tiempo del proceso, son algunas de las características que determinan las diferencias encontradas en las muestras analizadas, al menos de las muestras de las cuales se conoce el historial de obtención.

La gran variabilidad mostrada por los parámetros evaluados en los compost y vermicompuestos analizados, denota y remarca la necesidad de determinar y encontrar herramientas que permitan clasificar y categorizar este tipo de materiales a través de la utilización del menor número posible de parámetros y obtener una clasificación adecuada, fundamentalmente cuando no se conoce de manera completa el historial de la enmienda de la cual se dispone.

La metodología obtenida (modelo) no sólo soluciona el problema del conocimiento de la calidad de las enmiendas previo a su aplicación a los suelos de uso agrícola, sino que también podría ser utilizada durante un proceso (en diferentes fases de su evolución) con el objetivo de determinar el momento en el que la enmienda ha alcanzado un adecuado grado de *calidad*. Esta *calidad* es evaluada a través de los parámetros seleccionados y asegura que la enmienda pueda ser utilizada sin ocasionar daños al suelo o a las plantas. En función de lo expresado, estos aspectos serán analizados en el capítulo 3 de la presente tesis.

## CONCLUSIONES

A partir de este estudio, fue posible determinar que los parámetros que resultan más representativos en la *asignación de calidad* de enmiendas orgánicas (indicadores de calidad) son: **COT, IG, pH, NT y CSA**.

A través de la evaluación quemométrica, basada en el uso de las técnicas estadísticas tales como ACP y ADL sobre los datos obtenidos, fue posible clasificar a las enmiendas orgánicas analizadas en las siguientes categorías: **A**, **B<sub>1</sub>**, **B<sub>2</sub>**, **B<sub>3</sub>** y **C**; cada categoría posee características propias desde el punto de vista de sus propiedades y así es posible asignarle una *calidad*.

Las enmiendas orgánicas categorizadas como **A**, son las muestras que presentaron altos contenidos de COT y un adecuado grado de estabilidad y son materiales libres de fitotoxinas. Por lo tanto, este grupo podría ser considerado como *enmiendas orgánicas de alta calidad*.

A los materiales orgánicos pertenecientes al grupo **B** (categorizadas como *enmiendas orgánicas de media calidad*) fue posible separarlos en subgrupos (**B<sub>1</sub>**, **B<sub>2</sub>** y **B<sub>3</sub>**).

El subgrupo **B<sub>1</sub>** incluye a todos aquellas enmiendas orgánicas que presentaron bajos contenidos de COT, probablemente debido a que fueron mezcladas con suelo durante el proceso o luego de la obtención del producto final o que presentaban importantes contenidos de materiales inertes (vidrios, plásticos, metales, etc.), pero se encontraron libres de sustancias fitotóxicas.

El subgrupo **B<sub>2</sub>**, incluye a las enmiendas orgánicas que presentan altos valores de IG y una adecuada relación CSA/NT lo cual estaría indicando que las enmiendas han alcanzado un adecuado grado de estabilidad y están libres de fitotoxinas.

El subgrupo **B<sub>3</sub>** está constituido por aquellas enmiendas orgánicas que presentan un adecuado valor de COT pero que no han alcanzado un adecuado grado de estabilidad y/o presentan sustancias fitotóxicas.

Las enmiendas orgánicas categorizadas dentro del grupo **C**, corresponden a aquellas muestras que presentan un valor elevado de pH, CE, Na y PSI (compost y vermicompuestos salinos), por lo tanto, estos productos no son recomendables para su aplicación segura como enmiendas, pudiendo ocasionar daño a las plantas y deterioro del

recurso suelo. Las enmiendas que pertenecen a este grupo son categorizadas como ***enmiendas orgánicas de baja calidad***.

Con esta metodología es posible asignar una ***calidad*** a una enmienda orgánica, sin importar su historia previa (tipo de proceso, mezcla, tiempo etc.), con un número reducido de parámetros medidos y así recomendar su uso o los cuidados que se deberán tener para su aplicación (dosis, frecuencia de aplicación, etc.). Esto es posible midiendo los parámetros indicadores a las enmiendas de las cuales se quiera conocer su calidad y posteriormente incluyéndola dentro de la matriz de datos completa y realizando el ADL.

Como se observa en este capítulo el contenido de carbono orgánico total, como así también de sus fracciones, (ácidos húmicos y ácidos fúlvicos) resultaron ser parámetros significativos para la determinación de la calidad de las enmiendas. Sin embargo, al ser aplicados al suelo no sólo importa la cantidad de cada uno de ellos sino también la calidad de la materia orgánica contenida. Un criterio más abarcativo incluiría la evaluación de la calidad de las enmiendas orgánicas, tales como compost y vermicompuestos desde el estudio de las propiedades químicas y fisico-químicas de la materia orgánica y fundamentalmente de su fracción constitutiva más estable, los “ácidos húmicos” En este sentido, estos aspectos serán analizados dentro del capítulo 4 de la presente tesis.

## BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Abad, M., Noguera, P., Puchades, R., Maquieira, A., Noguera, V. 2002. Physico-chemical and chemical properties of some coconut corri dusts for use as a peat substitute for containerised ornamental plants. *Bioresource Technology* 82: 241-245.
- Adani, F., Genevini, P., Tambone, F. 1995. A new index of organic matter stability. *Compost Science and Utilization* 3: 25-37.
- Alonso-Salces, R., Herrero, C., Barranco, A., Lopez-Marquez, D., Berrueta, L., Gallo, B., Vicente, F. 2006. Polyphenolic compositions of Basque natural ciders: A chemometric study. *Food Chemistry* 97: 438-446.
- Aparna, C., Saritha, P., Himabindu, V., Anjaneyulu, Y. 2008. Techniques for evaluation of maturity for composts of industrially contaminated lake sediments. *Wastes Management* 28: 1773-1784.
- Atiyeh, R., Edwards, C., Subler, S., Metzger, J. 2001. Pig manure vermicompost as a component of a horticultural bedding plant medium: effects on physicochemical properties and plant growth. *Bioresource Technology* 78: 11-20.
- Balzarini, M., Bruno, C., Arroyo, A. 2005. Análisis de Ensayos Agrícolas Multiambientales. Ejemplos en Info-Gen. Ed. Brújas. Córdoba, Argentina, 104 pp
- Banegas, V., Moreno, J.L., Moreno, J.I., García, C., León, G., Hernández, T. 2007. Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust. *Waste Management* 27: 1317-1327.
- Benitez, E., Nogales, R., Elvira, C., Masciandaro, G., Ceccanti, B. 1999. Enzyme activities as indicators of the stabilization of sewage sludges composting with *Eisenia foetida*. *Bioresource Technology* 67: 297-303.
- Benito, M., Masaguer, A., Moliner, A., Arrigo, N., Palma, R. 2003. Chemical and microbiological parameters for the characterisation of stability and maturity of pruning waste compost. *Biol. Fert. Soils* 37: 184-189.
- Benito, M., Masaguer, A., Moliner, A., De Antonio, R. 2006. Chemical and physical properties of pruning waste compost and their seasonal variability. *Bioresource Technology* 97: 2071-2076.
- Benito, M., Masaguer, A., Moliner, A., Hontoria, C., Almorox, J. 2009. Dynamics of pruning waste and spent horse litter co-composting as determined by chemical parameters. *Bioresource Technology* 100: 497-500.
- Bernal, M.P., Alburquerque, J.A., Moral, R. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology* 100: 5444-5453.
- Bremner, J.M., Mulvaney, C.S. 1982. Nitrogen total. In: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (Eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 2*. American Society of Agronomy, Madison, pp. 371-378.
- Brito, G., Andrade, J., Havel, J., Diaz, C., Garcia, F., Peña-Méndez, E. 2006. Classification of some heat-treated liver pastes according to container type, using heavy metals content and manufacturers data, by principal components analysis and potential curves. *Meat Science* 74: 296-302.
- Bustamente, M.A., Paredes, C., Marhuenda-Egea, F.C., Pérez Espinosa, A., Bernal, M.P., Moral, R. 2008. Co-composting of distillery wastes with animal manure: Carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost stability. *Chemosphere* 72: 551-557.

- Campitelli, P.A., Velasco, M.I., Ceppi, S.B. 2006. Chemical and physicochemical characteristics of humic acid extracted from compost, soil and amended soil. *Talanta* 69: 1234-1239.
- Campitelli, P. and Ceppi, S. 2008. Chemical, physical and biological compost and vermicompost characterization: A chemometric study. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 90: 64-71.
- Ceppi, S.B., Velasco, M., de Pauli, C.P. 1999. Differential scanning potentiometry: surface charge development and apparent dissociation constant of natural humic acids. *Talanta* 50: 1057-1063.
- Chanyasak, V., Kutoba, H. 1981. Carbon/organic nitrogen ratio in water extract as measure of composting degradation. *Journal of Fermentation Technology* 59: 215-219.
- Charest, M.H., Antoun, H., Beauchamp, C.S. 2004. Dynamics of water soluble carbon substances and microbial populations during the composting of de-inking paper sludge. *Bioresource Technology* 91: 63-67.
- Chen, Y. 2003. Nuclear magnetic resonance, Ingra-red and pyrolysis studies of solid organic waste compost. *Compost Science & Utilization* 11: 152-168.
- Costa, F., García, C., Hernández, T., Polo, A. 1991. Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utilización. CSIC, Murcia, 181 pp.
- Cunha-Queda, A., Vallini, G., Agnolucci, M., Coelho, C., Campos, L., de Sousa, R. 2002. Microbial and chemical characterization of compost at different levels of maturity, with evaluation of phytotoxicity and enzymatic activities. In: Insam, N. Riddech and S. Krammer, Editors, *Microbiology of Composting*, Springer Verlag, Heidelberg, pp 345-355.
- Day, M., Krzymien, M., Shaw, K., Zaremba, L., Wilson, W., Botden, C., Thomas, B. 1998. An investigation of the chemical and physical changes occurring during commercial composting. *Compost Science and Utilization* 6: 44-66.
- European Community. 2001. Establishing Ecological Criteria for the Award of the Community Eco-label to Soil Improvers and Growing Media. Decision 688, 35 pp.
- Drozd, J., Jamroz, E., Licznar, M., Licznar, S.E., Weber, J. 1997. Organic matter transformation and humic indices of compost maturity stage during composting of municipal solid wastes. In: Drozd, J., Gonet, S.S., Senesi, N., Weber, J. (Eds.). *Proceedings of the 8th Meeting of the IHSS: The Role of Humic Substances in the Ecosystems and in Environmental Protection*. Wroclaw, Poland, pp 855-863.
- García C., Hernández T., Costa C., Ayuso M. 1992. Evaluation of the maturity of municipal waste compost using simple chemical parameters. *Comm. Soil Science Plant Analysis* 23: 1501-1502.
- Gaur, A.C., Singh, G., 1995. Recycling of rural and urban wastes through conventional and vermicomposting. In: Tandon, H.L.S. (Ed.), *Recycling of Crop, Animal, Human and Industrial Wastes in Agriculture*. Fertilizer Development and Consultation Organization, New Delhi, 31-49 pp.
- Goyal, S., Dhull, S., Kapoor, K. 2005. Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity. *Bioresource Technology* 96: 1584-1591.
- Harada, Y., Inoko, A. 1980. Relationship between cation-exchange capacity and degree of maturity of city refuse composts. *Soil Sci. Plant Nutr.* 26: 353-362.
- He, S.T., Logan, T.J., Traina, S. 1995. Physical and chemical characteristics of selected U.S. municipal solid-waste composts. *Journal of Environmental Quality* 24: 543-552.

- Helena, B., Pardo, R., Vega, M., Barrado E., Fernandez, J., Fernandez, L. 2000. Temporal evolution of ground-water composition in an alluvial aquifer) pisuerga River, Spain by principal component analysis. *Water Resourch* 34: 807-816.
- Hogg, D., Favoino, E., Centemero, M., Caimi, V., Amlinger, F., Devliegher, W., Brinton, W., Antler, S. 2002. Comparison of compost standards within the EU, North America and Australia, The Waste and Resources Action Programme (WRAP), Oxon, UK, 97 pp.
- Hoitink, H. and Boehm, M. 1999. Biocontrol within the context of soil microbial communities: a substrate-dependent phenomenon. *Annual Review of Phytopathology* 37: 427-446.
- Hoitink, H., Stone, A. Han, D. 1997. Suppression of plant diseases by composts. *HortScience* 32: 184-187.
- Hsu, J.H. and Lo, S.L. 1999. Chemical spectroscopic analysis of organic matter transformation during composting of pig manure. *Environmental Pollution* 104: 189-196.
- Huang, G., Fang, M., Wu, Q., Zhou, L., Liao, X., Wong, J. 2001a. Co-composting of pig manure with leaves. *Environmental Technology* 22: 1203-1212.
- Huang, G., Wu, Q., Li, F., Wong, J. 2001b. Nitrogen transformation during pig manure composting. *Journal of Environmental Science* 13: 401-405.
- Hue, N.V. and Liu, J. 1995. Predicting compost stability. *Compost Science & Utilization* 3: 8-15.
- Iannotti, D., Grebus, M., Toth, B., Madden, L., Hoitink, H. 1994. Oxygen respirometry to assess stability and maturity of composted municipal solid waste. *Journal of Environmental Quality* 23: 1177-1183.
- Inbar, Y., Hadar, Y., Chen, Y. 1993. Recycling of cattle manure: the composting process and characterization of maturity. *Journal of Environmental Quality* 22: 857-863.
- InfoStat. 2004. InfoStat versión 2004. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Ed. Brujas, Córdoba, Argentina.
- Itavaara, M., Venelampi, O., Vikman, M., Kapanen, A. 2002. Compost maturity-Problems associated with testing. In: Insam, H., Riddech, N., Klammer, S. (Eds), *Microbiology of Composting*. Springer Verlag, Heidelberg, pp. 373-382.
- Jager, A., Onduru, D., Van Wijk, M., Vlaming, J., Gachini, G. 2001. Assessing sustainability of low external input farm management systems with the nutrient monitoring approach: a case study in Kenya. *Agric. Syst.* 69: 99-118.
- Johnson, R., Wichern, D. 1992. *Applied Multivariate Statistical Analysis*. 3rd Ed. Prentice-Hall International, Englewood Cliffs, New Jersey, USA, 642 pp.
- Kononova, M. 1966. *Soil organic matter*. 2<sup>a</sup> Ed. Pergamos Press, Oxford. 404 pp.
- Lasaridi, K., Protopapa, I., Kotsou, M., Pilidis, G., Manios, T., Kyriacou, A. 2006. Quality assessment of composts in the Greek market: The need for standards and quality assurance. *Journal of Environmental Management* 80: 58-65.
- Laos, F., Mazzarino, M.J., Walter, I., Roselli, L., Satti, P., Moyano, S. 2002. Composting of fish offal and biosolids in northwestern Patagonia. *Bioresource Technology* 81: 179-186.
- Lazcano, C., Gómez-Brandón, M., Domínguez, J. 2008. Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure. *Chemosphere* 72: 1013-1019

- Masaguer, A., De Antonio, R., Benito, M., Palma, R., Arrigo, N. 1999. Compostaje, una alternativa tecnológica para el tratamiento de residuos verdes. *Gerencia ambiental* 60: 726-729.
- Masciandaro, G., Ceccanti, B., Garcia, C. 2000. "In situ" vermicomposting of biological sludges and impacts on soil quality. *Soil Biology & Biochemistry* 32: 1015-1024.
- Massart, D. 1997. Medische en farmaceutische toepassingen van de hoofdcomponentenanalyse. Uit: *Verhandelingen van de Koninklijke Academie voor Geneeskinde van België*. LIX: 287-325.
- Mathur, S.P., Owen, G., Dinel, H., Schnitzer, M. 1993. Determination of compost biomaturity. I. Literature-review. *Biological Agriculture and Horticulture* 10: 65-85.
- Mondini, C., Insam, H. 2003. Community level physiological profiling as a tool to evaluate compost maturity: a kinetic approach. *European Journal of Soil Biology* 39: 141-148.
- Ndegwa, P., Thompson, S. 2001. Integrating composting and vermicompostin in the treatment and bioconversion of biosolids. *Bioresource Technology* 76: 107-112.
- Ouatmane, A., Dorazio, V., Hafidi, M., Revel, J., Senesi, N. 2000. Elemental and spectroscopic characterization of humic acids fractioned by gel permeation chromatography. *Agronomie* 20: 491-504.
- Page, A. L., Miller, R. H., Keeney, D. R. 1982 *Methods of soil analysis*. Parte: 2 *Agron. Monogr.* 9 A.S.A. y SSSA, Madison, Wisconsin, pp 595-622.
- Palm, A., Gachengo, C., Delve, R., Cadisch, G., Giller, K. 2001. Organic inputs for soil fertility management in tropical agroecosystems" application o fan organic resource database. *Agric. Ecosyst. Environ.* 83: 27-42.
- Pascual, J.A., Ayuso, M., García, C., Hernández, T. 1997. Characterization of urban wastes according to fertility and phytotoxicity paramenters. *Waste Management and Research* 15: 103-112.
- Pascual, J.A., García, C., Hernández, T. 1999. Comparison of fresh and composted organic waste in their efficacy for the improvement of arid soil quality. *Bioresource Technology* 68: 255-264.
- Pertusatti, J. y Prado, A.G.S. 2007. Buffer capacity of humic acid: thermodynamic approach. *J. Colloid Interface Sci.* 314: 484-489.
- Quédraogo, E., Mando, A., Zombré, N. 2001. Use of compost to improve soil properties and crop productivity Ander low input agricultural system in West Africa. *Agric. Ecosyst. Environ.* 84: 259-266.
- Ranalli, G., Bottura, G., Taddei, P., Garavani, M., Marchetti, P., Sorlini, C. 2001. Composting of solid and sludge residues from agricultural and food industries. Bioindicators of monitoring and compost maturity. *Journal Environmental Science Health* 36: 415-436.
- Recous, S., Robin, D., Darwis, D., Mary, B. 1995. Soil organic N avaibility: effect ib maize residue decomposition. *Soil Biology & Biochemistry* 27: 1529-1538.
- Robin, D. 1997. Intérêt de la caractérisation biochimique por l'évaluation de la proportion de matière organique stable après décomposition dans le sol et la classification des produits organo-minéraz. *Agronomie* 17: 157-171.
- Roletto, E., Barberis, R., Consignlid, M., Jodice, R. 1985. Chemical parameters for evaluation compost maturity. *Biocycle March*: 46-48.
- Said-Pulliciono, D., Erriquens, F.G., Gigliotti, G. 2007. Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their



- influence on compost stability and maturity. *Bioresource Technology* 98: 1822-1831.
- Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Bernal, M.P. 2001. The water-soluble organic fraction and its relationship with the degree of maturity of organic matter during composting. *Bioprocessing of Solid Waste and Sludge* 1: 1-9.
- Sapek, B., Sapek, A. 1999. Determination of optical properties in weakly humified samples. In: Dziadowiec, H., Gonet, S. (Eds.), *The study of soil organic matter- the methodical Guide*. Warszawa, Poland (in polish), 688 pp.
- Saviozsi, A., Levi-Minzi, R., Rinaldi, R. 1988. Maturity evaluating of organic waste. *Biocycle March*: 54-58.
- Senesi, N., 1989. Composted materials as organic fertilizers. *Science and Total Environment* 81/82: 521-542.
- Seoáñez Calvo, M., Velasco, E., Ladaria Sureda, P., Seoáñez Oliet, P. 2000. *Tratado de reciclado y recuperación de productos de los residuos*, ed. Mundi-Prensa (Eds.), Madrid. España, 605 pp.
- Sims, J. R. y Haby V. A. 1971. Simplified colorimetric determination of soil organic matter. *Soil Science* 112: 137-141.
- Soumaré, M., Demeyer, A., Tack, F.M.G., Verloo, M.G. 2002. Chemical characteristics of Malian and Belgian solid waste composts. *Bioresource Technology* 81: 97-101.
- Stamatiadis, S., Werner, M., Buchanan, M., 1999. Field assessment of soil quality as affected by compost and fertilizer application in a broccoli field (San Benito County, California). *App. Soil Ecol.* 12: 217-225.
- Tang, J.C., Inoue, Y., Yasuta, T., Yoshida, S., Katayama, A. 2003. Chemical and microbial properties of various compost products. *Soil Science and Plant Nutrition* 49: 273-280.
- Thomsen, M., Lassen, P., Dobel, S., Carlsen, L., Mogensen, B. 2002. Characterisation of humic materials of different origin: A multivariate approach for quantifying the latent properties of dissolved organic matter. *Chemosphere* 49: 1327-1337.
- Tognetti, C., Mazzarino, M. J., Laos, F. 2007. Improving the quality of municipal organic waste compost. *Bioresource Technology* 98: 1067-1076.
- Tomati, U., Madejon, E., Galli, E. 2000. Evolution of humic acid molecular weight as an index of compost stability. *Compost Science & Utilization* 8: 108-114.
- Veeken, A., Nierop, K., Wilde, V., Hamelers, B., 2000. Characterization of NaOH-extracted humic acids during composting of a biowaste. *Bioresource Technology* 72: 33-41.
- Wang, P., Changa, C., Watson, M., Dick, W., Chen, Y., Hoitink, H. 2004. Maturity indices for composted dairy and pig manure. *Soil Biology & Biochemistry* 36: 767-776.
- Wu, L., Ma, L. 2002. Relationship between compost stability and extractable organic carbon. *Journal of Environmental Quality* 31: 1323-1328.
- Zbytniewski, R., Kosobucki, P., Kowalkowski, T., Buszewski, B. 2002. The comparison study of compost to natural organic matter samples. *Environment Science and Pollution Research* 1: 68-74.
- Zbytniewski, R. and Buszewski, B. 2005. Characterization of natural organic matter (NOM) derived from sewage sludge compost. Part 2: multivariate techniques in the study of compost maturation. *Bioresource Technology* 96: 479-484.
- Zmora-Nahum, S., Markovitch, O., Tarchitzky, J., Chen, Y. 2005. Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. *Soil Biology & Biochemistry* 37: 2109-2116.

- Zmora-Nahun, S., Hadar, Y., Chen, Y. 2007. Physico-chemical properties of commercial composts varying in their source materials and country of origin. *Soil Biology & Biochemistry* 39: 1263-1276.
- Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., de Bertoldi, M. 1981. Evaluating toxicity in immature compost. *Biocycle* 22: 54-57.

# EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DURANTE UN PROCESO DE COMPOSTAJE-VERMICOMPOSTAJE DE ESTIÉRCOL A TRAVÉS DE ANÁLISIS QUEMOMÉTRICO

## INTRODUCCIÓN

En los últimos años, los sistemas de producción animal que se conducen de manera intensiva, es decir, en pequeñas áreas y con altas densidades de animales, generan grandes cantidades de estiércoles. Estos sistemas puede ocasionar problemas ambientales graves, olores y contaminación de suelos y de agua (Elwell *et al.*, 2001; Gay *et al.*, 2003).

El vertido de los estiércoles animales a los suelos agrícolas ha contaminado a las aguas profundas causando importantes riesgos para la salud de la población, a causa de la contaminación con nutrientes y con microorganismos (Butler *et al.*, 2001; Aira y Domínguez, 2009).

Por lo tanto, este tipo de residuos debe ser tratado apropiadamente a través de algún proceso de estabilización-maduración. Este proceso involucra la descomposición de los residuos orgánicos hasta que los mismos no presenten riesgos, lo cual en general se ve reflejado en un descenso de la actividad microbiana y de los contenidos de compuestos lábiles (Benito *et al.*, 2003). La aplicación de estiércoles no procesados al suelo puede tener efectos adversos sobre el crecimiento de las plantas o la germinación de las semillas (Hoekstra *et al.*, 2002).

El compostaje y/o vermicompostaje de los estiércoles puede ser visto como una tecnología que proporciona valor agregado, generando un producto de alta calidad para múltiples usos agrícolas. El compostaje y el vermicompostaje son dos de los procesos más estudiados y más utilizados en la estabilización biológica de los residuos sólidos orgánicos (Lazcano *et al.*, 2008).

Existen numerosas investigaciones relacionadas al estudio del proceso de compostaje y la evaluación de métodos para describir la estabilidad y madurez de los materiales compostados en relación a su uso agrícola (Lasaridi y Stentiford, 1998; Wu *et al.*, 2000; Brewer y Sullivan, 2003; Chica *et al.*, 2003; Cooperband *et al.*, 2003; Zmora-Nahum *et al.*, 2005; Tang *et al.*, 2006). Usualmente se trata del estudio de compost específicos en los cuales los resultados alcanzados se encuentran limitados al producto final en cuestión (Zmora-Nahum *et al.*, 2007)

Uno de los principales requerimientos para una aplicación segura de las enmiendas orgánicas en suelos de uso agrícola es el grado de estabilidad y madurez que las mismas hayan alcanzado (Castaldi *et al.*, 2008). La estabilidad y madurez de un compost han sido estudiadas desde diferentes aspectos. La estabilidad puede ser expresada en función de la actividad microbiana y evaluada a través de técnicas respirométricas (Iannotti *et al.*, 1994; Lasaridi y Stentiford, 1998; Adani *et al.*, 2003), o bien, a través del Índice de germinación o con bioensayos con plantas y semillas (Zucconi *et al.*, 1985; Bernal *et al.*, 1998; Mari *et al.*, 2003; Emino y Warman, 2004; Albuquerque *et al.*, 2006; Fuentes *et al.*, 2006). Sin embargo, la fitotoxicidad puede ser causada por otros factores tales como el exceso de sales (Lasaridi *et al.*, 2006; Campitelli y Ceppi, 2008). La madurez de la MO que ha sido alcanzada durante el proceso de humificación, puede ser evaluada, entre otros parámetros, a través de las relaciones CAH/CAF, relaciones de absorbancia  $E_4/E_6$  o analizando la estructura de las SH (Chefetz *et al.*, 1998 a,b; Sánchez Monedero *et al.*, 1999; Pichler y Kögel-Knabner, 2000; Amir *et al.*, 2003; Domeizel *et al.*, 2004; Rivero *et al.*, 2004).

La calidad de los compost puede ser evaluada a través de técnicas físicas, químicas y biológicas (Jiménez y García, 1989). Sin embargo, es crucial la definición de técnicas analíticas confiables y de sencilla medición con el objetivo de monitorear y caracterizar el proceso de compostaje para controlar la calidad del mismo (Mondini *et al.*, 2004).

De acuerdo a los resultados obtenidos en investigaciones previas (Campitelli y Ceppi, 2008) y en concordancia por lo observado por otros autores (Tiquia *et al.*, 1996; Bernal, *et al.*, 1998; Brewer y Sullivan, 2003) la fitotoxicidad es uno de los criterios más

importantes en la evaluación de la admisibilidad de un compost con propósitos agrícolas. El Índice de Germinación (IG) es usado para evaluar la fitotoxicidad de los compost (Bernal *et al.*, 1998). Sin embargo, según algunos autores, (Tiquia *et al.*, 1996; Bernal *et al.*, 1998; Brewer y Sullivan, 2003), los resultados obtenidos a partir del IG deben interpretarse con precaución ya que dependen de las semillas utilizadas y del material original utilizado en la elaboración del compost.

Otros criterios importantes son el pH, contenido de COT y de NT que mostraron ser parámetros de alta variabilidad entre muestras (Zmora-Nahum, 2007; Campitelli y Ceppi, 2008).

El Carbono orgánico soluble en agua (CSA) es uno de los parámetros biológicamente activos más confiables que permite definir la estabilidad de los compost (Castaldi *et al.*, 2008). El CSA de los materiales inestables consiste fundamentalmente en azúcares, hemicelulosa, sustancias fenólicas, aminoácidos, péptidos y otros compuestos fácilmente degradables (Hsu y Lo, 1999).

Tomando en consideración que fue posible categorizar enmiendas orgánicas (compost y vermicompuestos) de características diferentes a partir de algunos parámetros que mostraron ser más representativos, el objetivo del presente capítulo es determinar la calidad de un material particular (estiércol de conejo) que se procesó a través de un compostaje seguido de vermicompostaje utilizando el método de categorización obtenido en el capítulo 2 y evaluar a través de diversos indicadores el grado de humificación de la MO durante el proceso.

## **MATERIALES**

Se utilizó estiércol de conejo, como material de partida para realizar el proceso, obtenido de un establecimiento de producción orgánica. El material fue sometido al siguiente proceso: se realizó una pila de 2 m de ancho, 5 m de largo y 0,50 m de altura, con riegos y volteos semanales para mantener condiciones de humedad y oxigenación adecuadas. La fase activa del proceso concluyó cuando la temperatura de la pila descendió hasta alcanzar aproximadamente la temperatura ambiente (50 días). La pila permaneció en

proceso controlado de compostaje durante 90 días desde el armado de la pila y posteriormente se sembraron las lombrices californianas (*Eisenia foetida*) que permanecieron hasta el final del proceso, a los 210 días desde el armado de la pila.

Se tomaron muestras al azar de 10 sitios diferentes ubicados en el centro de la pila para generar muestras compuestas. Los momentos de muestreo fueron: durante la fase termofílica (inicio del proceso); durante la fase de compostaje y al final de la fase de vermicompostaje (Tabla 3.1).

Tabla 3.1. Denominación de la muestra, fase en el que fue tomada y tiempo de muestreo.

<i>Denominación</i>	<i>Fase del proceso</i>	<i>Momento de muestreo (días)</i>
<b>CM8</b>	inicio del proceso	30
<b>CM9</b>	compostaje	90
<b>VM5</b>	vermicompostaje	210

## MÉTODOS

Las muestras fueron acondicionadas de acuerdo a lo detallado en el capítulo 2. Las determinaciones físicas, químicas y biológicas se llevaron a cabo por triplicado y de acuerdo a las técnicas descriptas precedentemente (capítulo 2).

Se calcularon indicadores de humificación de acuerdo a las siguientes expresiones (Roletto *et al.*, 1985; Ciavatta *et al.*, 1988).

- Tasa de humificación (**TH**) =  $\frac{CSH}{COT} \times 100$
- Índice de humificación (**IH**) =  $\frac{CAH}{COT} \times 100$
- Porcentaje de ácidos húmicos (**%AH**) =  $\frac{CAH}{CSH} \times 100$

- Tasa de polimerización (TP) =  $\frac{CAH}{CAF}$

## Procedimiento estadístico: Análisis de datos y procedimientos quemométricos

La evaluación quemométrica se llevó a cabo siguiendo la técnica multivariada de Análisis Discriminante Lineal (ADL). El análisis estadístico se realizó utilizando InfoStat Software (2004). Para la categorización de estas nuevas enmiendas se utilizó la matriz de datos completa, que incluyó todas las muestras analizadas en el capítulo 2 (un total de 31 muestras) y los parámetros evaluados fueron aquellos que resultaron relevantes en la discriminación (pH, NT, IG y COT).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los datos de las determinaciones realizadas a las muestras, en las tres fases del proceso de compostaje-vermicompostaje (**CM8**: inicio del proceso; **CM9**: compostaje y **VM5**: vermicompostaje), se ordenan en las siguientes tablas: Tablas de Determinaciones químicas generales (Tabla 3.2); Tabla de determinaciones químicas relacionadas al contenido de carbono (Tabla 3.3) y Tabla de determinación Biológica (Tabla 3.4).

Tabla 3.2. Determinaciones Químicas Generales.

<i>Denominación</i>	<i>pH</i>	<i>CE</i>	<i>NT</i>	<i>N-NO<sub>3</sub></i>
<b>CM8</b>	9,23 a	1,78 a	20,6 a	396 a
<b>CM9</b>	9,15 a	2,43 b	14,9 b	303 b
<b>VM5</b>	8,51 b	2,65 b	14,2 b	272 c

CE (Conductividad eléctrica) expresado en  $\text{dS m}^{-1}$ ; NT (Nitrógeno Total) expresado en  $\text{g kg}^{-1}$  y N-NO<sub>3</sub> (nitratos) expresado en  $\text{mg kg}^{-1}$ . Letras diferentes (a-b-c) en la misma columna indican diferencias significativas de acuerdo al test de Tukey ( $\alpha \leq 0,05$ ).

Tabla 3.3. Determinaciones Químicas relacionadas al contenido de carbono e índices de estabilidad.

<i>Denominación</i>	<i>Cox</i>	<i>COT</i>	<i>CSA</i>	<i>COT/NT</i>	<i>CSA/NT</i>
<b>CM8</b>	191,5 a	620,5 a	45,5 a	30.1 a	2,2 a
<b>CM9</b>	138,2 b	403,7 b	15,3 b	27.1 b	1,0 b
<b>VM5</b>	117,6 c	379,7 c	8,0 c	26.7 b	0,6 c

Cox (Carbono Oxidable); COT (Carbono Orgánico Total) y CSA (Carbono Soluble en Agua) expresados en g kg<sup>-1</sup>, COT/NT (relación Carbono Orgánico Total/Nitrógeno Total) y CSA/NT (Carbono Soluble en Agua/Nitrógeno Total). Letras diferentes (a-b-c) en la misma columna indican diferencias significativas de acuerdo al test de Tukey ( $\alpha \leq 0,05$ ).

Tabla 3.4. Determinación biológica de Índice de Germinación (IG)

<i>Denominación</i>	<i>IG</i>
<b>CM8</b>	9,65 a
<b>CM9</b>	72,03 b
<b>VM5</b>	81,47 c

IG (Índice de germinación) expresado en porcentaje. Letras diferentes (a-b-c) en la misma columna indican diferencias significativas de acuerdo al test de Tukey ( $\alpha \leq 0,05$ ).

### **Calidad de la enmienda en función de la evolución del proceso de compostaje-vermicompostaje**

Los criterios de calidad para los compost son establecidos en términos de: contenido de nutrientes, estabilidad y humificación de la MO, sanidad, presencia de compuestos tóxicos (metales pesados, sales, compuestos xenobióticos, etc.) (Bernal *et al.*, 2009). En este capítulo se analizará la evolución de la estabilidad y madurez de la enmienda a partir de parámetros relevantes citados en bibliografía y luego con el uso de las técnicas desarrolladas en el capítulo 2 se les asignara una categoría de calidad a las muestras tomadas en diferentes momentos del proceso.



## Análisis de los parámetros químicos generales

El estiércol de conejo que fue apilado durante 30 días (**CM8**) presentó un elevado valor de pH (9,23) (Tabla 3.2), que resulta perjudicial tanto para el suelo como para la germinación y crecimiento de las plantas. Durante el proceso de mineralización de las proteínas, amino ácidos y péptidos se libera amoníaco volátil ( $\text{NH}_3$ ) que contribuyen a un incremento en el valor de pH (Said-Pullicino *et al.*, 2007).

En la medida que el proceso de compostaje-vermicompostaje avanzó, los valores de pH disminuyeron hasta alcanzar, al final del proceso (**VM5**), un valor inferior al valor límite aceptado por las normativas internacionales (Tabla 3.2) (Hogg *et al.*, 2002). Algunos autores adjudican la disminución en el valor de pH a la generación de ácidos orgánicos de bajo peso molecular producidos por la descomposición de las fracciones de materia orgánica más fácilmente degradables (Bertrán *et al.*, 2004). Sin embargo, en este estudio no se observó un cambio estadísticamente significativo del pH entre el estado inicial (**CM8**) y el material obtenido después de 90 días de proceso de compostaje (**CM9**), probablemente debido al corto tiempo de estabilización del material original (estiércol de conejo). El valor de pH entre los materiales **CM9** y **VM5** mostró una disminución estadísticamente significativa (Tabla 3.2). Este comportamiento pudo ser debido a la mineralización de los compuestos de nitrógeno y fósforo, liberación de dióxido de carbono y ácidos orgánicos provenientes del metabolismo microbiano y la producción de AH y AF (Ndegwa y Thompson, 2001; Kaushik y Garg, 2004; Lazcano *et al.*, 2008).

El contenido de NT de la enmienda orgánica **CM8** (Tabla 3.2) fue similar al encontrado en otros estiércoles, como el de porcinos, aves de corral y vacunos (Tiquia y Tam, 1998; Goyal *et al.*, 2005; Tang *et al.*, 2006). Con el tiempo del proceso, se produjo una pérdida en el contenido de NT de aproximadamente un 30 % entre la fase inicial (**CM8**) y la fase final del proceso de vermicompostaje (**VM5**), sin embargo esta disminución se encontró por debajo del 60%, observado por otros autores en estiércol porcino (58 %), en cama de pollo (46 %) y en estiércol vacuno (46%) (Tiquia y Tam, 2002; Changa *et al.*, 2003; Larney *et al.*, 2006). La mayor pérdida de nitrógeno, ocurrió durante la primera fase del proceso (período de compostaje), y no fue significativa

durante la etapa de vermicompostaje, probablemente debido a la formación de compuestos estables de nitrógeno, menos susceptibles a la volatilización, denitrificación y percolación. El descenso en el contenido de NT en los estadios tempranos de descomposición pudo deberse a la pérdida de N en forma de  $\text{NH}_3$  gaseoso. Esto puede estar condicionado por la relación COT/NT de partida, la frecuencia de volteos, el tamaño de partículas y el tipo de agente estructurante (Eghball *et al.*, 1997; Sánchez-Monedero *et al.*, 2001; Parkinson *et al.*, 2004; Goyal *et al.*, 2005).

En el transcurso del proceso de compostaje-vermicompostaje sería factible esperar un incremento en el contenido de  $\text{N-NO}_3^-$  a causa de la mineralización del nitrógeno orgánico, sin embargo, como se observó en la Tabla 3.2, el contenido de  $\text{N-NO}_3^-$  descendió con el tiempo del proceso, probablemente debido a alta solubilidad de los nitratos en agua y al alto contenido de humedad que debió mantenerse en el proceso de vermicompostaje (75-80%), que provocó que estos compuestos fueran perdidos con los lixiviados. Estas pérdidas por lixiviación pueden ser debidas a que las pilas no contaban con sistemas que posibiliten la recolección y recirculación de los líquidos (Bernal *et al.*, 2009).

El valor de conductividad eléctrica (CE) es un buen indicador de la aceptabilidad y el uso seguro de compost y vermicompuestos con propósitos agrícolas (Lazcano *et al.*, 2008). A medida que el proceso avanzó, se observó un aumento en el valor de la CE del 49% desde el estado inicial hasta el final del proceso de vermicompostaje (Tabla 3.2). Este parámetro aumentó después de la fase activa de compostaje debido a la liberación de sales soluble como el amonio y los fosfatos como resultado de la degradación de los compuestos más lábiles en el estadio termofílico del compostaje. Un comportamiento similar fue observado por varios autores (Villar *et al.*, 1993; Lazcano *et al.*, 2008). El aumento de la conductividad puede ser atribuido además, al aumento de la concentración relativa de los iones debido a la pérdida de masa de la pila (Paredes *et al.*, 2001). La CE en el vermicompuesto obtenido se encontró por debajo del valor límite ( $3 \text{ dS m}^{-1}$ ) aceptado para la aplicación segura de este tipo de materiales en suelos agrícolas (Soumaré *et al.*, 2002).

## **Análisis de las determinaciones químicas relacionadas al contenido de carbono e Índices de estabilidad**

La reducción en el contenido de carbono orgánico total (COT) entre el estado inicial (**CM8**) y final del proceso de vermicompostaje (**VM5**) fue de un 41 % (Tabla 3.3). Este porcentaje de disminución fue inferior al observado por otros autores en estiércoles de ganado vacuno y porcino compostados con volteos (Bernal *et al.*, 2009). Esta reducción es atribuible a la mineralización de la materia orgánica que resulta en el desprendimiento del CO<sub>2</sub> y la producción de calor. La tasa de degradación de la materia orgánica decrece gradualmente a medida que el proceso de compostaje avanza debido a que en el final del proceso se reducen las fuentes de carbono disponible, y las reacciones de síntesis, polimerización de compuestos orgánicos (humificación) prevalecen sobre la mineralización. En este sentido, se observó que la mayor pérdida de COT ocurrió entre la fase inicial (**CM8**) y el período de compostaje (**CM9**) y fue aproximadamente del 35%. La menor pérdida de COT, que se observó entre la fase **CM9** y **VM5**, fue indicativa de una menor mineralización de la materia orgánica y por lo tanto, de una mayor estabilidad del producto luego de la fase biooxidativa (compostaje). Este mismo comportamiento fue observado por otros autores (Bernal *et al.*, 1996; Paredes *et al.*, 2000, 2001; Bustamante *et al.*, 2008; Bernal *et al.*, 2009).

Generalmente el decrecimiento en el contenido del CSA, es utilizado como un indicador de la estabilidad de los materiales compostados. El CSA que se obtiene en el extracto acuoso de los materiales inestables incluye una alta proporción de compuestos orgánicos bio-degradables tales como azúcares, aminoácidos y péptidos (Chen e Inbar, 1993) y en los materiales estables y maduros está presente fundamentalmente como sustancias húmicas, las cuales son más resistentes a la degradación, lo que explica el incremento en la estabilidad del compost (Aparna *et al.*, 2008).

En esta investigación se observó que el contenido de CSA descendió durante el proceso de compostaje seguido de vermicompostaje hasta alcanzar un valor de 8 g kg<sup>-1</sup> que correspondió a una disminución de aproximadamente 82% (Tabla 3.3). La mayor tasa de disminución del contenido de CSA ocurrió, principalmente, en la etapa bio-oxidativa del

proceso (90 días), donde la disminución correspondió al 66% del valor correspondiente al estado inicial (CM8).

Cuando se aplican al suelo enmiendas orgánicas con elevado contenido de CSA, se pueden causar serios daños a los cultivos debido a que el carbono lábil, medido como la fracción de CSA, continúa el proceso de mineralización en el suelo, consumiendo oxígeno, impidiendo la respiración de las raíces y produciendo compuestos fitotóxicos tales como el SH<sub>2</sub> (Mathur *et al.*, 1993). Es por esto, que diferentes autores sugieren valores límites para este parámetro, con el objetivo de evaluar el grado de estabilidad de los materiales compostados. Eggen y Vethe (2001) indican que el contenido de CSA debería ser menor a 5 g kg<sup>-1</sup>, Bernal *et al.*, (1998) sugieren valores menores a 17 g kg<sup>-1</sup> y según Hue y Liu (1995) el contenido de CSA no debería exceder el límite de 10 g kg<sup>-1</sup>.

La relación COT/NT indica el grado de descomposición de los residuos orgánicos y es ampliamente utilizada como un indicador de la estabilidad en los procesos de compostaje. En la medida que la biooxidación progresa, el carbono, es fundamentalmente, perdido como dióxido de carbono, a una tasa de pérdida mayor que el nitrógeno y por lo tanto la relación decrece. En el presente trabajo la relación COT/NT se redujo de manera significativa durante el proceso de compostaje, mientras que en la fase de vermicompostaje la disminución no fue estadísticamente significativa, lo cual indica que durante el período de compostaje ocurrió una descomposición más intensa (Tabla 3.3). El valor alcanzado al final del proceso de vermicompostaje fue superior a los valores sugeridos en otras investigaciones (Clairon *et al.*, 1982; Aparna *et al.*, 2008), sin embargo, en la práctica no se puede generalizar un valor específico de esta relación para compost que provengan de distintos materiales originales (Ko *et al.*, 2008).

La relación CSA/NT, suele ser utilizada con mayor frecuencia que la relación COT/NT, ya que esta característica representa más adecuadamente la estabilidad de un material compostado (Chanyasak y Kutoba, 1981; Pascual *et al.*, 1997; Said-Pullicino *et al.*, 2007). En esta investigación se observó que la relación CSA/NT decreció durante todo el proceso de compostaje/vermicompostaje, hasta alcanzar un valor menor a 0,7 (Tabla

3.3), indicando que el producto final (**VM5**) puede ser considerado estable, de acuerdo con lo sugerido para el valor de esta relación por Hue y Liu (1995).

La aplicación al suelo de materiales tales como **CM8**, que presentaron una elevada relación CSA/NT (Tabla 3.3), pueden causar una competencia por el nitrógeno disponible entre las raíces y los microorganismos, entre otros problemas que pueden ocasionar los materiales que aún se encuentran inestables (Said-Pullicino *et al.*, 2007).

### **Análisis de las determinaciones biológicas**

El Índice de Germinación (IG) es uno de los parámetros más sensibles utilizados para evaluar la toxicidad y el grado de estabilidad de un compost (Chikae *et al.*, 2006; Ko *et al.*, 2008). Los IG obtenidos (Tabla 3.4) mostraron una tendencia decreciente de la fitotoxicidad a medida que el proceso avanzó, en concordancia a lo observado por otros autores (Tang *et al.*, 2006; Said-Pullicino *et al.*, 2007; Ko *et al.*, 2008). De acuerdo a los valores sugeridos por Zucconi *et al.*, (1981) y Lasaridi *et al.*, (2006), el material orgánico en su estado inicial (**CM8**), debe ser considerado como una enmienda no recomendada para ser usada debido a su bajo valor de IG (9,65%). En los estadios de compostaje activo se produce una importante cantidad de amoníaco y compuestos tóxicos. A medida que el proceso aeróbico avanza con volteos repetidos estos compuestos son eliminados o transformados en compuestos no-fitotóxicos (Ko *et al.*, 2008). El material después de haber sido sometido a un proceso de compostaje (**CM9**), mostró un valor de IG ligeramente inferior al propuesto por Lasaridi *et al.*, 2006 (>80), pero, superior al propuesto por Bernal *et al.*, 1998 (>50). El vermicompuesto (**VM5**), mostró un valor de IG aceptable de acuerdo a los valores propuestos por Lasaridi *et al.*, (2006) y Bernal *et al.*, (1998). Ko *et al.*, (2008) sugieren sin embargo, que un valor aceptable de IG para compost provenientes de estiércoles animales debería ser superior a 110% ya que este tipo de enmiendas puede causar efectos negativos sobre la germinación y crecimiento de las plantas si se aplica al suelo con IG menores.

La fitotoxicidad y la pobre respuesta en el crecimiento de las plantas pueden ser causados por muchos factores, los más importantes son la deficiencia de oxígeno debido a la elevada actividad microbiana, la acumulación de compuestos tóxicos tales como

alcoholes, compuestos fenólicos, ácidos orgánicos de bajo peso molecular, amoniaco y compuestos tóxicos de nitrógeno, inmovilización de nitrógeno debido a las relaciones COT/NT elevadas y presencia de metales pesados y sales (Kapanen e Itavaara, 2001). Los factores mencionados afectan la germinación de las semillas y crecimiento de las plántulas de manera simultánea y resulta complicado determinar cual o cuales de estos parámetros tiene mayor influencia. Sin embargo por tratarse de una enmienda que proviene de un estiércol es probable que la presencia de amoniaco sea una de las causas que genera fitotoxicidad en las primeras fases del proceso.

Con el objetivo de asignar una categoría de calidad a las enmiendas extraídas en cada fase del proceso de compostaje/vermicompostaje se realizó un Análisis Discriminante Lineal (ADL), tomando en consideración los parámetros que resultaron relevantes en la discriminación de calidades para las enmiendas orgánicas analizado en el capítulo 2. Para realizar el ADL se clasificaron éstas muestras a priori teniendo en cuenta lo analizado hasta aquí para los parámetros particulares (pH, CE, COT; NT, COT/NT, CSA/NT, IG, etc) y se consideraron para el análisis los grupos obtenidos, a través de esta técnica, en el capítulo 2, denominados: **A**, **B** y **C**. Las nuevas muestras pertenecientes al proceso de compostaje-vermicompostaje (**CM8**, **CM9** y **VM5**), se incorporaron dentro de las calidades previamente obtenidas (Tabla 3.5).

Tabla 3.5. Clasificación a priori de las enmiendas orgánicas analizadas en grupos **A**, **B** y **C**.

<b>Grupo A</b>	CV1, CV2, CV3, CV4, CV5 y CV6
<b>Grupo B</b>	<b>CM9</b> , CW1, VW1, CM1, VW2, CM2, CM3, CM4, CM5, VM1, VM2, VM3, VM4, <b>VM5</b> , VMW1, CW2, CM6 y CM7
<b>Grupo C</b>	<b>CM8</b> , CW3, CF1, CF2, CF3, CF4 y CW4

Para las enmiendas orgánicas **CM8**; **CM9** y **VM5**, incluidas dentro de los grupos obtenidos previamente, fue verificada su correcta clasificación a partir de un análisis de clasificación cruzada, obteniéndose un porcentaje de aciertos del 100% (Tabla 3.6). Por lo tanto, a partir de este análisis se observó que las muestras tomadas en las distintas fases del proceso de compostaje-vermicompostaje presentaron diferentes calidades.

Tabla 3.6. Tabla de clasificación cruzada de los grupos **A**, **B** y **C**.

<b>Grupo</b>	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>	<b>Total</b>	<b>% Aciertos</b>
<b>A</b>	6	0	0	6	100
<b>B</b>	0	18	0	18	100
<b>C</b>	0	0	7	7	100
<b>Total</b>	6	18	7	31	100

Las correspondientes funciones discriminantes del proceso (FDp) estandarizadas utilizadas para la clasificación de las muestras quedaron determinadas como:

$$FDp_1 = -0,45 \text{ pH} + 0,41 \text{ COT} + 0,68 \text{ NT} + 0,67 \text{ IG}$$

$$FDp_2 = 0,19 \text{ pH} - 0,03 \text{ COT} + 0,61 \text{ NT} - 0,51 \text{ IG}$$

Para completar el análisis de clasificación se realizó un diagrama de dispersión (figura 3.1) con dos ejes canónicos, (eje canónico 1 y eje canónico 2), donde puede observarse el agrupamiento de los materiales (**CM8**, **CM9** y **VM5**) en los distintos grupos de calidad determinados a priori y su relación con los parámetros utilizados en la clasificación (pH, NT, IG, COT).

En la figura 3.1 puede observarse la ubicación dentro de las categorías de los materiales tomados en los distintos tiempos del proceso de compostaje-vermicompostaje de estiércol de conejo (**CM8**, **CM9** y **VM5**).

El material orgánico **CM8** se ubicó dentro del grupo de calidad **C** (baja calidad). En tanto que los materiales **CM9** y **VM5** se ubicaron dentro de la categoría de calidad **B** (calidad regular), lo cual indica que durante el proceso de compostaje y vermicompostaje los materiales analizados evolucionaron hacia un estado de calidad superior.

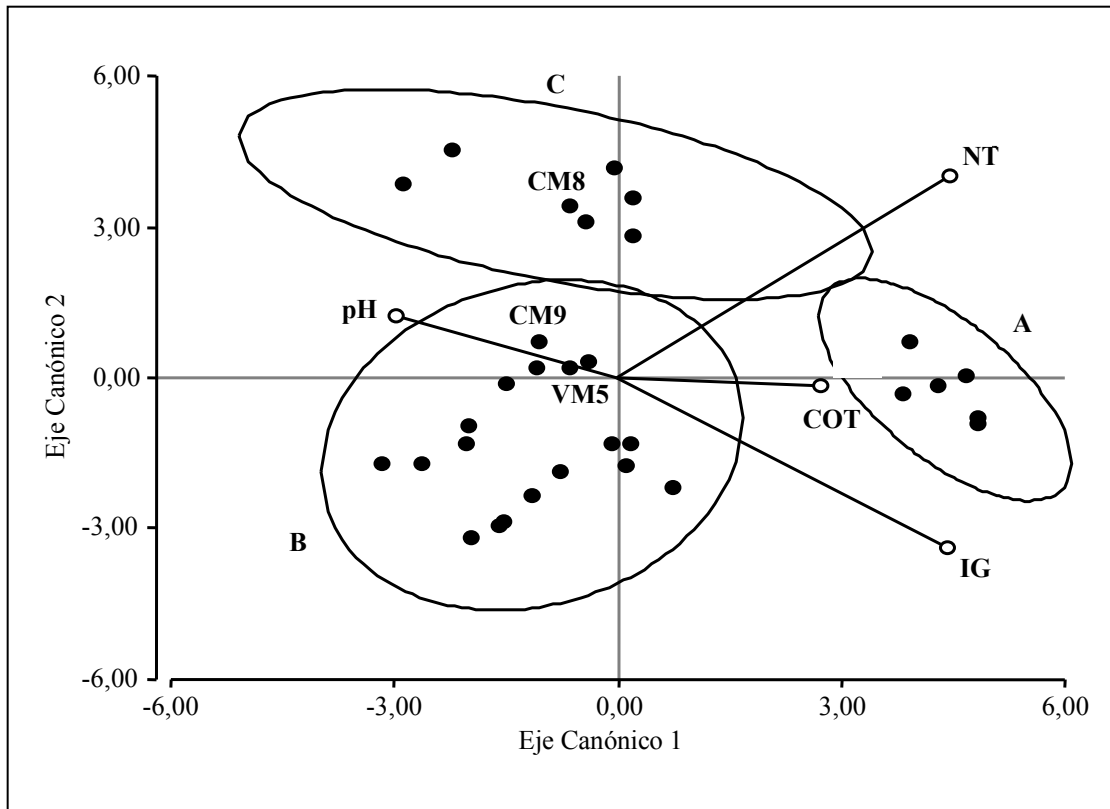


Figura 3.1. Diagrama de dispersión de los grupos de observaciones multivariadas (**A**, **B** y **C**) y sus variables asociadas (pH, NT, COT e IG) en el espacio discriminante. Los círculos corresponden a las elipses de predicción.

Las enmiendas **CM9** y **VM5** fueron categorizadas como pertenecientes al grupo de calidad **B** (calidad media). Con el propósito de examinar si estas enmiendas pueden ser incorporadas dentro de las subcategorías planteadas anteriormente para el grupo de calidad **B** (**B<sub>1</sub>**, **B<sub>2</sub>** y **B<sub>3</sub>**), se utilizó la matriz de datos completa de los materiales pertenecientes al grupo B (capítulo 2) y se definieron *a priori* los subgrupos al cual pertenecerían estas dos enmiendas dentro de la matriz de datos del grupo **B**, (**B<sub>1</sub>**, **B<sub>2</sub>** y **B<sub>3</sub>**) como así también, los miembros de cada grupo (Tabla 3.7).

Para asignar, *a priori* el subgrupo al cual pertenecen **CM9** y **VM5**, los parámetros seleccionados fueron los siguientes: COT y parámetros relacionados a la criterios de estabilidad, tales como: CSA/NT e IG, los mismos que se utilizaron en el capítulo 2. De acuerdo al análisis de estos parámetros se les asignó la categoría **B<sub>3</sub>**.



Tabla 3.7. Clasificación a priori de las enmiendas orgánicas analizadas en grupos  $B_1$ ,  $B_2$  y  $B_3$ .

<b>Grupo <math>B_1</math></b>	CR1, LR1, LR2, CM2, LE2, LE3, CR2
<b>Grupo <math>B_2</math></b>	CM3, CM4, LE1, LE4, LM1
<b>Grupo <math>B_3</math></b>	CM1, CM5, CM6, CM7, <b>CM9</b> y <b>VM5</b> .

A partir del análisis de clasificación cruzada, se obtuvo un porcentaje de aciertos del 100% en la clasificación de los materiales analizados (Tabla 3.8).

Tabla 3.8. Tabla de clasificación cruzada del grupo  $B$  ( $B_1$ ,  $B_2$ ,  $B_3$ )

<b>Grupo</b>	<b><math>B_1</math></b>	<b><math>B_2</math></b>	<b><math>B_3</math></b>	<b>Total</b>	<b>% Aciertos</b>
<b><math>B_1</math></b>	7	0	0	7	100
<b><math>B_2</math></b>	0	5	0	5	100
<b><math>B_3</math></b>	0	0	6	6	100
<b>Total</b>	7	5	6	18	100

Las correspondientes funciones discriminantes estandarizadas utilizadas para la clasificación de las muestras ( $i$ ) dentro del grupo  $B$  donde se incluyen las muestras pertenecientes al proceso de compostaje-vermicompostaje de estiércol de conejo ( $FD_{Bp}$ ) quedaron determinadas por las siguientes ecuaciones:

$$FD_{Bp1} = 0,16 \text{ CSA/NT} - 0,09 \text{ IG} - 1,07 \text{ COT}$$

$$FD_{Bp2} = 0,63 \text{ CSA/NT} - 0,85 \text{ IG} - 0,36 \text{ COT}$$

Con el propósito de completar el análisis, de igual manera que en el capítulo 2, se realizó un diagrama de dispersión, considerando dos ejes canónicos (eje canónico 1 y eje canónico 2), donde puede observarse el agrupamiento de las distintas enmiendas orgánicas del grupo  $B$ , en los distintos sub-grupos ( $B_1$ ,  $B_2$  y  $B_3$ ) y su relación con los parámetros utilizados en la clasificación (figura 3.2).

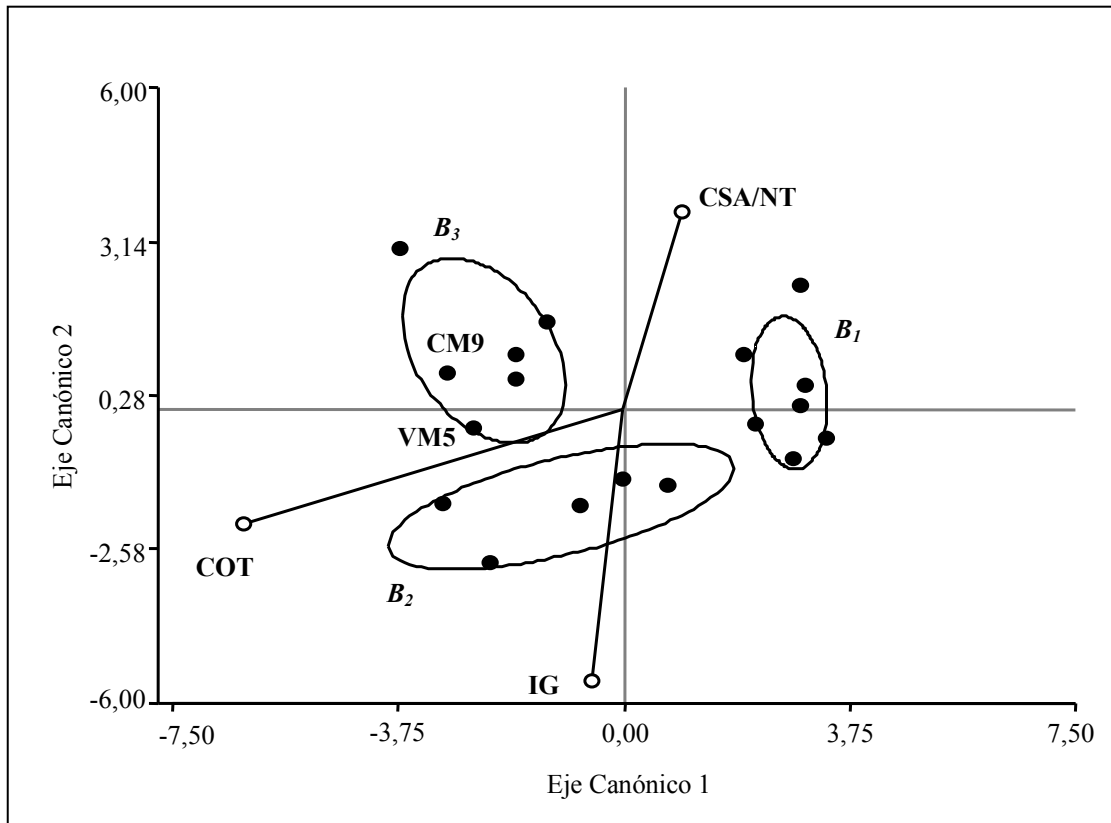


Figura 3.2. Representación gráfica de los grupos de observaciones multivariadas ( $B_1$ ,  $B_2$ ,  $B_3$ ) y sus variables asociadas (COT, IG y CSA/NT) en el espacio discriminante. Los círculos corresponden a las elipses de predicción.

El material compostado en el estado **CM9**, se ubicó junto a los materiales previamente categorizados como  $B_3$ , ya que si bien mejoró su calidad debido al tiempo del proceso (90 días), aún está inestable o presenta sustancias fitotóxicas. El material original luego del proceso de vermicompostaje (**VM5**), se asoció a los materiales del grupo  $B_3$ , pero próximo al grupo de materiales pertenecientes a la subcategoría  $B_2$ , correspondiente a materiales que alcanzaron un mayor grado de estabilidad y ausencia de sustancias fitotóxicas.

Analizando los parámetros particulares utilizados para realizar el análisis discriminante, se observó que los valores de IG (81,47 %) y de relación CSA/NT (0,6) correspondientes al producto final (**VM5**), son más similares a los valores que presentaron los materiales, analizados en el capítulo 2, clasificados dentro de la subcategoría  $B_3$ . Sin embargo, por su contenido de COT ( $379 \text{ g kg}^{-1}$ ) podría pertenecer tanto a la subcategoría

**B**<sub>2</sub> como a la subcategoría **B**<sub>3</sub>, lo que puede observarse de acuerdo a la posición intermedia entre estos dos subgrupos que presenta en el gráfico el material **VM5** (figura 3.2).

### **Evolución de la materia orgánica**

La evaluación del grado de humificación de la MO durante un proceso de compostaje puede considerarse un criterio agronómico de la calidad de los compost. El valor agrícola de un compost incrementa cuando la MO alcanza un alto grado de humificación (Bernal *et al.*, 2009). Muchas de las determinaciones que fueron propuestas para determinar la madurez de los materiales compostados y vermicompostados se basan en la transformación de la MO que ocurre a medida que el proceso avanza. Esta transformación puede ser valorada a través de la evolución de diversos índices de humificación y medidas espectroscópicas UV-Vis (Zbytniewski y Buszewski, 2005).

El contenido de carbono proveniente de las distintas fracciones de las sustancias húmicas (CSH) (ácidos húmicos (CAH) y ácidos fúlvicos (CAF)) no fueron utilizados en el análisis discriminante para la determinación de las diferentes calidades a la que pertenecen las enmiendas orgánicas, debido a la complejidad de estas determinaciones. Sin embargo, fueron incluidas dentro del análisis de la evolución de este proceso, en particular con el propósito de analizar la evolución de la materia orgánica, a través de parámetros químicos más específicos (Tabla 3.9).

Tabla 3.9. Contenido de carbono de sustancias húmicas (CSH) y sus diferentes fracciones (CAH y CAF) e indicadores de humificación. Tasa de Humificación (TH), Índice de Humificación (IH), Porcentaje de ácidos húmicos (%AH), Tasa de Polimerización (TP).

<b>Denominación</b>	<b>CSH</b>	<b>CAH</b>	<b>CAF</b>	<b>TH</b>	<b>IH</b>	<b>%AH</b>	<b>TP</b>
<b>CM8</b>	81,0 a	35,9 a	45,1 a	13,1 a	5,78 a	44,3 a	0,79 a
<b>CM9</b>	42,2 b	27,3 b	14,9 b	10,5 b	6,76 b	64,7 b	1,83 b
<b>VM5</b>	29,4 c	17,2 c	12,1 b	7,74 c	4,53 c	58,5 c	1,42 c

CSH (Carbono de sustancias húmicas); CAH (Carbono de ácidos húmicos) y CAF (Carbono de ácidos fúlvicos) expresados en g kg<sup>-1</sup>. TH (tasa de humificación); IH (Índice de humificación); %AH (porcentaje de ácidos húmicos) y TP (tasa de polimerización). Letras diferentes (a-b-c) en la misma columna indican diferencias significativas de acuerdo al test de Tukey ( $\alpha \leq 0,05$ ).

Los procesos biológicos que ocurren durante la degradación del material de partida en el proceso de compostaje, le dan un mayor valor agregado a la MO. El producto que se obtiene (compost) está formado por compuestos orgánicos transformados, degradados, intermediarios de la descomposición de compuestos orgánicos, restos de pared celular de microorganismos, los cuales son clasificados como Sustancias Húmicas (SH) que presenta características similares a las SH que están presente en los suelos.

Estas complicadas transformaciones bioquímicas y químicas de resíntesis y polimerización son conocidas como “proceso de humificación”. Los materiales compostados, utilizados como enmiendas orgánicas, tienen la capacidad de mejorar las propiedades físicas y químicas del suelo a través de la incorporación de materia orgánica humificada (Chen *et al.*, 1996; Chefetz *et al.*, 1998a) y por lo tanto las determinaciones de cantidad y calidad de las SH y sus fracciones (AH y AF) pueden ser utilizadas como parámetros para evaluar y determinar la madurez de un compost (Goyal *et al.*, 2005).

El incremento en el contenido de AH durante el proceso de compostaje representa el grado de humificación y madurez de los compost y refleja la calidad de su materia orgánica. En general, los compost inmaduros presentan bajos contenidos de AH y altos contenidos de AF (Inbar *et al.*, 1989; Ciavatta *et al.*, 1993; Chefetz *et al.*, 1996; Hsu y Lo, 1999; Ko *et al.*, 2008).

Las relaciones representativas de la evolución de la madurez de las enmiendas orgánicas estudiadas, tasa de humificación (TH), índice de humificación (IH), porcentaje de ácidos húmicos (%AH) y tasa de polimerización (TP) se presentan en la Tabla 3.9.

Los parámetros relacionados a la humificación tales como, contenido de CAH, contenido de CSH y TH, no mostraron la tendencia clásica a través del proceso de compostaje/vermicompostaje que fue observada por otros autores (Benito *et al.*, 2003; Zbytniewski y Buszewski, 2005). Este comportamiento puede atribuirse a la co-extracción de compuestos no húmicos, tales como grasas, proteínas, polifenoles o carbohidratos como resultado de la técnica de extracción que fue usada, debido a que la misma resulta no ser específica para sustancias húmicas (Adani *et al.*, 1997, Chefetz *et al.*, 1998a).

Entre los índices de humificación propuestos por Jiménez y García (1992) la relación CAH/CAF (tasa de polimerización, TP) es uno de los parámetros que mejor se correlaciona con el grado de madurez de los compost. El incremento que presenta esta relación refleja la formación de moléculas complejas a partir de moléculas más simples y una disminución de los componentes no húmicos. Sellami et al. (2008) consideran que TP con un valor superior a 1,6 es indicativa de materiales que presentan una condición de madurez. En este estudio se observó que la TP incrementó durante el proceso de compostaje hasta un valor de 1,8 en el material compostado (**CM9**) (Tabla 3.9), sin embargo, luego del proceso de vermicompostaje (210 días) el valor de esta relación descendió nuevamente. Este comportamiento fue observado en otros estudios, lo que sugiere que el proceso de vermicompostaje produce una degradación de todos los tipos de carbono sin una acumulación selectiva de alguna forma de carbono estable de manera preferencial (Sellami *et al.*, 2008).

El índice de humificación (IH) (Tabla 3.9), mostró una tendencia similar. Presentó un incremento desde el estado inicial del material (**CM8**) hasta el período de compostaje (**CM9**), y una disminución desde este momento hasta el final del vermicompostaje (210 días) alcanzando un valor, incluso menor, que el correspondiente al estado inicial (**CM8**), lo que sugiere que el proceso de vermicompostaje generó una reducción de las estructuras aromáticas (CAH) tal vez asociadas a una extensiva mineralización de la MO. Resultados similares fueron observados por Sen y Chandra (2007). Un comportamiento similar se observa para el indicador % AH (Tabla 3.9) que asciende entre **CM8** y **CM9** y luego vuelve a descender hacia **VM5**.

## CONCLUSIONES

El análisis quemométrico desarrollado en el capítulo 2, es válido para evaluar la *calidad* del material orgánico proveniente de un mismo material de partida sometido a diferentes tecnologías de procesamiento (compostaje seguido de vermicompostaje), en diferentes estadios de evolución, a partir de la utilización de pocos parámetros indicadores de fácil y simple determinación, con metodologías disponibles en laboratorios de baja complejidad.

El material compostado en la fase inicial de compostaje (**CM8**) pertenece a una categoría de calidad **C** (enmienda de *baja calidad*), por lo tanto su utilización como enmienda orgánica presenta algunos riesgos, tanto para las plantas como para el suelo. Esta clasificación deberá ponerse en consideración si se pretende utilizarla como enmienda orgánica en suelos agrícolas.

Este material evoluciona en el tiempo, a través de los procesos de compostaje seguido de vermicompostaje a una enmienda perteneciente a la subcategoría **B<sub>3</sub>** en las etapas de **CM9** y **VM5**, por lo tanto, es posible asegurar que el material ya se encuentra en condiciones, con la posibilidad de ser utilizado como una enmienda orgánica sin riesgos para el suelo y/o las plantas.

El material obtenido después del proceso de vermicompostaje (**VM5**) no alcanzó una calidad superior a la obtenida al final del proceso de compostaje (**CM9**) a pesar del mayor costo en tiempo y trabajo que requiere la siembra de las lombrices rojas californianas (*Eisenia foetida*). En este tipo de material (estiércol de conejo) es probable que no sea recomendable someterlo a vermicompostaje ya que requiere de un tiempo prolongado de tratamiento (5 meses) sin resultar en una calidad superior al obtenido después del proceso de compostaje, el cual se completa en 90 días.

A partir del análisis de parámetros relacionados a la madurez de la materia orgánica puede observarse una disminución de la TP, durante el proceso de vermicompostaje, lo cual sugiere que este proceso produce una degradación de todos los tipos de carbono sin una acumulación selectiva de alguna forma de carbono estable de manera preferencial. Así mismo la disminución del IH durante el vermicompostaje se encuentra asociado a una reducción de las estructuras aromáticas.

La TH no resulta ser un buen indicador de la evolución de la calidad de la materia orgánica durante el proceso de compostaje-vermicompostaje, ni de la evolución de la madurez, incluso cuando se analiza la madurez de una enmienda a partir del grado de evolución de la materia orgánica en un proceso particular.

Un análisis completo de una enmienda orgánica obtenida a través de un proceso de compostaje seguido de vermicompostaje requiere de una evaluación agronómica del producto para conocer adecuadamente el efecto que estas enmiendas producen sobre el rendimiento de un cultivo en particular, tomando en consideración las calidades asignadas a partir de este análisis quemométrico.

## BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Adani, F., Genevini, P.L., Gasperi, F., Zorzi, G. 1997. Organic matter evolution index (OMEI) as a measure of composting efficiency. *Compost Science & Utilization* 5: 53-62.
- Adani, F., Gigliotti, G., Valentini, F., Laraia, R. 2003. Respiration index determination: a comparative study of different methods. *Compost Science & Utilization* 11: 144-151.
- Aira, M. y Domínguez, J. 2009. Microbial and nutrient stabilization of two animal manures after the transit through the gut of the earthworm *Eisenia Fetida* (Savigny, 1826). *Journal of Hazardous Materials* 161: 1234-1238.
- Albuquerque, J.A., González, J., García, D., Cegarra, J. 2006. Measuring detoxification and maturity in compost made from “alperujo”, the solid by-product of extracting olive oil by the two-phase centrifugation system. *Chemosphere* 64: 470-477.
- Amir, S., Hafidi, M., Bailly, J.R., Revel, J.C. 2003. Characterization of humic acids extracted from sewage sludge during composting and their Sephadex®gel fractions. *Agronomie* 23: 269-275.
- Aparna, C., Saritha, P., Himabindu, V., Anjaneyulu, Y. 2008. Techniques for the evaluation of maturity for composts of industrially contaminated lake sediments. *Waste Management* 28: 1773-1784.
- Benito, M., Masaguer, A., Moliner, A., Arrigo, N., Palma, R.M. 2003. Chemical and microbiological parameters for the characterisation of the stability and maturity of pruning waste compost. *Biol. Fert. Soils* 37: 184-189.
- Bernal, M.P., Navarro, A.F., Roig, A., Cegarra, J., García, D. 1996. Carbon and nitrogen transformation during composting of sweet sorghum bagasse. *Biol. Fert. Soils* 22: 141-148.
- Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J., 1998. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technology* 63: 91-99.
- Bernal, M.P., Albuquerque, J.A., Moral, R. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology* 100: 5444-5453.
- Bertrán, E. Sort, X., Soliva, M., Trillas, L. 2004. Composting winery waste: sludges and grape stalks. *Bioresource Technology* 95: 203-208.
- Brewer, L.J. and Sullivan, D.M. 2003. Maturity and stability evaluation of composted yard trimmings. *Compost Science & Utilization* 11: 96-112.
- Bustamante, M.A., Paredes, C., Marhuenda-Egea, F.C., Pérez-Espinosa, A., Bernal, M.P., Moral, R. 2008. Co-composting of distillery wastes with animal manure: Carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost stability. *Chemosphere* 72: 551-557.
- Butler, T.A., Sikora, L.J., Steinhilber, P.M. Douglass, L.W. 2001. Compost age and sample storage effects on maturity indicators of biosolids compost. *Journal of Environmental Quality* 30: 2141-2148.
- Campitelli, P. and Ceppi, S. 2008. Chemical, physical and biological compost and vermicompost characterization: A chemometric study. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 90: 64-71.



- Castaldi, P., Garau, G y Melis, P. 2008. Maturity assessment of compost from municipal solid waste through the study of enzyme activities and water-soluble fractions. *Waste Management* 28: 534-540.
- Changa, C.M., Wang, P., Watson, M., Hoitink, H.A.J., Michel Jr., F.C. 2003. Assessment of the reliability of a commercial maturity test kit for composted manures. *Compost Science & Utilization* 11: 125-143.
- Chanyasak, V., Kutoba, H. 1981. Carbon/organic nitrogen ratio in water extract as measure of composting degradation. *Journal of Fermentation Technology* 59: 215-219.
- Chefetz, B., Hatcher, P.G., Hadar, Y., Chen, Y. 1996. Chemical and biological characterization of organic matter during composting of municipal solid waste. *Journal of Environmental Quality* 25: 776-785.
- Chefetz, B., Adani, F., Genevini, P., Tambone, F., Hadar, Y., Chen, Y. 1998a. Humic-acid transformation during composting of municipal solid waste. *Journal of Environmental Quality* 27: 794-800.
- Chefetz, B., Hatcher, P.G., Hadar, Y., Chen, Y. 1998b. Characterization of dissolved organic matter extracted from composted municipal solid waste. *Soil Science Society of American Journal* 62: 326-332.
- Chen, Y. e Inbar, Y. 1993. Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformations during composting in relation to compost maturity. En Hoitink, H.A.J., Keener, H.M. (Eds), *Science and engineering of composting: Design, environmental, microbiological and utilization aspects*. Renaissance publication, Worhington, Ohio, pp 551-600.
- Chen, Y., Chefetz, B., Hadar, Y. 1996. Formation and properties of humic substances originating from composts. In: Bertoldi, M., et al. (Eds), *The Sciences of Composting*. Blackie Academic, London, pp 382-393.
- Chica, A., Mohedo, J.J., Martín, M.A., Martín, A. 2003. Determination of stability of MSW compost using a respirometric technique. *Compost Science & Utilization* 11: 169-175.
- Chikae, M., Ikeda, R., Kerman, K., Morita, Y., Tamiya, E. 2006. Estimation of maturity of compost from food wastes and agro-residues by multiple regresión análisis. *Bioresource Technology* 97: 1979-1985.
- Ciavatta, C., Vittori Antisari, V., Sequi, P. 1988. Afirst approach to the characterization of the presence of humified materials in organic fertilizars. *Agrochimica* 32: 510-517.
- Ciavatta, C., Govi, M., Pasotti, L., Sequi, P. 1993. Changes in organic matter during stabilization of compost from municipal solid waste. *Bioresource Technology* 43: 141-145.
- Clairon, M., Zinsou, C., Nagoud, D. 1982. Étude des possibilités d'utilisation agronomique des composts d'ordures ménagères en miliey tropical. I. Compostaje des ordures ménagères. *Agronomie* 2: 295-300.
- Cooperband, L.R., Stone, A. G., Fryda, M.R., Ravet, J.L. 2003. Relating compost measures of stability and maturity to plant growth. *Compost Science & Utilization* 11: 113-124.
- Domezil, M., Khalil, A., Prudent, P. 2004. UV spectroscopy: a tool for monitoring humification and for proposing an index of the maturity of compost. *Bioresource Technology* 94: 177-184.
- Eghball, B., Power, J.F., Gilley, J.E., Doran, J.W. 1997. Nutrient, carbon, and mass loss of beef cattle feedlot manure during composting. *J. Environ. Qual.* 26: 189-193.

- Eggen, T. and Vethe, O. 2001. Stability indices for different composts. *Compost Science & Utilization* 9: 19-26.
- Elwell, D.L., Keener, H.M., Wiles, M.C., Borges, D.C., Willett, L.B. 2001. Odours emissions and odor control in composting swine manure/sawdust mixes using continuous and intermittent aeration. *Trans. ASAE* 44: 1307-1316.
- Emino, E.R. and Warman, P.R. 2004. Biological assay for compost quality. *Compost Science and Utilization* 12: 342-348.
- Fuentes, M., González-Gaitano, G., García-Mina, J.M. 2006. The usefulness of UV-Vis and fluorescent spectroscopies to study the chemical nature of humic substances from soils and composts. *Org. Geochem.* 37: 1949-1959.
- Gay, S.W., Schmidt, D.R., Clanton, C.J., Janni, K.A., Jacobson, L.D., Weisberg, S. 2003. Odor, total reduced sulphur, and ammonia emissions from animal housing facilities and manure storage units in Minnesota. *Appl. Eng. Agric.* 19: 347-360.
- Goyal, S., Dhull, S.K., Kapoor, K.K. 2005. Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity. *Bioresource Technology* 96: 1584-1591.
- Hoekstra, N.J., Bosker, T., Latinga, E.A. 2002. Effects of cattle dung from farms with different feeding strategies on germination and initial root growth of cress (*Lepidium sativum*, L). *Agric. Ecosyst. Environ.* 93: 189-196.
- Hogg, D., Favoino, E., Centemero, M., Caimi, V., Amlinger, F., Devliegher, W., Brinton, W., Antler, S. 2002. Comparison of compost standards within the EU, North America and Australia, The Waste and Resources Action Programme (WRAP), Oxon, UK, 97 pp.
- Hsu, J.H. and Lo, S.L. 1999. Recycling of separated pig manure: characterization of maturity and chemical fractionation of elements during composting. *Water Science and Technology* 40: 121-127.
- Hue, N.V. and Liu, J. 1995. Predicting compost stability. *Compost Sci. Util.* 3, 8-15.
- Iannotti, D. A., Grebus, M.E., Toth, B. L., Madden, L.V., Hoitink, H.A.J. 1994. Oxygen respirometry to assess stability and maturity of composted municipal solid waste. *Journal of Environmental Quality* 23: 1177-1183.
- Inbar, Y., Chen, Y., Hadar, Y. 1989. Solid state carbon-13 nuclear magnetic resonance and infrared spectroscopy of composted organic matter. *Soil Science Society of America Journal* 53: 1695-1701.
- InfoStat. 2004. InfoStat versión 2004. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Ed. Brujas, Córdoba, Argentina.
- Jimenez, E.I. and García, V.P. 1989. Evaluation of city refuse compost maturity: a review. *Biol. Wastes* 27: 115-142.
- Jimenez, E.I. and García, V.P. 1992. Determination of maturity indices for city refuse composts. *Agric. Ecosyst. Environ.* 38: 331-343.
- Kapanen, A. and Itavaara, M. 2001. Ecotoxicity tests for compost applications. *Ecotoxicity and Environmental Safety* 49: 1-16.
- Kaushik, P. and Garg, V.K. 2004. Dynamics of biological and chemical parameters during vermicomposting of solid textile mill sludge mixed with cow dung and agricultural residues. *Bioresource Technology* 94: 203-209.
- Ko, H.J., Kim, K.Y., Kim, H.T., Kim, C.N., Umeda, M. 2008. Evaluation of maturity parameters and heavy metal contents in composts made from animal manure. *Waste Management* 28: 813-820.

- Larney, F.J., Buckley, K.E., Hao, X., McCaughey, W.P. 2006. Fresh, stockpiled, and composted beef cattle feedlot manure: Nutrient levels and mass balance estimates in Alberta and Manitoba. *J. Environ. Qual.* 35: 1844–1854
- Lasaridi, K.E. and Stentiford, E.I. 1998. A simple respirometric technique for assessing compost stability. *Water Research* 32: 3717-3723.
- Lasaridi, K., Protopapa, I., Kotsou, M., Pilidis, G., Manios, T., Kyriacou, A. 2006. Quality assessment of composts in the Greek market: The need for standards and quality assurance. *Journal of Environmental Management* 80: 58-65.
- Lazcano, C., Gómez-Brandón, M., Domínguez, J. 2008. Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure. *Chemosphere* 72: 1013-1019.
- Mari, I., Ehaliotis, C., Kotsou, M., Balis, C., Georgakakis, D. 2003. Respiration profiles in monitoring the composting of by-products from the olive oil agro-industry. *Bioresource Technology* 87: 331-336.
- Mathur, S.P., Owen, G., Dinel, H., Schnitzer, M. 1993. Determination of compost biomaturity. *Biol. Agric. Hortic.* 10: 65-85.
- Mondini, C., Fornasier, F., Sinicco, T. 2004. Enzymatic activity as a parameter for the characterization of the composting process. *Soil Biology Biochemistry* 36: 1587-1594.
- Ndegwa, P.M. and Thompson, S.A. 2001. Integrating composting and vermicomposting in the treatment and bioconversion of biosolids. *Bioresource Technology* 76: 107-112.
- Pascual, J.A., Ayuso, M., García, C., Hernández, T. 1997. Characterization of urban wastes according to fertility and phytotoxicity parameters. *Waste Management and Research* 15: 103-112.
- Paredes, C., Roig, A., Bernal, M.P., Sánchez-Monedero, M. A., Cegarra, J. 2000. Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. *Biol. Fert. Soils* 32: 222-227.
- Paredes, C., Bernal, M.P., Roig, A., Cegarra, J. 2001. Effects of olive mill wastewater addition in composting of agroindustrial and urban wastes. *Biodegradation* 12: 225-234.
- Parkinson, R., Gibbs, P., Burchett, S., Misselbrook, T., 2004. Effect of turning regime and seasonal weather conditions on nitrogen and phosphorus losses during aerobic composting of cattle manure. *Bioresource Technology* 91: 171–178.
- Pichler, M. and Kögel-Knabner, I. 2000. Chemolytic analysis of organic matter during aerobic and anaerobic treatment of municipal solid waste. *Waste Management* 29: 1337-1344.
- Rivero, C., Chirinje, T., Ma, L.Q., Martinez, G. 2004. Influence of compost on soil organic matter quality under tropical conditions. *Geoderma* 123: 355-361.
- Roletto, E., Barberis, R., Consiglio, M. Jodice, R. 1985. Chemical parameters for evaluating compost maturity. *BioCycle* 26: 46-47.
- Said-Pullicino, Erriquens, F.G., Gigliotti, G. 2007. Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. *Bioresource Technology* 98: 1822-1831.
- Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Cegarra, J., Bernal, M.P. 1999. Relationship between water-soluble carbohydrate and phenol fractions and the humification indices of different organic waste during composting. *Bioresource Technology* 70: 193-201.
- Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Paredes, C., Bernal, M.P. 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its

- effect on pH, EC and maturity of composting mixtures. *Bioresource Technology* 78: 301-308.
- Sellami, F., Hachicha, S., Chtourou, M., Medhioub, K., Ammar, E. 2008. Maturity assessment of composted olive mill wastes using UV spectra and humification parameters, *Bioresource Technology* 99: 6900-6907.
- Sen, B. and Chandra, T.S. 2007. Chemolitic and solid-state spectroscopic evaluation of organic matter transformation during vermicomposting of sugar industry wastes. *Bioresource Technology* 98: 1680-1683.
- Soumaré, M., Demeyer, A., Tack, F.M.G., Verloo, M.G. 2002. Chemical characteristics of Malian and Belgian solid waste composts. *Bioresource Technology* 81: 97-101.
- Tang, J.G., Maie, N., Tada, Y., Katayama, A. 2006. Characterization of the maturing process of cattle manure compost. *Process Biochemistry* 41: 380-389.
- Tiquia S.M., Tam, N.F.Y. Hodgkiss, I.J. 1996. Effects of composting on phytotoxicity of spent pig-manure sawdust litter. *Environ. Pollut.* 93: 249-256.
- Tiquia, S.M. and Tam, N.F.Y. 1998. Elimination of phytotoxicity during co-composting of spent pig manure sawdust litter and pig sludge. *Bioresource Technology* 65: 43-49.
- Tiquia, S.M. and Tam, N.F.Y. 2002. Characterization and composting of poultry litter in forced aeration piles. *Process Biochem.* 37: 869-880.
- Villar, M.C., Beloso, M.C., Acea, M.J., Cabaneiro, A., González-Prieto, S.J., Díaz-Raviña, M., Carballas, T. 1993. Physical and chemical characterization of four composted urban refuses. *Bioresource Technology* 45: 105-113.
- Wu, L., Ma, L.Q., Martinez, G.A. 2000. Comparison of methods for evaluating stability and maturity of biosolids compost. *Journal of Environmental Quality* 27: 424-429.
- Zbytniewski, R. and Buszewski, B. 2005. Characterization of natural organic matter (NOM) derived from sewage sludge compost. Part 1: chemical and spectroscopic properties. *Bioresource Technology* 96: 479-484.
- Zmora-Nahum, S., Markovith, O., Tarchitzky, J., Chen, Y. 2005. Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. *Soil Biology and Biochemistry* 37: 2109- 2116.
- Zmora-Nahum, S., Hadar, Y., Chen, Y. 2007. Physico-chemical properties of commercial compost varying in their source materials and country of origin. *Soil Biology and Biochemistry* 39: 1263-1276.
- Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., de Bertoldi, M. 1981. Evaluating toxicity in immature compost. *Biocycle* 22: 54-57.
- Zucconi, F., Monaco, A., Forte, M., De Bertoldi, M. 1985. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. In: Gasser, J.K.R. (ed.), *Composting of Agricultural and Other Wastes*. Elsevier Applied Science Publishers, London, pp 73-86.

# CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS Y FÍSICO-QUÍMICAS DE ÁCIDOS HÚMICOS EXTRAÍDOS DE ENMIENDAS ORGÁNICAS DE DIFERENTE CALIDAD

## INTRODUCCIÓN

La materia orgánica del suelo (MOS) es ampliamente reconocida por el papel que cumple en el mantenimiento de la salud y productividad del recurso. Desde un punto de vista físico mejora la estructura del suelo (drenaje, retención de agua, previene la erosión) y desde un punto de vista químico mejora la fertilidad a través del ciclo de los nutrientes. Estas funciones dependen tanto de la cantidad como de la calidad de la MOS (Rees *et al.*, 2001; Magdoff y Weil, 2004).

Como resultado del crecimiento de la población y del incremento en el consumo, ha aumentado la cantidad de residuos orgánicos producidos en el ámbito rural, industrial y urbano, produciéndose de esta manera una fuente creciente de materia orgánica. Estos residuos incluyen estiércoles, residuos sólidos urbanos, residuos vegetales entre otros (Soumaré *et al.*, 2003; Brebbia *et al.*, 2004).

Como ya se ha mencionado en capítulos anteriores el tratamiento de los residuos orgánicos persigue como principal objetivo lograr la transformación biológica de la materia orgánica (MO), para evitar riesgos potenciales al suelo y las plantas. (Pascual *et al.*, 1999; Turkan y Ok, 2001; During y Gath, 2002; Cambardella *et al.*, 2003). Esta maduración de la materia orgánica que se produce utilizando metodologías como el compostaje y/o el vermicompostaje sigue teniendo como punto clave la determinación de parámetros que logren reflejar el grado real de evolución que alcanza la MO en un determinado proceso (Castaldi *et al.*, 2005).

La materia orgánica que se obtiene a partir de los procesos de compostaje y vermicompostaje tiende a asemejarse a la materia orgánica del suelo, la cual está sujeta a un largo proceso de humificación bajo la influencia de las condiciones naturales. Una de las fracciones más activas de la MOS desde un punto de vista fisico-químico, son las sustancias húmicas (SH) y sus fracciones, los ácidos húmicos (AH), los ácidos fúlvicos (AF) y las huminas. El producto final de los procesos de compostaje y vermicompostaje, el “compost” y el “vermicompuesto” poseen una materia orgánica madura como resultado del proceso de “humificación”. Esta MO está constituida por sustancias de características químicas y fisicoquímicas similares a las de la MOS, las que se denominan “*sustancias tipo húmicas*” (Plaza *et al.*, 2002; Senesi *et al.*, 2005; 2007).

Una nueva concepción de las SH, surgida a través de nuevas técnicas de estudio, sugiere que éstas son una asociación supramolecular, en la cual pequeñas moléculas orgánicas, químicamente diferentes derivadas de la degradación y descomposición de material biológico muerto, forman agregaciones (clusters), uniéndose a través de fuerzas dispersivas débiles del tipo de los enlaces puente hidrógeno e interacciones hidrofóbicas (Piccolo, 2001).

Las *sustancias tipo húmicas*, que son constituyentes de la MO de los compost y vermicompuestos, poseen una lenta tasa de degradación y su permanencia en el suelo puede ser relativamente larga (Genevini *et al.*, 2002; Qualls, 2004). La adición de compost o vermicompuestos al suelo, puede modificar el contenido y naturaleza de la MOS, generando cambios en algunas de sus propiedades químicas y físicas durante un largo período de tiempo, modificando las propiedades y calidad de los suelos (García-Gil *et al.*, 2000; Quédraogo *et al.*, 2001).

Las SH cumplen una variedad de funciones, tales como, la formación de complejos y la participación en reacciones redox con productos químicos orgánicos e inorgánicos. Pueden promover y mejorar el crecimiento de las plantas y además han sido utilizadas en una variedad de tecnologías ambientales tales como: la remediación de suelos contaminados con metales pesados (Perminova y Hatfield, 2005) y la recuperación de la vegetación en suelos improductivos (Yamamoto *et al.*, 2006). Por lo tanto, cuando se

utilizan compost de residuos orgánicos, en aplicaciones ambientales y agrícolas, es importante evaluar la madurez de los mismos considerando, también, las características de las SH que contienen (Fukushima *et al.*, 2009).

Los ácidos húmicos (AH) son la fracción más importante de las sustancias húmicas (SH), por ser más resistentes a la biodegradación y cumplir funciones esenciales para el mantenimiento de la fertilidad física y química de los suelos. Los AH influyen en muchas propiedades físicas y químicas de los suelos tales como la estabilidad de los agregados, adsorción y transporte de compuestos orgánicos (xenobióticos), biodisponibilidad de nutrientes, retención del agua del suelo, capacidad reguladora en un amplio rango de pH, formación de complejos con metales, entre otras, debido a su elevado contenido de grupos funcionales ácidos (García-Gil *et al.*, 2004; Kim *et al.*, 2005; Clapp *et al.*, 2005; Zanini *et al.*, 2006; Prado *et al.*, 2006; Pertusatti y Prado, 2007).

Existe un continuo interés en determinar la calidad de la fracción *tipo ácidos húmicos (AH)*, desde el punto de vista de sus características químicas y físico-químicas y el efecto que los materiales compostados y/o vermicompostados pueden ocasionar a la cantidad, calidad y funciones de los AH de suelo (Senesi *et al.*, 1996; Senesi y Brunetti, 1996; Campitelli *et al.*, 2006).

La calidad de las SH depende, entre otros factores, de la madurez de los compost y/o vermicompuestos. Parámetros tales como, grado de humificación de los AH, relaciones H/C, O/C y C/N, contenido de grupos funcionales ácidos, peso molecular, parámetros espectroscópicos, termoquímicos, entre otros, son determinantes de la calidad de las SH. La caracterización química de las SH durante los procesos de compostaje ha sido estudiada recientemente (Sánchez-Monedero *et al.*, 2002; Castaldi *et al.*, 2005; Plaza *et al.*, 2007; Jouraiphy *et al.*, 2008). Sin embargo, el efecto de la madurez de los compost sobre la calidad de las SH continúa siendo una cuestión que debe ser clarificada (Fukushima *et al.*, 2009).

Para ampliar y mejorar el conocimiento de la calidad de los AH extraídos de materiales compostados y/o vermicompostados y de las enmiendas orgánicas, en general, es de fundamental importancia el conocimiento de sus propiedades químicas y físico-

químicas tomando como referencia las características que presentan los AH de suelo, que presentan un mayor grado de evolución (Vincelas-Akpa y Lóuquet, 1997; Fiol *et al.*, 1999; Turkan y Ok, 2001; Campitelli *et al.*, 2003; Lguirati *et al.*, 2005; Castaldi *et al.*, 2005; Campitelli *et al.*, 2006; Senesi *et al.*, 2007).

En el capítulo 2 se discutió ampliamente respecto de la calidad alcanzada por las enmiendas orgánicas elaboradas con diferentes materiales originales y que fueron sometidos a diferentes procesos (compostaje o vermicompostaje) y tiempos de compostaje y/o vermicompostaje. A partir de ese análisis se logró obtener diferentes categorías de calidad (**A**, **B<sub>1</sub>**, **B<sub>2</sub>**, **B<sub>3</sub>** y **C**) respecto a la aptitud de uso agrícola. Estos resultados fueron obtenidos tomando en consideración una serie de parámetros físicos, químicos y biológicos inherentes a las enmiendas orgánicas.

En otro sentido, existen investigaciones que han logrado determinar que los diferentes materiales originales que pueden ser empleados, la selección de distintos tipos de proceso (compostaje o vermicompostaje) y los tiempos de duración del proceso, producen *AH* de características diferentes (Huang *et al.*, 2006; Campitelli and Ceppi, 2008; Smidt *et al.*, 2008).

Tomando en consideración lo planteado precedentemente, se plantea como hipótesis de trabajo que las diferencias observadas en la calidad agronómica de las enmiendas orgánicas pueden derivar de las características químicas y fisico-químicas de sus *AH*.

A partir de esto, es que se considera relevante evaluar las características químicas, fisicoquímicas y estructurales que presenta la fracción más estable de la materia orgánica contenida en los compost y vermicompuestos, los *ácidos húmicos (AH)*, para poder interpretar la manera en que esta fracción puede afectar las propiedades de los AH de suelo, una vez que las enmiendas orgánicas sean aplicadas.

El objetivo de este capítulo es evaluar comparativamente la composición, la estructura y las propiedades funcionales de la fracción “*AH*” extraída de compost y vermicompuestos, que pertenecen a diferentes calidades agronómicas, en comparación con los AH extraídos de suelo.



## MATERIALES

Se extrajeron y purificaron los ácidos húmicos de los materiales cuyas características se muestran en la Tabla 4.1. Los materiales que se seleccionaron para la extracción y purificación y análisis de los AH corresponden a las categorías de calidad **A**, **B<sub>1</sub>**, **B<sub>2</sub>** y **B<sub>3</sub>**. De las enmiendas que fueron categorizadas como **C** a partir del análisis llevado a cabo en el capítulo 2 de la presente tesis, no se extrajeron AH para su análisis debido a que, en primera instancia, estos materiales no podrían ser utilizados como enmiendas de uso agrícola. Asimismo, se extrajeron y purificaron AH de un Haplustol éntico de la provincia de Córdoba que será tomado como AH de referencia.

Tabla 4.1. Denominación de los Ácidos húmicos (AH) de las enmiendas y el suelo, tipo de materiales originales utilizados en la elaboración de la enmienda, tiempo de proceso, tipo de proceso y categoría de calidad obtenida a partir del Análisis discriminante.

<i>Denominación de los AH</i>	<i>Tipo de proceso</i>	<i>Tiempo del proceso (días)</i>	<i>Tipo de materiales originales utilizados</i>	<i>Categoría de calidad</i>
AH-CV3	C	240	RV	A
AH-CW2	C	150	RSU y suelo	B <sub>1</sub>
AH- VMW1	V	120	RV y estiércol	B <sub>2</sub>
AH- CM6	C	270	RV, RSU y estiércol	B <sub>3</sub>
AH-S	---	---	Suelo Molisol de la provincia de Córdoba (Haplustol éntico)	---

RV: residuos vegetales; RSU: residuos sólidos urbanos. C: compostaje; V: vermicompostaje.

## MÉTODOS

### Extracción y purificación de los ácidos húmicos

La extracción y purificación de los AH se realiza de acuerdo con la técnica propuesta por Chen *et al.*, (1978a).

*Procedimiento:*

A 1000 g de muestra (compost, vermicompuesto o suelo) seca y tamizada por malla de 2 mm se le agregaron 10 L de HCl 0,1 mol L<sup>-1</sup> y se agitaron durante 8 h a temperatura ambiente. Se dejó decantar y luego se desechó el sobrenadante. El residuo sólido se neutralizó con NaOH. Posteriormente se adicionaron 10 L de NaOH de concentración 0,1 mol L<sup>-1</sup> y se agitó durante 8 h en atmósfera de N<sub>2</sub>. La suspensión alcalina se separó por centrifugación y se acidificó con HCl de concentración 6 mol L<sup>-1</sup> hasta pH 1, para provocar la precipitación de los AH. La nueva suspensión se dejó decantar durante 24 h y el sobrenadante se descartó. Los ácidos húmicos (AH) obtenidos, se purificaron resuspendiendo la fase sólida en KOH 0,1 mol L<sup>-1</sup> en atmósfera de N<sub>2</sub> con el agregado de KCl hasta una concentración de 0,3 mol L<sup>-1</sup>. La suspensión resultante se centrifugó a 10000 rpm durante 10 min y el precipitado se desechó. El sobrenadante se acidificó con una solución de HCl de concentración 6 mol L<sup>-1</sup> hasta pH 1 para precipitar los AH purificados, los cuales se separaron de la solución sobrenadante por centrifugación. Se agrega una solución de HCl 0,1 mol L<sup>-1</sup> – HF 0,3 mol L<sup>-1</sup>, en relación 1:1, con el objetivo de eliminar restos inorgánicos y reducir el contenido de cenizas (Ricca *et al.*, 2000). Se agitó, centrifugó y desechó el sobrenadante repitiéndose la operación al menos tres veces. Luego se filtró y lavó con agua deionizada hasta obtener reacción negativa de Cl<sup>-</sup> determinada con AgNO<sub>3</sub>. Los AH obtenidos se dejaron secar a temperatura ambiente hasta peso constante.

## **Caracterización físico-química de los ácidos húmicos**

Los AH obtenidos se sometieron a diferentes análisis químicos y espectroscópicos con el objetivo de caracterizarlos.

### **Análisis elemental**

El análisis elemental se utilizó para obtener información precisa sobre la distribución porcentual de los principales elementos constituyentes de los ácidos húmicos.

*Procedimiento:*

La composición elemental de carbono, hidrógeno, nitrógeno y azufre se determinó con un analizador Carlo Erba 1108 usando isothiourrea como estándar. El oxígeno se calculó por diferencia de la siguiente manera:  $O\% = 100 - (C + H + N + S) \%$ , teniendo en cuenta el contenido de cenizas para realizar el cálculo.

El contenido de cenizas de los AH se determinó calcinando una masa conocida de muestra a 550 °C durante 24 h.

### **Análisis de grupos funcionales**

Los grupos funcionales ácidos son los responsables de las interacciones con los diversos compuestos presentes en el medio.

### **Acidez Total**

La acidez total se obtuvo a través de una valoración potenciométrica, de acuerdo con la técnica propuesta por Schnitzer y Gupta (1965).

#### *Procedimiento:*

Se pesó alrededor de 50 o 100 mg de la muestra de AH, se colocó en un erlenmeyer y se agregaron 20 mL de  $Ba(OH)_2$  0,5 mol L<sup>-1</sup>. A continuación se burbujeó con N<sub>2</sub> para desplazar el CO<sub>2</sub>. Simultáneamente se preparó un blanco con 20 mL de  $Ba(OH)_2$  0,5 mol L<sup>-1</sup>. Las muestras se agitaron durante 24 h, se filtró la suspensión y se lavó el residuo con agua deionizada libre de CO<sub>2</sub>, valorándose potenciométricamente la solución obtenida con una solución valorada de HCl 0,500 mol L<sup>-1</sup> hasta pH 8,4. La acidez total expresada en cmol kg<sup>-1</sup>, se calcula de acuerdo a la ecuación 4.1:

$$\frac{[HCl]_{blanco} - [HCl]_{muestra} \times [HCl] \times 0^5}{M_{AH}} = \text{mol / kgAH} \quad (4.1)$$

donde:

*HCl blanco*: volumen de HCl 0,500 mol L<sup>-1</sup> gastado para titular el blanco expresados en mL.

*HCl muestra*: volumen de HCl 0,500 mol L<sup>-1</sup> gastado para titular la muestra expresado en mL.

*[HCl]*: concentración del HCl expresada en mol L<sup>-1</sup>.

*M<sub>AH</sub>*: masa de AH titulados expresada en mg.

### Grupos carboxilos

La determinación de los grupos ácidos carboxilos (R-COO) se calculó por valoración potenciométrica, de acuerdo con el método propuesto por Schnitzer y Gupta (1965).

#### *Procedimiento:*

Se pesaron alrededor de 50 o 100 mg de la muestra de AH, se colocó en un erlenmeyer y se agregaron 10 mL de acetato de calcio 1 mol.L<sup>-1</sup> y 40 mL de agua deionizada libre de CO<sub>2</sub>. A continuación se burbujeó con N<sub>2</sub> para desplazar el CO<sub>2</sub>. Se preparó un blanco con 10 mL de acetato de calcio 0,5 mol L<sup>-1</sup> y 40 mL de agua deionizada libre de CO<sub>2</sub>.

Las muestras se agitaron durante 24 h, se filtró la suspensión y se lavó el residuo con agua deionizada libre de CO<sub>2</sub>. Se valoró potenciométricamente la solución obtenida con una solución de NaOH 0,100 mol L<sup>-1</sup> hasta pH 9,8.

El contenido de grupos ácidos carboxilos se expresó en cmol kg<sup>-1</sup> y se calculó de acuerdo a la ecuación 4.2.

$$\frac{V_{NaOHblanco} - V_{NaOHmuestra} \times N_{NaOH} \times 10^5}{M_{AH}} = \text{cmol / kgAH} \quad (4.2)$$

donde:

*NaOH blanco*: volumen de hidróxido de sodio  $0,100 \text{ mol L}^{-1}$  gastado para titular el blanco expresados en mL.

*NaOH muestra*: volumen de hidróxido de sodio  $0,100 \text{ mol L}^{-1}$  gastado para titular la muestra expresados en mL.

*[NaOH]*: concentración del hidróxido de sodio expresada en  $\text{mol L}^{-1}$ .

*M<sub>AH</sub>*: masa de AH titulados expresada en mg.

### **Grupos oxidrilos fenólicos**

La estimación de los grupos oxidrilos fenólicos (R-OH) de cada muestra de ácidos húmicos se calculó por diferencia entre la acidez total y los grupos carboxilos.

### **Titulaciones potenciométricas**

Las teorías más recientes sobre la naturaleza de los AH indican que son asociaciones complejas de pequeñas mezclas polidispersas de polielectrolitos heterogéneos que se comportan como ácidos débiles que pueden ser estudiados o analizados a través de técnicas analíticas.

La ionización de los grupos funcionales ácidos está regulada por el pH del medio, influyendo en su reactividad para formar complejos con otros elementos presentes en el medio edáfico.

Las titulaciones se llevaron a cabo de acuerdo a la técnica descrita por Campitelli *et al.*, (2003).

#### *Procedimiento:*

Se preparó una cantidad de solución de AH disolviendo los mismos en un pequeño volumen de NaOH  $0,500 \text{ mol L}^{-1}$  y adicionando agua deionizada hasta volumen final. Se transfirió a un vaso de precipitación una alícuota de solución de ácido húmico que contenía una masa conocida (8-10 mg) de AH y 10 mL de agua deionizada. Las titulaciones se

realizaron en solución acuosa en ausencia de electrolito soporte y en atmósfera de N<sub>2</sub>. Se empleó, una solución de ácido HCl (0,05 mol L<sup>-1</sup>) para la valoración del AH. Paralelamente se tituló un blanco. La diferencia entre los protones consumidos por la solución y los utilizados por el blanco para alcanzar el mismo valor de pH se consideró que fueron los protones que utilizó el AH en el desarrollo de cargas superficiales.

Las titulaciones se realizaron utilizando una bureta automática Schott Geräte T80/20, la solución del titulante (HCl) se adicionó a una velocidad de 0,1 mL/40 s. Esta velocidad se eligió teniendo en cuenta que la variación de pH se mantuviera dentro de un rango de 0,02-0,04 unidades de pH. Los valores de pH se midieron con un pH-metro Orion Research 901 equipado con un electrodo de vidrio combinado Orion 9103.

Los resultados obtenidos fueron procesados a través de un software desarrollado por el grupo de trabajo, que permitió obtener las cargas negativas desarrolladas por los AH, expresadas en cmol kg<sup>-1</sup> en el rango de pH estudiado (-Q vs. pH).

### **Relación E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>**

La relación E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub> se relaciona con el nivel de condensación de las sustancias húmicas, decrece a medida que las moléculas tienen mayor grado de condensación de los anillos aromáticos (Schnitzer y Khan, 1972) y aumenta cuanto más nivel de agregación y mayor alifaticidad contenga la molécula (Chen *et al.*, 1978b).

#### *Procedimiento:*

Se midió la absorbancia a 465 nm y 665 nm, de una solución que contenía 3 mg de AH en 10 mL de solución de bicarbonato de sodio 0,05 mol L<sup>-1</sup>, en espectrofotómetro y se calculó la relación entre ambos valores de absorbancia (E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>).

## **RESULTADOS Y DISCUSION**

### **Caracterización fisico-química de los ácidos húmicos**

## Análisis elemental

La composición elemental de los ácidos húmicos puede variar en función del pH, tipo de material original utilizado, tipo de proceso utilizado en la estabilización del material (compostaje, vermicompostaje u otro) y tiempo del proceso (Stevenson, 1994; Chefetz *et al.*, 1998; Lguirati *et al.*, 2005; Plaza *et al.*, 2008).

En la Tabla 4.2 se muestra la composición elemental de los ácidos húmicos extraídos de los compost y vermicompuestos de las diferentes calidades seleccionadas (**A**, **B<sub>1</sub>**, **B<sub>2</sub>** y **B<sub>3</sub>**), clasificados de esta manera a partir del análisis realizados en el capítulo 2 y de un suelo clasificado taxonómicamente como Haplustol éntico (clasificación USDA) de la provincia de Córdoba.

Los *AH* extraídos de compost y vermicompuestos presentan mayores contenidos de N que los *AH* extraídos de suelo, probablemente debido a la incorporación en la macromolécula de los ácidos húmicos en neoformación de compuestos nitrogenados de tipo proteicos (García *et al.*, 1992; Vincelas-Akpa y Louquet, 1997; Lguirati *et al.*, 2005).

Tabla 4.2. Composición elemental (%) referida al material libre de ceniza y humedad, relación atómica (C/N, C/H, O/C), relación E4/E6 y porcentaje de cenizas de los ácidos húmicos (*AH*) de las distintas calidades de enmiendas analizadas (compost y vermicompuestos) y de un suelo de la provincia de Córdoba

	<i>C</i>	<i>N</i>	<i>H</i>	<i>S</i>	<i>O</i>	<i>O/C</i>	<i>N/C</i>	<i>H/C</i>	cenizas	<i>E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub></i>
<b><i>AH-CV3</i></b>	52,9	3,10	4,72	nd	39,18	0,55	0,05	1,07	6,6	6,18
<b><i>AH-CW2</i></b>	51,71	6,32	4,9	nd	37,07	0,53	0,10	1,14	1,96	5,32
<b><i>AH-VMW1</i></b>	51,7	5,01	4,7	0,61	38,00	0,55	0,08	1,09	1,5	8,77
<b><i>AH-CM6</i></b>	52,47	4,66	4,96	nd	37,91	0,54	0,08	1,14	1,27	6,84
<b><i>AH-S</i></b>	54,63	2,85	3,26	nd	39,27	0,54	0,04	0,72	1,7	4,30

*AH-CV3* (*AH* extraído de compost de material vegetal); *AH-CW2* (*AH* extraído de compost de residuos sólidos urbanos mezclado con suelo); *AH-VMW1* (*AH* extraído de vermicompostuesto de residuos vegetales y estiércol); *AH-CM6* (*AH* extraído de compost de residuos vegetales, residuos sólidos urbanos y estiércol) y *AH-S* (*AH* extraído de un suelo Haplustol éntico de la provincia de Córdoba). nd: no se detectó.

El contenido de C de los *AH* extraídos de compost y vermicompuestos es menor que los correspondientes a los *AH* de suelo; esto está de acuerdo a lo observado por Lguirati et al. (2005). El menor contenido de C de los *AH* extraídos de compost y vermicompuestos es debido a que durante el proceso de estabilización y maduración de la materia orgánica se produce la fermentación aeróbica y una extensiva mineralización de los compuestos orgánicos con pérdidas de carbono como dióxido de carbono. Los *AH* extraídos de los materiales compostados y vermicompuestos presentan menores contenidos de Oxígeno y mayores contenidos de Hidrógeno que el *AH-S*.

Las relaciones O/C, H/C y N/C proporcionan información muy útil para identificar sustancias húmicas provenientes de diferentes materiales, modelizar cambios estructurales de las sustancias húmicas en diferentes ambientes o para establecer aproximaciones de la fórmula molecular de las mismas (Adani *et al.*, 2006).

La relación O/C de los *AH* derivados de las enmiendas orgánicas estudiadas es similar a la correspondiente a los *AH-S*, indicando que durante el tiempo del proceso (compostaje o vermicompostaje) se produjo una evolución hacia estados más oxidados de las sustancias húmicas involucradas.

La relación H/C monitorea el grado de madurez de las sustancias húmicas (ácidos húmicos y fúlvicos) y puede ser considerada como indicador del origen de la materia orgánica (Gonzales-Vila *et al.*, 1992). El valor de la relación H/C de los *AH* derivados de las enmiendas orgánicas analizadas es mayor que 1, indicando que los *AH* se originaron, probablemente, de materia orgánica bacteriana, lo cual es consistente con las tecnologías utilizadas para obtener el compost y el vermicompuesto (Belzile *et al.*, 1997; Chai *et al.*, 2007).

Los mayores valores de las relaciones H/C de los *AH* extraídos de las enmiendas orgánicas estudiadas, con respecto al valor que corresponde a las *AH-S*, indican que estos *AH*, derivados de compost y vermicompuesto, son menos maduros, menos condensados o poseen anillos aromáticos menos sustituidos que los *AH* del suelo (Chai *et al.*, 2007; Lguirati *et al.*, 2005; Meyers y Ishiwatari, 1993).



La relación N/C, indica mayor contenido de N en los *AH* extraídos de los materiales compostados y vermicompostados analizados que en los *AH-S*, lo que puede ser debido a que los restos vegetales son los contribuyentes principales de las *SH* de los suelos (Chai *et al.*, 2007). En cambio, en los materiales compostados y vermicompostados existe un aporte superior de nitrógeno, sobre todo en los casos de los que fueron elaborados con estiércoles (CM6, VMW1) y con RSU (CW2).

### **Espectroscopia de absorción visible: Relación $E_4/E_6$**

La dispersión de la luz monocromática en una solución diluida de macromoléculas o sistemas coloidales está estrechamente relacionada con su peso, tamaño e interacción de las partículas en solución (Chen *et al.*, 1977; Pertusati y Prado, 2007).

La absorbancia del extracto alcalino de *SH* en el espectro UV-Vis es una técnica ampliamente utilizada para determinar propiedades moleculares del material húmico. A pesar de que esta técnica no provee una información directa, se supone que la absorbancia entre 460-480 nm refleja el contenido del material orgánico al inicio de la humificación y la absorbancia entre 600-670 nm es indicativa de un material fuertemente humificado, con un alto grado de aromaticidad y presencia de grupos condensados (Kononova, 1982; Zbytniewski y Buszewski, 2005).

El valor de la relación  $E_4/E_6$ , obtenida a través de los valores de absorbancia determinados a 465 y 665 nm, es un índice del nivel de agregación entre las partículas o macromoléculas. La relación  $E_4/E_6$  es utilizada con frecuencia para indicar el grado de humificación de la *MO*. Una progresiva humificación es indicada por un decrecimiento en el valor de  $E_4/E_6$  (Sellami *et al.*, 2008; Campitelli y Ceppi, 2008). En cambio, valores elevados de esta relación sugieren la existencia de macromoléculas con mayor agregación, es decir con presencia de un mayor contenido de ramificaciones con cadenas alifáticas y usualmente está relacionada con un elevado contenido de grupos funcionales (Stevenson, 1982; Kononova, 1982; Chen *et al.*, 1978b; Pertusatti y Prado, 2007).

Existe también una relación inversa entre la relación  $E_4/E_6$  y el tiempo de evolución de las SH, ya que valores más grandes de esta relación implican menor grado de condensación y tiempo de evolución de las SH (Stevenson, 1982). Es decir, las sustancias más humificadas y con mayor carácter aromático corresponden a las de origen más antiguo y tendrán menores valores de la relación  $E_4/E_6$ .

Los valores observados de esta relación para los AH estudiados, oscilan entre 5,32 a 8,77 para los compost y vermicompuestos (*AH-CV3*, *AH-CW2*, *AH-VMW1*, *AH-CM6*) (Tabla 4.2). Los mayores valores de la relación  $E_4/E_6$  de los AH extraídos de las enmiendas orgánicas con respecto al valor de AH-S indican un alto grado de agregación de la macromolécula de los AH en los compost y vermicompuestos analizados y un incompleto o deficiente grado de humificación. En este sentido Zbytniewski y Buszewski (2005) observaron al final de un proceso de compostaje que la relación  $E_4/E_6$ , tenía valores cercanos a 8,8, sugiriendo que el proceso de humificación no era completo y que la materia orgánica de compost considerados maduros difería de la materia orgánica presente en los suelos.

Los *AH-CW2* presentan un valor de la relación  $E_4/E_6$  similar a la correspondiente a los AH-S, probablemente debido a la presencia de suelo en el material original sujeto al proceso de compostaje. Los AH del suelo presente en la mezcla, se comportan como un sumidero del carbono proveniente de la enmienda orgánica, estabilizando los AH provenientes del material compostado, frente a la actividad microbiana y dando origen a ácidos húmicos con estructura similar a los AH de suelo (Spaccini *et al.*, 2002).

La relación  $E_4/E_6$  de *AH-VMW1* es mayor en comparación con los valores correspondientes a los *AH-CV3* y *AH-CM6*. Esto puede ser atribuido fundamentalmente a dos factores: los diferentes procesos de estabilización-maduración (vermicompostaje o compostaje) y los diferentes tiempos de duración del proceso (Tabla 4.1), ya que no existen grandes diferencias en los materiales originales a partir de los cuales fueron elaborados (sobre todo entre *AH-VMW1* y *AH-CM6*).

La mayor relación  $E_4/E_6$  de los *AH* derivados del material vermicompostado respecto a los *AH* extraídos de materiales compostados, observadas en este estudio, sugiere una menor estructura aromática, un incremento en el carbono alifático y del contenido de polisacáridos al final del proceso de vermicompostaje, dando origen a *AH* de mayor agregación (supramoléculas) (Sen y Chandra, 2007; Pertusatti y Prado, 2007; Campitelli y Ceppi, 2008).

Los *AH-CV3* y *AH-CM6* fueron extraídos de materiales orgánicos sometidos a procesos de compostaje por períodos de 240 y 270 días, respectivamente y *AH-VMW1* se extrajo de un material orgánico vermicompostado por 120 días (Tabla 4.1); por lo que, el factor tiempo puede, también, influir en las características de los *AH* extraídos (Huang *et al.*, 2006).

### **Análisis de grupos funcionales**

Las SH (*AH* y *AF*) son una compleja y no totalmente definida mezcla heterogénea de sustancias orgánicas con comportamiento polielectrolítico. La capacidad de enlace de los *AH* tiene su origen en la presencia de grupos funcionales ácidos. El transporte y el destino de los cationes, ya sea se trate de metales pesados como de aquellos cationes que son nutrientes, están determinados por la presencia de los *AH* y las características de los grupos ácidos presentes en la macromolécula (Masini *et al.*, 1998; Koopal, *et al.*, 2005).

Los grupos carboxilos ( $\text{COO}^-$ ) y oxhidrilos fenólicos ( $\text{OH}^-$ ) son los sitios ionizables más importantes que se encuentran presentes en las SH (*AH* y *AF*) y determinan la capacidad de enlace con iones metálicos y protones, desarrollada por estos materiales, en aguas naturales, suelos o sedimentos (Masini *et al.*, 1998). La estructura y composición de las SH varía dependiendo de las condiciones de las cuales derivan (pH, potencial redox, temperatura, humedad, entre otras), así como también de la naturaleza del material del cual provienen (Schnitzer y Kan, 1972; Stevenson, 1982; Sparks, 1995). Los contenidos de grupos  $\text{COO}^-$  y  $\text{OH}^-$  y, en consecuencia, la acidez total de los *AH* extraídos de compost y vermicompuestos son menores a los contenidos de estos grupos presente en los *AH* extraídos de suelo, como se observa en la Tabla 4.3.

Tabla 4.3. Contenido de grupos funcionales de los ácidos húmicos (AH) de distintas calidades extraídos de las enmiendas analizadas (compost y vermicompuestos) y de un suelo de la provincia de Córdoba ( $\text{cmol kg}^{-1}$ ).

	<i>Acidez total</i>	<i>R-COO<sup>-</sup></i>	<i>R-OH fenólicos</i>
<i>AH-CV3</i>	710	402	308
<i>AH-CW2</i>	591	314	277
<i>AH-VMW1</i>	396	285	111
<i>AH-CM6</i>	513	305	208
<i>AH-S</i>	1161	567	594

AH-CV3 (AH extraído de compost de material vegetal); AH-CW2 (AH extraído de compost de residuos sólidos urbanos mezclado con suelo); AH-VMW1 (AH extraído de vermicompostuesto de residuos vegetales y estiércol); AH-CM6 (AH extraído de compost de residuos vegetales, residuos sólidos urbanos y estiércol) y AH-S (AH extraído de un Haplustol éntico de la provincia de Córdoba).

Un comportamiento similar fue observado en otras investigaciones (Masini *et al.*, 1998; Campitelli *et al.*, 2003; Senesi *et al.*, 2007; Campitelli y Ceppi, 2008). Esto puede ser explicado por tratarse de compuestos de formación reciente y que presentan un menor contenido de grupos oxidados.

La mayor acidez total que se observa en los *AH-CV3*, es probablemente, debido al mayor tiempo de proceso al que fue sometido este material (Tabla 4.1). A medida que el tiempo de compostaje avanza, aumenta el contenido de grupos funcionales oxigenados tales como los grupos  $\text{COO}^-$  y  $\text{OH}^-$  (Veeken *et al.*, 2000). Este aumento en el contenido de grupos funcionales que contienen oxígeno se observa a medida que aumenta el grado de humificación del material compostado (Fukushima *et al.*, 2009). Este efecto podría estar relacionado con la oxidación de grupos metoxilos y grupos alcohólicos presentes en los residuos originales y/o en la degradación microbiana de carbohidratos durante los procesos de estabilización y maduración (Sánchez-Monedero *et al.*, 2002)

El menor contenido de grupos funcionales y acidez total de *AH-VMW1* puede ser atribuido a las condiciones más anaeróbicas que ocurren en los procesos de vermicompostaje a causa de la ausencia de volteos periódicos y al mayor contenido de

humedad, respecto al proceso de compostaje, que requiere este tipo de manejos. En este sentido, en otras investigaciones se ha observado que la oxidación que ocurre durante los procesos de vermicompostaje es limitada (Plaza *et al.*, 2002; Plaza *et al.*, 2008; Tognetti *et al.*, 2005, Campitelli y Ceppi., 2008). Otros autores sugieren que el nivel de grupos funcionales ácidos y el grado de policondensación y humificación en enmiendas que provienen de estiércoles es menor respecto a aquellas que provienen de restos vegetales (Hsu y Lo, 1999; Huang *et al.*, 2006; Senesi *et al.*, 2007).

### **Propiedades ácido-base de los ácidos húmicos**

Los AH son mezclas complejas de polielectrolitos heterogéneos que se comportan como ácidos débiles y que desempeñan un papel fundamental en el ambiente a través de la regulación en la concentración de los iones en la solución del suelo (Campitelli *et al.*, 2003).

La capacidad de enlace con los metales que tiene su origen en la presencia de grupos funcionales ácidos puede estudiarse con métodos basados en la ionización de estos grupos funcionales ácidos, principalmente carboxilos e hidroxilos fenólicos y otros grupos minoritarios, tales como, los grupos amino que están involucrados en los equilibrios ácido-base y el desarrollo de cargas superficiales (Senesi y Lofredo, 1999).

El desarrollo de cargas superficiales que presentan los AH puede ser estudiado a través de titulaciones ácido-base, en ausencia o en presencia de electrolito soporte. La interpretación de las curvas de desarrollo de carga en función de pH no es sencilla debido a la amplia variedad de grupos funcionales que presentan y a la heterogeneidad que exhiben los AH (Ceppi *et al.*, 1999; Campitelli *et al.*, 2003; García-Gil *et al.*, 2004; Koopal *et al.*, 2005; Campitelli *et al.*, 2006; Plaza *et al.*, 2006a).

Las curvas de desarrollo de cargas en función del pH (-Q vs pH) entre pH 2 a 11 obtenidas a través de titulaciones potenciométricas y corregidas por una solución blanco se muestran en la figura 4.1. Las líneas enteras fueron calculadas en función de una ecuación

polinomial de sexto grado, de acuerdo al procedimiento propuesto por Machesky (1993). La ecuación utilizada tiene la siguiente expresión matemática (4.3)

$$\text{cmol de } H^+ \text{ enlazados o liberados/kg de AH } (-Q) = a(\text{pH})^6 + b(\text{pH})^5 + \dots + f(\text{pH}) + g \quad (4.3)$$

Esta ecuación de ajuste fue utilizado con el propósito de suavizar los datos experimentales en el rango de pH 2 a 11, presenta valores de  $R^2$  que en todos los casos superan a 0,999, indicando que la ecuación utilizada presenta un ajuste correcto. En otros estudios se observó que ecuaciones polinomiales de menor orden no proporcionaban ajustes aceptables y que la utilización de ecuaciones de mayor orden no mejoraba significativamente el ajuste (Machesky, 1993; Campitelli *et al.*, 2003).

El desarrollo de cargas negativas superficiales de los *AH* extraídos de los materiales compostados y vermicompostados analizados, es menor a la que presentó el *AH* extraído de suelos (*AH-S*) en todo el rango de pH estudiado, probablemente debido a que el proceso de humificación y oxidación que ocurre durante los procesos de estabilización y maduración es más corto e incompleto comparado con lo que ocurre en condiciones naturales en el suelo. Ésto está de acuerdo con otros estudios realizados con materiales similares (Garcia-Gil *et al.*, 2004; Campitelli *et al.*, 2006; Pedra *et al.*, 2008).

Los *AH-CV3* presentaron un mayor desarrollo respecto a las otras enmiendas analizadas, lo que acuerda con el contenido de grupos funcionales ácidos obtenidos a través de la técnica del acetato de calcio y del hidróxido de bario propuesta por Schnitzer y Gupta (1965) (Tabla 4.3).

Los *AH-VMW1* y *AH-CM6* presentaron el menor desarrollo de cargas superficiales negativas (figura 4.1), lo cual se ajusta a los valores de acidez total y contenido de grupos carboxilos ( $\text{COO}^-$ ) y oxidrilos fenólicos ( $\text{OH}^-$ ) obtenidos utilizando la técnica propuesta por Schnitzer y Gupta (1965) (Tabla 4.3).

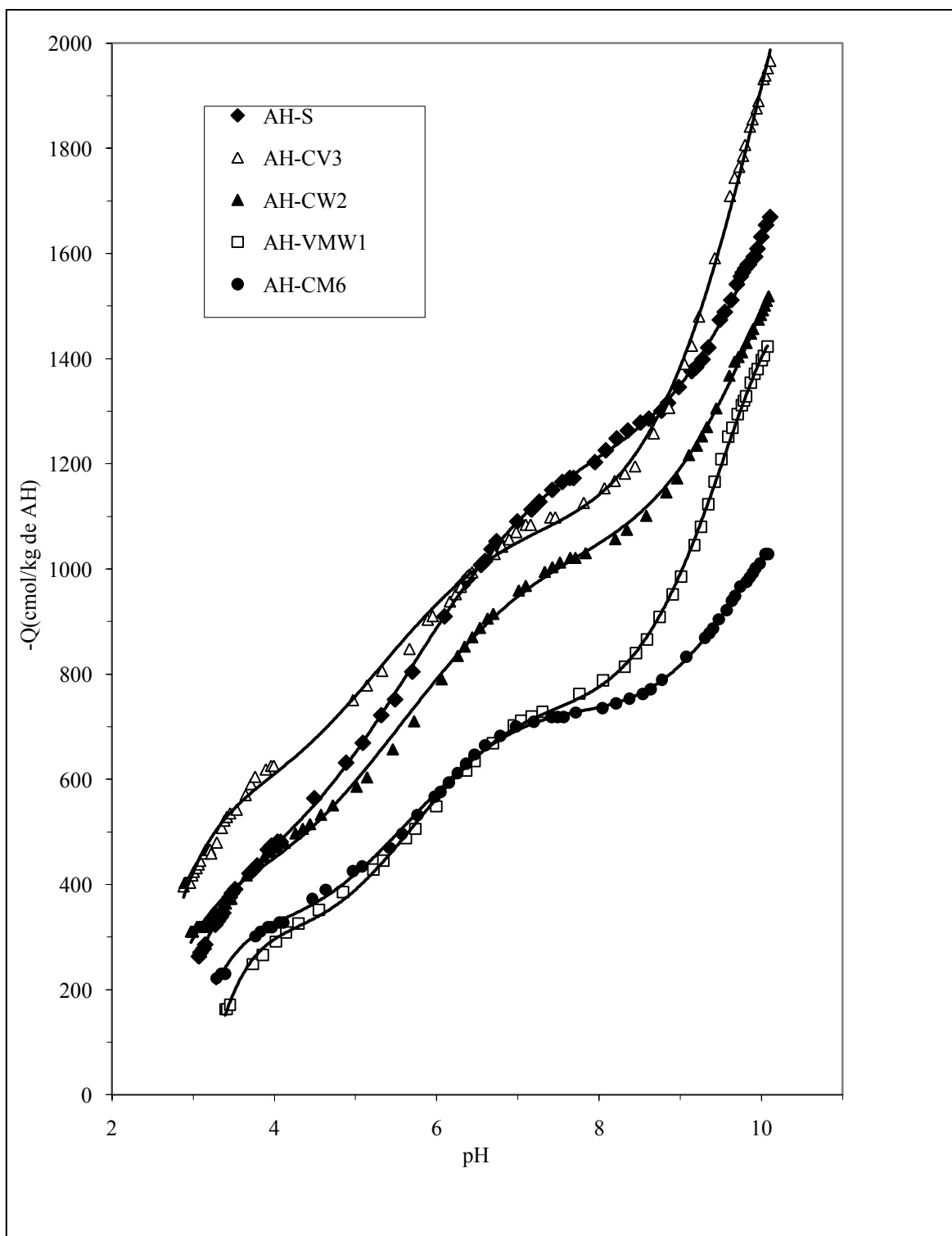


Figura 4.1. Curvas de desarrollo de carga (cmol/kg) en función del pH para los ácidos húmicos (AH) extraídos de compost (AH-CV3, AH-CW2, AH-CM6), vermicompuesto (AH-VMW1) y de un suelo de la provincia de Córdoba (AH-S). Las líneas enteras fueron calculadas en función de un polinomio de ajuste de sexto grado (con valores  $R^2$  superiores a 0,999 en todos los casos).

El menor desarrollo de cargas superficiales de *AH-VMW1* puede ser atribuido al corto tiempo de procesamiento del material original (120 días). En el desarrollo de cargas superficiales correspondiente al *AH-CM6* deben tenerse en cuenta otras condiciones que determinan las características finales del AH, tales como, el material original utilizado (utilización de estiércol) y las características del proceso (volteos y riegos controlados) y no solamente el mayor tiempo de proceso (270 días) al que fue sometido el material (Ranalli *et al.*, 2001; Goyal *et al.*, 2005).

En el capítulo 2, el material CV3 fue incluido dentro del grupo de materiales de calidad **A**, en concordancia, sus *AH* presentan características similares a los AH de suelo (AH bajo procesos de humificación natural), el material VMW1 fue considerado maduro (subgrupo **B<sub>2</sub>**) y el material CM6 fue considerado inmaduro (subgrupo **B<sub>3</sub>**) dentro del grupo **B** (calidad media) en la clasificación de las enmiendas. A partir del análisis exhaustivo de las características físico-químicas de sus AH es posible observar que el desarrollo de cargas superficiales en ambos casos no difiere significativamente entre ellos y es inferior al de los AH extraídos de la enmienda calidad **A** (CV3) y de los AH de suelo. Es decir, que la diferencia existente en la clasificación en calidades **B<sub>2</sub>** (calidad media: estables y no fitotóxicos) y **B<sub>3</sub>** (calidad media: inestables o fitotóxicos) no es observable a nivel de la madurez de los AH extraídos.

El *AH-CW2* presenta un desarrollo de cargas similar a *AH-S* a pesar de haber sido incluido dentro de los materiales del subgrupo **B<sub>1</sub>** (calidad media: con presencia de material inerte o de suelo), este resultado puede ser atribuido a la presencia de suelo en la mezcla original a compostar, por lo tanto sus AH poseen características superficiales similares a los AH provenientes de suelo.

En todos los AH estudiados las curvas de titulación (-Q vs. pH) mostraron tres zonas más o menos definidas. La primera zona corresponde a pH menores a 5, la segunda zona corresponde a pH entre 5-6, hasta pH 8,5-9 y una tercera zona en pH superiores a 9. La primera zona, puede ser atribuida principalmente, a la presencia de los grupos ácidos fuertes del tipo de los *o*-carboxilos (COO<sup>-</sup>), la segunda zona corresponde a grupo de mediana acidez del tipo de los grupos carboxilos (COO<sup>-</sup>) y la tercera zona corresponde a



grupos ácidos débiles tales como los OH<sup>-</sup> fenólicos y aminas que pueden ser tituladas conjuntamente con los OH<sup>-</sup> fenólicos (Aleixo *et al.*, 1982; Campitelli *et al.*, 2003; Ritchie y Perdue, 2003; Plaza *et al.*, 2006 a,b).

La pendiente de las curvas de titulación es una medida del grado de heterogeneidad de los AH, es decir, de la variación en las características ácido-base de los distintos tipos de grupos ácidos presentes en la macromolécula. Cuanto mayor es la pendiente de la curva de titulación, menor es la diversidad de los sitios presentes y por lo tanto menor su heterogeneidad.

Con el propósito de analizar la heterogeneidad química de los ácidos húmicos, se puede obtener una función denominada *función de distribución de las constantes aparentes de disociación* (pK<sub>ap</sub>), a partir de la derivada primera [d(-Q)/dpH] de los datos experimentales (-Q vs. pH), ajustados con la ecuación polinomial de sexto grado utilizada previamente. Estas curvas permiten estimar la fuerza ácida promedio de los distintos grupos o clases de sitios ácidos (pK<sub>ap</sub>) y la diversidad o heterogeneidad de los grupos funcionales ácidos presentes en los AH (Nederlof *et al.*, 1994; Campitelli *et al.*, 2003).

Cuando la derivada primera de la curva -Q vs. pH, denominada función distribución de afinidad (d-Q/dpH), muestra picos estrechos y separados, la superficie se caracteriza por presentar pocos sitios ácidos diferentes. El número de clases de sitios, es por lo tanto igual al número de picos y las constantes aparentes de disociación (pK<sub>ap</sub>) se obtienen de la posición de los picos. Cuando la distribución es ancha y aplanada la superficie se caracteriza por presentar muchos sitios ácidos, prácticamente un continuo de sitios y por lo tanto, presenta una mayor heterogeneidad (de Wit, *et al.*, 1993 a y b; Koopal *et al.*, 2005).

Las curvas [d(-Q)/dpH vs pH] correspondientes a las funciones de distribución de los distintos AH estudiados se representan gráficamente en la figura 4.2.

Las características de las curvas [d (-Q)/dpH vs pH] obtenidas son similares para todas las muestras estudiadas. Se observan máximos y mínimos bien definidos entre pH 3 a

10. En este sentido podemos observar que los grupos funcionales se separan en tres sitios dominantes. Esto equivale a suponer que los diferentes tipos de sitios son ocupados secuencialmente (Avena *et al.*, 1999; Koopal *et al.*, 2005).

Las zonas correspondientes a los grupos de sitios en la macromolécula, de diferentes fuerzas ácidas ( $pK_{ap}$ ), obtenidas a partir de las curvas [ $d(-Q)/dpH$  vs.  $pH$ ] pueden ser clasificados de la siguiente manera: la zona con valor de  $pH < 4-5$  puede ser asignada a los grupos funcionales ácidos más fuertes ( $o-COO^-$ ); el rango de  $pH 4-5$  a  $8,5-9$  puede ser atribuido a los grupos carboxilos simples ( $COO^-$ ) y a valores de  $pH > 8,5-9$  a grupos funcionales ácidos débiles ( $OH$ ,  $NH_2$  etc.).

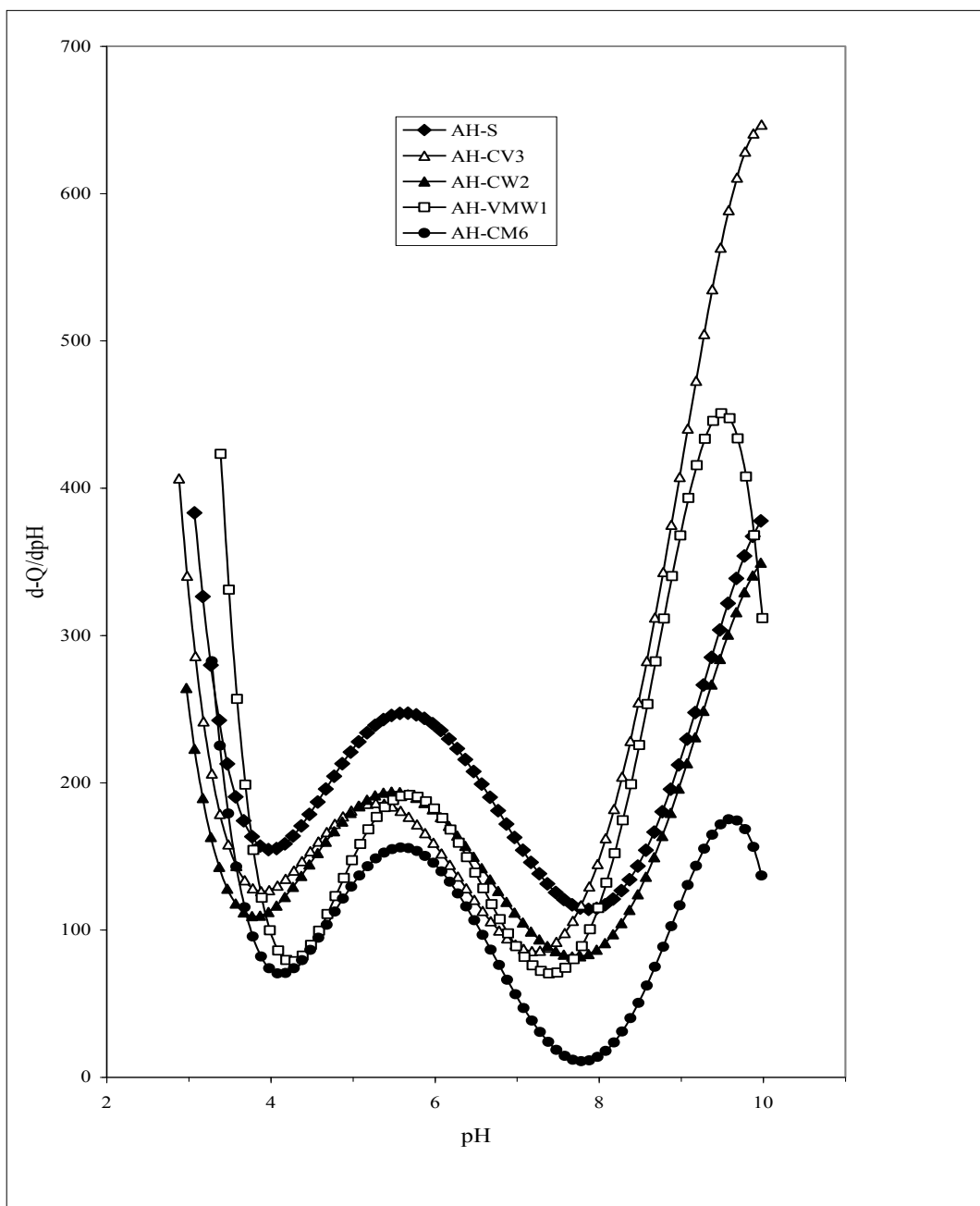


Figura 4.2. Curvas de distribución de las constantes de disociación aparente ( $K_{ap}$ ) en función del pH para los ácidos húmicos (AH) extraídos de compost (AH-CV3, AH-CW2, AH-CM6), vermicompuesto (AH-VMW1) y de un suelo de la provincia de Córdoba (AH-S) obtenidas a partir de la derivada primera de las curvas de cargas en función de pH suavizadas por un polinomio de sexto grado.

Las curvas  $[d(-Q)/dpH \text{ vs } pH]$ , pueden ser analizadas, también, como la variación de la capacidad reguladora del pH (capacidad buffer) de los AH (Machesky, 1993).

La altura del pico (valor de la coordenada  $d-Q/dpH$ ), representa la capacidad reguladora correspondiente a ese sistema buffer. Los AH-S presentan el mayor valor de esta coordenada, indicando una mayor capacidad reguladora en este rango de pH, con respecto a los *AH* extraídos de los materiales compostados y vermicompostados estudiados.

La capacidad reguladora de los *AH* extraídos de estos materiales es menor a la de los AH de suelo (AH-S), pero, los *AH* contenidos en los materiales compostados y/o vermicompostados pueden contribuir o incluso incrementar la capacidad reguladora del pH cuando estos materiales sean utilizados como una enmienda orgánica.

La curva [ $d(-Q)/dpH$  vs. pH] correspondiente a los AH-S, presenta el máximo central ( $4 < pH < 8$ ) ligeramente más ancho en la base que los obtenidos para los *AH* derivados de los materiales compostados y vermicompostados estudiados. Esta característica en los AH-S indica que la superficie se caracteriza por poseer diferentes tipos de sitios ácidos, con poca diferencia en sus fuerzas ácidas, y por lo tanto muestra mayor heterogeneidad. Esta característica puede ser producto de una MO (sustancias húmicas) originada a partir de la incorporación de restos de diversos orígenes que se fueron incorporando durante mucho tiempo: restos de origen vegetal, animal y la transformación de éstos bajo la acción de distintos grupos de microorganismos, así como de diversos representantes de la fauna (Kononova, 1982), a diferencia de lo que se podría esperar para el producto final del compostaje y/o vermicompostaje, cuyos *AH* provienen de la humificación de los pocos materiales originales que fueron seleccionados para realizar el proceso.

A partir de la comparación del ancho y la simetría de los máximos correspondiente al rango de pH 4-8, se observa que en todos los AH estudiados, el *AH-VMW1* presenta el menor ancho y mayor simetría en este rango de pH, indicando una menor heterogeneidad, probablemente debido al tipo de proceso al cual fue sometida la materia orgánica original, vermicompostaje (figura 4.2). Sen y Chandra (2007), sostienen que el vermicompostaje provoca una degradación homogénea de todos los tipos de compuestos orgánicos, sin una selectiva acumulación de ninguna forma estable preferencial y, además, al final del proceso

se observa un incremento de las cadena alifáticas y polisacáridos, proponiendo que durante este proceso predomina la neo síntesis de *AH*.

Este comportamiento sugiere que los diferentes procesos de bio-oxidación que ocurren en las distintas metodologías usadas para obtener una MO estabilizada tienen influencia en las características químicas y fisicoquímicas de los diferentes grupos ácidos presentes en los *AH* en concordancia a lo observado en investigaciones previas (Vincelas Apka y Loquet, 1997; Lguirati *et al.*, 2005; Tognetti *et al.*, 2005; Sen y Chandra, 2007; Campitelli y Ceppi, 2008).

La curva [d(-Q)/dpH vs. pH] correspondiente a los *AH* extraídos de los materiales compostados y vermicompostados son similares a la obtenida para el *AH-S*, pero con desplazamiento de la posición de los máximos en el eje de pH, con respecto al valor obtenido para el *AH-S*; indicando diferencias en la fuerza ácida de los grupos de sitios involucrados (Tabla 4.4).

Tabla 4.4. Valores promedio de pKap de los *AH* estudiados obtenidos a partir de las curvas [d(-Q)/dpH vs pH]

<i>Acido húmico</i>	<i>pKap1(Kap1)</i>	<i>pKap2( Kap2)</i>	<i>pKap3 (Kap3)</i>
<i>AH-CV3</i>	2,88 (1,31 10 <sup>-3</sup> )	5,17 (6,76 10 <sup>-6</sup> )	9,98 (1,05 10 <sup>-10</sup> )
<i>AH-CW2</i>	2,97 (1,07 10 <sup>-3</sup> )	5,47 (3,39 10 <sup>-6</sup> )	9,97 (1,07 10 <sup>-10</sup> )
<i>AH-VMW1</i>	3,39 (4,07 10 <sup>-4</sup> )	5,69 (1,25 10 <sup>-6</sup> )	9,49 (3,23 10 <sup>-10</sup> )
<i>AH-CM6</i>	3,38 (1,58 10 <sup>-4</sup> )	5,58 (2,63 10 <sup>-6</sup> )	9,68 (2,09 10 <sup>-10</sup> )
<i>AH-S</i>	3,07 (8,51 10 <sup>-4</sup> )	5,67 (2,5 10 <sup>-6</sup> )	9,97 (1,07 10 <sup>-10</sup> )

## ASPECTOS RELEVANTES

Los *AH* extraídos de compost y vermicompuestos presentan mayores contenidos de N e H y menores contenidos de C y O que los *AH* extraídos de suelo.

La elevada relación H/C de los *AH* derivados de enmiendas orgánicas (compost y vermicompuestos) indica que son menos condensados, menos aromáticos y que tienen un mayor grado de cadenas saturadas que los *AH* de suelo.

Los valores obtenidos de la relación  $E_4/E_6$  de los *AH* derivados de los compost y vermicompuestos son mayores al valor correspondiente a los HA-S, lo que indica un mayor grado de agregación y carácter alifático.

Los contenidos de grupos ácidos carboxilos ( $\text{COO}^-$ ), acidez total y desarrollo de cargas superficiales negativas de los *AH* extraídos de las enmiendas orgánicas analizadas (compost y vermicompuestos) son menores a los valores correspondientes a los *AH* de suelo. Los *AH* extraídos del vermicompuesto (*AH-VMW1*) presentan menor grado de humificación, menor cantidad de grupos ácidos (desarrollo de cargas superficiales), y menor fuerza ácida, especialmente los grupos carboxilos ( $\text{COO}^-$ ), con respecto a los *AH* derivados de los materiales compostados y los *AH* de suelo analizados en este estudio.

Los *AH* extraídos de los materiales compostados o vermicompostados analizados presentan menor capacidad buffer que los *AH* extraídos de suelo.

Los diferentes grupos de sitios ácidos presentes en los *AH* estudiados (suelo y derivados de enmiendas) presentan distinta distribución (heterogeneidad) y fuerza ácida promedio ( $\text{pK}_{\text{ap}}$ ) dependiendo del material original, tiempo y tipo de proceso (condiciones naturales, compostaje o vermicompostaje).

La mezcla de compost y suelo durante el procesamiento de las enmiendas genera *AH* que presentan características similares a los *AH* del suelo.

## **CONCLUSIONES**

Los resultados obtenidos indican que la composición, cantidad de grupos funcionales ácidos, propiedades espectroscópicas, características fisicoquímicas (desarrollo de cargas), características ácido-base (fuerza ácida de los grupos funcionales y capacidad

reguladora del pH) de los *AH* derivados de enmiendas orgánicas son diferentes a las de los *AH* de suelo.

La tecnología (compostaje y/o vermicompostaje) utilizada para obtener la enmienda orgánica, los materiales originales y el grado de evolución del proceso de humificación influyen en las propiedades químicas y fisicoquímicas de los *AH* derivados.

Los *AH* extraídos de las enmiendas orgánicas compostadas presentan características más similares a los *AH* de suelo. Si el proceso al cual se someten los restos orgánicos es el vermicompostaje (VMW1 calidad **B<sub>2</sub>**), los *AH* derivados tienen características químicas, fisicoquímicas y estructurales muy diferentes a los *AH* de suelo.

Si solo se somete a compostaje material vegetal (enmienda CV3 calidad **A**), los *AH* derivados presentan características más cercanas a los *AH* de suelo. Si en la mezcla se incorporan estiércoles, residuos urbanos u otro material orgánico (enmiendas CW2 calidad **B<sub>1</sub>** y CM6 calidad **B<sub>3</sub>**) las características de los *AH* derivados se alejan de las correspondientes a los *AH* de suelo.

En general, la calidad de los *AH*, evaluada en función de sus características químicas, físico-químicas y espectroscópicas se encuentra en relación a la calidad de las enmiendas de las cuales fueron extraídos.

Los resultados obtenidos para los *AH* derivados de materia orgánica madura producida a través de diferentes tecnologías (compostaje y vermicompostaje) son muy importantes desde el punto de vista químico y fisicoquímico, debido a que pueden ser una herramienta para predecir la madurez de las enmiendas orgánicas y su contribución a algunas propiedades de suelo muy importantes (CIC, capacidad reguladora del pH, actividad microbiana, entre otras) y así pueden ser considerados como otros indicadores de la calidad para una enmienda orgánica.

## BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Avena, M.J., Koopal, L.K., van Riemsdijk, W.H. 1999. Proton binding to humic acids: electrostatic and intrinsic interactions. *J. Colloid Interface Sci.* 217: 37-48.
- Adani, F., Genevini, P., Tambone, F., Montoneri, E. 2006. Compost effect on soil humic acid: a NMR study. *Chemosphere* 65: 1414-1418.
- Aleixo, L.M., Godinho, O.E.S., Da Silva, W.F. 1982. Potentiometric study of acid-base properties of humic acids using linear function for treatment of titration data. *Anal. Chim. Acta* 257: 35-39.
- Belzile, N., Joy, H.A., Li, H. 1997. Characterization of humic substances extracted from Canadian lake sediments. *Can. J. Chem.* 75: 14-27.
- Brebbia, C.A., Kungolos, S., Popov, V., Itoh, H. 2004. *Waste Management and the Environment II*. WIT Press, Southampton, Boston, 696 pp.
- Cambardella, C.A., Richard, T.L., Russel, A. 2003. Compost mineralization in soil as a function of composting process condition. *Eur. J. Soil Biol.* 39: 117-127.
- Campitelli, P.A., Velasco, M.I. y Ceppi, S.B. 2003. Charge development and acid-base characteristics of soil and compost humic acids. *J. Chil. Chem. Soc.* 48: 91-96.
- Campitelli, P.A., Velasco, M.I. y Ceppi, S.B. 2006. Chemical and physicochemical characteristics of humic acids extracted from compost, soil and amended soil. *Talanta* 69: 1234-1239.
- Campitelli, P. A. and Ceppi, S. 2008. Effects of composting Technologies on the chemical and physicochemical properties of humic acids. *Geoderma* 144: 325-333.
- Castaldi, P., Alberti, G., Merella, R., Melis, P. 2005. Study of the organic matter evolution during municipal solid waste composting aimed at identifying suitable parameters for the evaluation of compost maturity. *Waste Management* 25: 209-213.
- Ceppi, S.B., Velasco, M.I., De Pauli, C.P. 1999. Differential scanning potentiometry; surface charges development and apparent dissociation constant of natural humic acids. *Talanta* 50: 1057-1063.
- Chai, X., Shimaoka, T., Xiaoyan, C., Qiang, G., Youcai, Z. 2007. Spectroscopy studies of the progress of humification processes in the humic substances extracted from refuse in a landfill. *Chemosphere* 69: 1446-1453.
- Chefetz, B., Adani, F., Genevini, P., Tambone, F., Hadar, Y., Chen, Y. 1998. Humic-Acid transformation during composting of municipal solid waste. *J. Environ. Qual.* 27: 794-800.
- Chen, Y., Senesi, N., Schnitzer, M., 1978a. Chemical and physical characteristics of humic and fulvic acids extracted from soils of the Mediterranean region. *Geoderma* 20: 87-104.
- Chen, Y., Senesi, N., Schnitzer, M. 1978b. Information provided on humic substances by E4/E6 ratios. *Soil Sci. Soc. Am J.* 41: 352-358.
- Clapp, C.E., Hayes, M.H.B., Simpson, A.J., Kingery, W.L., 2005. Chemistry of soil organic matter. In: Tabatabai, A., Sparks, D.L. (Eds.), *Chemical Processes in Soils*. Soil Science Society of America, Madison, 150 pp.
- De Wit, J.C.M., Van Riemsdijk, W.H., Koopal, L.K. 1993a. Proton binding to humic substances 1. Electrostatic effects. *Environ. Sci. Technol.* 27: 2005-2014.
- De Wit, J.C.M., Van Riemsdijk, W.H., Koopal, L.K. 1993b. Proton binding to humic substances. 2. Chemical heterogeneity and adsorption models. *Environ. Sci. Technol.* 27: 2015-2022.



- During, R.A. and Gath, S. 2002. Utilization of municipal organic wastes in agriculture: where do we stand, Where wil we go? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 165: 544-556.
- Fiol, S., Lopez, R., Ramos, A., Antelo, J.M., Arce, F. 1999. Study of the acid-base properties of three fulvic acids extracted from different horizons of a soil. *Anal. Chim. Acta* 285: 443-449.
- Fukushima, M., Yamamoto, K., Ootsuka, K., Komai, T., Aramaki, T., Ueda, S., Horiva, S. 2009. Effects of the maturity of wood waste compost on the structural features of humic acids. *Bioresource Technology* 100: 791-797
- García, C., Hernandez, T., Costa, F. 1992. Comparision of humic acids derived from city refuse with more developed humic acids. *Soil Sci. Plant Nutr.* 38: 339-346.
- García-Gil, J.C., Plaza, C., Soler-Rovira, P., Polo, A. 2000. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 32: 1907-1913.
- García-Gil, J.C., Ceppi, C.B., Velasco, M.I., Polo, A., Senesi, N. 2004. Long-term effects of municipal waste compost on the elemental and acidic functional group composition and pH-buffer capacity of soil humic acids. *Geoderma* 121: 135-142.
- Genevini, P.L., Adani, F., Veeken, A.H.M., Nierop, K.G.J., Scaglia, B., Dijkema, C. 2002. Qualitative modification of humic acid and core-humic acid during high-rate composting of pig faeces amended with wheat straw. *Soil. Sci. Plant Nutr.* 48: 143-150.
- Gonzalez-Vila, F.J., Martín, F., del Río, J.C., Freund, R. 1992. Structure characteristics and geochemical significance of humic acids isolated from Spanish lingote deposits. *Sci. Total Environ.* 117/118: 335-343.
- Goyal, S., Dhull, S.K., Kapoor, K.K. 2005. Chemical and biological changes during composting of different organic waste and assessment of compost maturity. *Bioresource Technology* 96: 1584-1591.
- Hsu, J.H. and Lo, S.L. 1999. Chemical and spectroscopic análisis of organic matter transformations during composting of pig manure. *Environmental Pollution* 104: 189-196.
- Huang, G.F., Wu, Q.T., Wong, J.W.C, Nagar, B.B. 2006. Transformation of organic matter during co-composting of pig manure with sawdust. *Bioresource Technology* 97: 1834-1842.
- Jouraiphy, A., Amir, S., Winterton, P., El Gharous, M., Revel, J-C., Hafidi, M., 2008. Structural study of the fulvic fraction during composting of activated sludgeplant matter: Elemental analysis, FTIR and <sup>13</sup>C NMR. *Bioresource Technology* 99: 1066-1072.
- Kim, H.J., Baek, K., Kim, B.K., Yang, J.W. 2005. Humic substances-enhanced ultra filtration for removal of cobalt. *Journal of Hazardous Materials* 122: 311-316.
- Kononova, M.M. 1982. *Materia orgánica del suelo. Su naturaleza, propiedades y métodos de investigación.* Ed Oikos-tau, Barcelona, España, 365 pp.
- Koopal, L.K., Saito, T., Pinheiro, J.P., van Riemsdijk, W.H. 2005. Ion binding to natural organic matter general consideration and the NICA-Donnan model. *Colloid Surf.* 265: 40-45.
- Lguirati, A., Ait Baddi, G., El Mousadik, A., Gilard, V., Revel, J.C., Hafidi, M. 2005. Analysis of humic acids from aerated and non-aerated urban landfill compost. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 56: 8-16.

- Machesky, M.L. 1993. Calorimetric acid-base titration of aquatic and peat derived fulvic and humic acids. *Sci. Technol.* 27: 1182-1188.
- Magdoff, F. y Weil, R.R. 2004. *Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture*. CRC Press, Boca Ratón, 398 pp.
- Masini, J.C., Abate, G., Lima, E.C., Hahn, L.C., Nakaruma, M.S., Lichtig, J. Y Nagatomy, H.R. 1998. Comparison of methodologies for determination of carboxylic and phenolic groups in humic acids. *Analytica Chimica Acta* 364: 223-233.
- Meyers, M.A. and Ishiwatari, R. 1993. Lacustrine organic geochemistry – an overview of indicators of organic matter source and diagenesis in lake sediments. *Org. Geochem.* 20: 867-900.
- Nederlof, M.M., Van Riemsdijk, W.H., Koopal, L.K. 1994. Heterogeneity analysis for binding data using adapted smoothing spline techniques. *Environ. Sci. Technol.* 28: 1037-1047.
- Pascual, J.A., García, C., Hernandez, T. 1999. Comparison of fresh and composted organic waste in their efficacy for the improvement of arid soil quality. *Bioresource Technology* 68: 255-264.
- Pedra, F., Plaza, C, García-Gil, J.C., Polo, A. 2008. Effects of municipal waste compost and sewage sludge on proton binding behavior of humic acids from Portuguese sandy and clay loam soils. *Bioresource Technology* 99: 2141–2147.
- Perminova, I.V. and Hatfield, K. 2005. Remediation chemistry of humic substances: theory and implications for technology. In: Perminova, I.V., Hatfield, K., Hertkorn, N. (Eds.). *Use of humic substances to remediate polluted environments: From Theory to practice*. Springer, Dordrecht, pp 3-36
- Pertusatti, J. and Prado, A.G.S. 2007. Buffer capacity of humic acid: thermodynamic approach. *J. Colloid Interface Sci.* 314: 484-489.
- Piccolo, A. 2001. The supramolecular structure of humic substances. *Soil Sci.* 166: 810-832.
- Plaza, C., Senesi, N., García-Gil, J.C., Brunetti, G., D’Orazio, V., Polo, A. 2002. Effect of pig slurry application on soil and soil humic acids. *J.Agric. Food Chem.* 50: 4867-4874.
- Plaza, C., Hernández, D., Fernández, J.M., Polo, A. 2006a. Long-term effects of amendment with liquid swine manure on proton binding behavior of soil humic substances. *Chemosphere* 65: 1321-1329.
- Plaza, C., Brunetti, G., Senesi, N., Polo, A. 2006b. Molecular and quantitative analysis of metal ion binding to humic acids from sewage sludge and sludge-amended soil by fluorescent spectroscopy. *Environ. Sci. Technol.* 40: 917-923.
- Plaza, C., Senesi, N., Brunetti, G., Mondelli, D. 2007. Evolution of the fulvic acid fractions during co-composting of olive oil mill wastewater sludge and tree cuttings. *Bioresource Technology* 98: 1964–1971.
- Plaza, C., Nogales, R., Senesi, N., Benitez, E., Polo, A. 2008. Organic matter humification by vermicomposting of cattle manures alone and mixed with two-phase olive pomace. *Bioresource Technology* 99: 5085-5089.
- Prado, A.G.S., Torres, J.D., Martins, P.C., Pertusatti, J., Bolzon, L.B. y Faria, E.A. 2006. Studies on copper (II) and zinc (II) mixed ligand complexes of humic acid. *Journal of Hazardous Materials* 136: 585-588.
- Qualls, R.G. 2004. Biodegradability of humic substances and other fractions of decomposing leaf litter. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68: 1705-1712.

- Quédraogo, E., Mando, A., Zombré, N.P. 2001. Use of compost to improve soil properties and crop productivity under low input agricultural system in West Africa. *Agric. Ecosyst. Environ.* 84: 259-266.
- Ranalli, G., Botturea, G., Taddei, P., Garavini, M., Marchetti, R., Sorlini, G. 2001. Composting of solid and sludge residues from agricultural and food industries. Bioindicators of monitoring and composting maturity. *J. Environ. Sci. Health* 36: 415-436.
- Rees, R.M., Ball, B.C., Watson, C.A., Campbell, C.D. 2001. Sustainable Management of Soil Organic Matter. CABI International, Oxfordshire, UK, 464 pp.
- Ricca, G., Severini, F., Di Silvestro, G., Yuan, C.M., Adani, F. 2000. Derivation and structural studies by spectroscopic methods of humic acids from Leonardite. *Geoderma* 98: 115-125.
- Ritchie, J.D. and Perdue, E.M. 2003. Proton-binding study of standard and references fulvic acids, humic acids, and natural organic matter. *Geochim. Cosmochim. Acta* 67: 85-96.
- Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J., García, D., Roig, A. 2002. Chemical and structural evolution of humic acids during organic waste composting. *Biodegradation* 13: 361–371.
- Schnitzer, M. and Gupta, U.C. 1965. Determination of acidity in soil organic matter. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 27: 274-277.
- Schnitzer, M. and Khan, S.U. 1972. *Humic Substances in the Environment*, Marcel Dekker, New York, 327 pp.
- Sen, B. and Chandra, T.S. 2007. Chemolytic and solid-state spectroscopic evaluation of organic matter transformation during vermicomposting of sugar industry wastes. *Bioresource Technology* 98: 1680-1683.
- Sellami, F., Hachicha, S., Chtourou, M., Medhioub, K. y Ammar, E. 2008. Maturity assessment of composted olive mill eastes using UV spectra and humification parameters. *Bioresource Technology* 99: 6900-6907.
- Senesi, N. and Brunetti, G. 1996. Chemical and physico-chemical parameters for quality evaluation of humic substances produced during composting. In: Bertoldi M, Sequi P, Lemmes B, Papi T, editors. *European Commission Int. Symp. The Science of Composting*. Chapman & Hall; pp. 195-212.
- Senesi, N., Miano, T.M, Brunetti, G. 1996. Humic-like substances in organic amendments and effects on native soil humic substances, in: A. Piccolo (Ed.), *Humic Substances in Terrestrial Ecosystems*, pp 531-593.
- Senesi, N. and Loffredo, E. 1999. The chemistry of soil organic matter. In: *Soil Physical Chemistry*. D.L. Sparks (Ed.) CRC Press, pp 242-345.
- Senesi, N., Brunetti, G., Plaza, C. 2005. Quality of organic amendment and effects on soil organic matter, with special emphasis on humic substances: a review of general aspects and most recent findings of the Bari group. In: Yang, J.E., Sa, T.M., Kim, J.J. (Eds.), *Application of the Emerging Soil Researches to the Conservation of Agricultural Ecosystems*. Korean Society of Soil Science and Fertilizer, Korean Society of Agriculture and Environment, Rural Development Administration, Seoul, Korea, pp 95–129.
- Senesi, N., Plaza, C., Brunetti, G y Polo, A. 2007. A comparative survey of recent results on humic –like fractions in organic amendments and effects on native soil humic substances. *Soil Biology & Biochemistry* 39: 1244-1262.

- Smidt, E., Meissl, K., Schmutzer, M., Hinterstoisser, B. 2008. Co-composting of lignin to build up humic substances-Strategies in waste management to improve compost quality. *Ind. Crops Prod.* 27: 196-201.
- Soumaré, M., Tack, F.M.G., Verloo, M.G. 2003. Effects of a municipal solid waste compost and mineral fertilization on plant growth in two tropical agriculture soils of Mali. *Bioresource Technology* 86: 15-20.
- Spaccini, R., Piccolo, A., Conte, P., Haberhauer, G., Gerzabek, M.H. 2002. Increased soil organic carbon sequestration through hydrophobic protection by humic substances. *Soil biology & Biochemistry* 34: 1839-1851.
- Sparks, D.L. 1995. *Environmental Soil Chemistry*, Academic Press, New York, 267 pp.
- Stevenson, F.J. 1982. *Humus Chemistry, Genesis-Composition-Reactions*. A Willey-international publication-John Wiley&Sons, New York, 441 pp.
- Stevenson, F.J. 1994. *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions*. Wiley-Interscience, New York, 443 pp.
- Tognetti, C., Laos, F., Mazzarino, M.J., Hernandez, M.T. 2005. Composting vs vermicomposting: a comparison of end product quality. *Compost Science & Utilization* 13: 6-13.
- Turkan, U. and Ok, S.S. 2001. Description of characteristics of humic substances from different waste materials. *Bioresource Technology* 78: 239-242.
- Veeken, A., Klaas, N., de Wilde V., Mamelers, B. 2000. Characterisation of NaOH-extracted humic acids during composting of a biowaste. *Bioresource Technology* 72: 33-41.
- Vincelas-Akpa, M. and Lóuquet, M. 1997. Organic matter transformation in lignocellulosic waste products composted or vermicomposte (*Eisenia foetida* Andrei): chemical analysis and <sup>13</sup>C CPMAS NMR spectroscopy. *Soil Biol. Biochem.* 29: 751-758.
- Yamamoto, M., Hamasuna, N., Fukushima, M., Okita, S., Horiya, S., Kiso, E., Shibuya, M., Sadakata, M. 2006. Recovery from barren ground by supplying slug and humic substances. *J. Jpn. Inst. Energy* 85: 971-978.
- Zanini, G.P., Avena, M.J., Fiol, S., Arce, F. 2006. Effects of pH and electrolyte concentration on the binding between a humic acid and an oxazine dye. *Chemosphere* 63: 430-439.
- Zbytniewski, R. and Buszewski, B. 2005. Characterization of natural organicmatter (NOM) derived from sewage sludge compost. Part 1: chemical and spectroscopic properties. *Bioresource Technology* 96: 479-484.

# ACTIVIDAD MICROBIANA DE UN SUELO ENMENDADO CON MATERIAL EXTRAÍDO DURANTE DIFERENTES FASES DE UN PROCESO DE COMPOSTAJE- VERMICOMPOSTAJE

## INTRODUCCIÓN

La disminución en el contenido de materia orgánica de los suelos (MOS) es considerada uno de los problemas más importantes que los afectan (Blum *et al.*, 2004; Van-Camp *et al.*, 2004). En la provincia de Córdoba existen áreas que presentan suelos degradados por diversas causas, entre las más comunes se pueden citar las prácticas de cultivo intensivas, los problemas de erosión, la remoción de parte del horizonte superficial o los incendios (Abril y González, 1999). Sin embargo, la causa más generalizada en la región central de la provincia de Córdoba, es la deforestación del bosque nativo y el uso agrícola que producen una degradación importante de la materia orgánica (Apezteguía, *et al.*, 2009).

La pérdida de MOS puede ser revertida en el corto plazo sólo por el agregado de MO, tal como la aportada por las enmiendas orgánicas (Han *et al.*, 2000; Dias, 2004; Parnaudeau *et al.*, 2004; Van-Camp *et al.*, 2004).

Uno de los métodos utilizados para recuperar suelos degradados en regiones semiáridas es la incorporación de MO a partir de la utilización de los residuos orgánicos proveniente de materiales compostados, vermicompostados o de estiércoles sin procesar. (Ros *et al.*, 2003; Crecchio *et al.*, 2004; Bastida *et al.*, 2008).

La utilización de residuos orgánicos como enmendantes de suelo, persigue como objetivos fundamentales, ser fuente de nutriente para las plantas y además proveer de

estabilidad a los agregados del suelo manteniendo de esta manera el estatus orgánico del mismo, favoreciendo la biodiversidad y actividad microbiana (Albiach *et al.*, 2001).

Las propiedades físicas y químicas de los suelos se determinan y analizan para evaluar la recuperación en suelos degradados a través de experimentos que deben llevarse a cabo durante largos períodos de tiempo debido a que estas propiedades cambian muy lentamente (Parr y Papendick, 1997). En cambio, las propiedades biológicas y bioquímicas son más sensibles y proveen información de manera inmediata y precisa ante pequeños cambios que se producen en el suelo. Por lo tanto, cuando ocurre un proceso degradativo lo primero que se ve afectado es el estado biológico del suelo (Trasar-Cepeda *et al.*, 1997; Lalonde *et al.*, 2000; Anderson, 2003).

Los microorganismos cumplen una función importante en los ciclos de los nutrientes del suelo y están involucrados en la descomposición de la MO a nivel del ecosistema (Bastida *et al.*, 2008). Esta es la razón por la cual resulta importante determinar parámetros tales como el contenido de Carbono proveniente de biomasa microbiana (C<sub>bio</sub>), debido a que aporta información referida al tamaño de la comunidad, mientras que otros parámetros tales como: respiración, actividad enzimática global (enzimas deshidrogenasa y catalasa) se encuentran relacionados con la actividad general de los microorganismos.

Las enzimas liberadas por los microorganismos cumplen un papel importante en las transformaciones biológicas y bioquímicas de la MO. Las enzimas microbianas son responsables de la ruptura de numerosos compuestos orgánicos de estructura compleja para producir compuestos orgánicos de estructura más simples que son solubles en agua (Benitez *et al.*, 1999; Castaldi *et al.*, 2008). Estas enzimas son sensibles a una diversidad de factores tales como el clima, tipo de enmienda que se utiliza, manejo agrícola, propiedades edáficas, tipo de cultivo, presencia de contaminantes, etc. (Naseby y Linch, 1997).

Existe numerosa bibliografía respecto al efecto que producen diferentes dosis de enmiendas orgánicas sobre la fertilidad biológica de los suelos. Sin embargo, el efecto

producido por su grado de estabilidad y madurez es un factor que ha sido menos estudiado (Sánchez-Monedero *et al.*, 2004).

En general, es factible esperar que la adición de enmiendas orgánicas al suelo proporcione nutrientes y MO, e incremente el tamaño, biodiversidad y actividad de la población microbiana (Ros *et al.*, 2003; Tejada *et al.*, 2006). Sin embargo, el uso de materiales orgánicos no está exento de producir perjuicios, estando su efectividad condicionada al grado de estabilidad de la enmienda en el momento de ser aplicada al suelo (Caravaca *et al.*, 2002). Por esta razón, algunos autores sugieren que los residuos orgánicos deberían ser compostados para asegurar modificaciones biológicas de su fracción orgánica previniendo la presencia de compuestos orgánicos con propiedades fitotóxicas (Gliotti *et al.*, 1997).

El objetivo del presente capítulo fue evaluar la eficacia de una enmienda orgánica, con diferente tiempo de compostaje (30, 90 y 210 días) aplicada en distintas dosis (5, 20 y 50 Mg ha<sup>-1</sup>), para restituir la biomasa microbiana y su actividad en un suelo degradado.

## **MATERIALES Y DISEÑO EXPERIMENTAL**

El suelo degradado utilizado para la incubación correspondía originalmente a un *Haplustol típico* (Clasificación USDA) y la muestra fue obtenida de una parcela ubicada en la zona “Los Molles” (localidad de La Granja), ubicado al pie de las Sierras Chicas aproximadamente a 60 km al Norte de la Ciudad Capital de Córdoba. Su textura es franco limosa (77 % de limo, 17,5 % arcilla y 5 % arena), los horizontes superficiales fueron removidos hasta el horizonte C, posteriormente permaneció con pastura natural durante un período de diez años.

Para el desarrollo del experimento de incubación se utilizaron contenedores de plástico de 0,5 dm<sup>3</sup> de capacidad en los que se agregó suelo o suelo enmendado hasta el 75% de su capacidad. El suelo y las enmiendas fueron previamente secados al aire y tamizados por malla de 2 mm. Se prepararon las mezclas suelo/enmienda tal que las dosis

de la enmienda correspondieran a 5, 20 y 50 Mg ha<sup>-1</sup>, las mezclas se homogeneizaron mediante agitación mecánica.

Las enmiendas utilizadas fueron las analizadas en el capítulo 3 de la presente tesis: compost de estiércol de conejo en la fase de compostaje activo **CM8**, compost de estiércol de conejo en la fase **CM9** y vermicompuesto de estiércol de conejo correspondiente a la fase **VM5** del proceso de compostaje- vermicompostaje (Tabla 3.1).

Para cada dosis de enmienda (tratamientos) se prepararon los contenedores correspondientes, los cuales se llevaron hasta el 70 % de su capacidad de retención hídrica con agua deionizada y se incubaron en un gabinete de germinación INDUTEK a una temperatura de 28 °C, en oscuridad y sin cultivo. Las pérdidas de humedad de las muestras se controlaron durante todo el ensayo de incubación con el propósito de mantener constantes las condiciones iniciales, reponiéndose periódicamente con agua deionizada cuando la pérdida de peso llegaba al 10% del peso inicial.

El muestreo se llevó a cabo en los tiempos 0 (luego de proveer las condiciones de humedad y temperatura a los 5 días de preparados los contenedores), 2, 4, 6 y 8 semanas a partir del comienzo de la incubación. Se tomaron muestras compuestas de 5 submuestras de cada contenedor en los distintos tiempos de muestreo. A una fracción de cada muestra compuesta se le determinó el porcentaje de humedad y al resto de la muestra se la conservó a 4 °C (por no más de 7 días) hasta el momento de la realización de los análisis biológicos y bioquímicos.

Se realizó un testigo (**T**) sin agregado de enmienda. Todos los tratamientos y el testigo se incubaron por triplicado.

## **MÉTODOS**

### **Propiedades químicas**

#### **Determinación de pH y Conductividad Eléctrica**



El pH y la conductividad eléctrica (CE) de las enmiendas se midieron en un extracto 1:5 (enmienda: agua destilada) de la manera descrita en el capítulo 2. El pH del suelo se midió en una relación 1:2,5 (suelo: agua deionizada). La conductividad eléctrica del suelo se determinó en el extracto de saturación.

### **Determinación de Nitrógeno Total**

El nitrógeno total (NT) se determinó por digestión Kjeldahl, de acuerdo al procedimiento que fue detallado en el capítulo 2.

### **Carbono Oxidable vía húmeda (micrométodo)**

El método se basa en el procedimiento de Walkey y Black expuesto en el capítulo 2. En el micrométodo se redujo el tamaño de la masa de la muestra de suelo y los volúmenes y concentraciones de las soluciones reactivas de manera proporcional (Richter y Von Wistinghausen, 1981).

Se pesaron entre 100 a 200 mg de suelo seco y tamizado con tamiz de malla de 0,5 mm en tubo de ensayo y se agregaron 1,5 mL de dicromato de potasio 1N y 3 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado. Se mezcló suavemente con movimiento de rotación y se dejó en reposo durante 30 minutos resguardado convenientemente a fin de evitar la pérdida rápida de calor. Luego se agregó agua deionizada hasta aproximadamente la mitad del tubo, se agitó y dejó enfriar en heladera durante 20 minutos. Una vez fría, se agregaron tres gotas de indicador N-fenilantranílico 0,1% en solución de Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> al 0,2% y se tituló con sulfato ferroso amónico (Fe (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub> (SO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>.6 H<sub>2</sub>O) 0,300 N hasta viraje de color violeta a verde. Durante la titulación se mantuvo agitación constante. Cada titulación se realizó por triplicado con su correspondiente blanco.

Cálculos:

$$\text{CO (mg kg}^{-1}\text{)} = \frac{B - M \times 1,300 \times 000}{P_M \times 1,82}$$

donde:

B = volumen (mL) del titulante consumido por el blanco

M = volumen (mL) del titulante consumido por la muestra

$P_M$  = Peso de la muestra en mg

0,300 = Normalidad del  $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$

3000 = Corresponde a la transformación de meq de C a g por cada kg de suelo

0,82 = Factor de corrección por oxidación (82%)

### **Carbono Orgánico Total**

El carbono orgánico total (COT) de las enmiendas se determinó por calcinación a 550°C durante 5 horas, de acuerdo al procedimiento que fue descrito en el capítulo 2.

### **Carbono Soluble en Agua**

El carbono soluble en agua (CSA) se determinó de acuerdo a la técnica propuesta por Burford y Bremmer (1975) detallada en el capítulo 2.

### **Propiedades biológicas**

El contenido de Carbono proveniente de la biomasa microbiana proporciona información acerca del estado biológico del sistema suelo y sobre la dinámica de la materia orgánica en el mismo.

### **Carbono de la biomasa microbiana**

El carbono de la biomasa microbiana ( $C_{bio}$ ) se determinó por el método de fumigación-extracción con cloroformo modificado por Gregorich *et al.*, (1990).

Se pesaron 5 g de suelo (testigo) y de cada uno de los distintos tratamientos tamizados por malla de 2 mm, se trasvasaron a un tubo de centrifuga de 50 mL de

capacidad. Se agregó a cada uno de los tubos de los tratamientos 0,20 mL de cloroformo (libre de etanol) y se dejaron abiertos a temperatura ambiente durante 8 a 10 h dentro de un desecador. Posteriormente tanto a las muestras correspondientes a los tratamientos como a sus respectivos controles, se le agregaron 20 mL de solución de  $K_2SO_4$   $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ , se agitaron mecánicamente durante media hora y se centrifugaron entre 15 a 20 minutos a 2500 rpm. A todos los extractos obtenidos (controles y tratamientos) se les burbujeó nitrógeno (libre de  $CO_2$ ), durante 30 segundos aproximadamente, para desplazar el cloroformo que pudiese estar presente. Sobre los extractos, así obtenidos, se determinó el contenido de carbono de la siguiente manera: se colocó en un tubo de digestión 98 mg de  $K_2Cr_2O_7$ , 4 mL del extracto y 4 mL de  $H_2SO_4$  concentrado. Se colocó el tubo de digestión en bloque digestor durante 15 minutos a  $150^\circ C$ , se retiró y se conservó en oscuridad durante 12 horas. Posteriormente se le adicionaron 2 mL de agua deionizada, se agitó y se leyó la absorbancia en espectrofotómetro a 590 nm. Con el valor de absorbancia leído y a partir de una curva patrón de glucosa en distintas concentraciones se obtuvo el contenido de Cbio.

## **Parámetros bioquímicos del suelo**

La evolución y la determinación de la actividad de diversas enzimas en los suelos enmendados, puede ser considerada como un indicador de la calidad de los mismos. Además, proporciona una información indirecta del estado biológico de los suelos enmendados, de la dinámica de la materia orgánica y de cualquier situación de estrés que pueda producirse en el suelo por el agregado de una enmienda orgánica. Se determinan enzimas oxidoreductasas (deshidrogenasa y catalasa) para evaluar la actividad metabólica global de los microorganismos.

### **Actividad deshidrogenasa**

La actividad deshidrogenasa (desh) se determinó utilizando el método propuesto por Skujins, (1976) con la modificación de García *et al.*, (1993). En presencia de cloruro de 2-p-iodofenil-3-p-nitrofenil 5- fenil tetrazolio (INT) como aceptor de electrones se produce la formación de la correspondiente sal de formazano (INTF).

A una masa de 1 g de muestra (suelos testigos y suelos enmendados) tamizada por malla de 2 mm se le agregaron 0,4 mL de agua deionizada y 0,2 mL de INT (0,4 % p/v). Se incubaron durante 20 horas en oscuridad a 20°C. Se le adicionaron 10 mL de metanol y se agitó vigorosamente durante 1 minuto. Además, se prepararon blancos sin INT, en los que a 1 g de muestra (suelo testigo y suelos enmendados) se les agregó, solamente, 0,6 mL de agua deionizada. A los extractos obtenidos después del filtrado se les determina la absorbancia a 490 nm. A partir de la recta patrón obtenida con INTF (iodonitrofenil formazano), se determinaron las concentraciones de INTF. Los resultados se expresaron como  $\mu\text{g INTF g}^{-1}$ .

### **Actividad catalasa**

Se utiliza el método propuesto por Rodríguez-Kabana y Truelove (1982) que se basa en la producción de oxígeno generado por el agregado de peróxido de hidrógeno a la muestra a analizar y su posterior valoración de manera indirecta con permanganato de potasio en función de la cantidad de peróxido de hidrógeno, remanente, que no ha sido degradado por la actividad catalasa (cat).

A una masa de 0,5 g de muestra (suelo testigo y suelos enmendados) tamizada por malla de 2 mm, se le agregaron 40 mL de agua deionizada, y se agitaron mecánicamente durante media hora. Posteriormente, a las muestras se le adicionaron 5 mL de solución de  $\text{H}_2\text{O}_2$  de 100 volúmenes (diluido 1:100). Paralelamente se prepararon blancos a los que se le adicionaron 5 mL de agua deionizada.

Se agitaron todos los tubos durante diez minutos exactos, agregando inmediatamente después 5 mL de solución de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  6 mol  $\text{L}^{-1}$ , se filtraron y una alícuota de 25 mL se valoró con  $\text{KMnO}_4$  0,050 mol  $\text{L}^{-1}$ . Paralelamente se preparó de igual forma un blanco sin muestra, pero con adición de peróxido de hidrógeno y se valoró también con la misma solución de  $\text{KMnO}_4$ . Al volumen de  $\text{KMnO}_4$  consumido por el blanco se le restó los mL de solución de  $\text{KMnO}_4$  consumidos por la muestra y el control y se obtuvo la cantidad de oxígeno generado en cada caso. Los resultados se expresaron en  $\mu\text{moles O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ min}^{-1}$ .

## Análisis estadístico

Se realizó un ANAVA y un test de comparación de medias (Tukey) con un nivel de significancia del 5 % (Infostat, 2004).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla 5.1 se muestran las principales características químicas, físicas y los indicadores más relevantes de cada uno de los materiales orgánicos utilizados como enmiendas y del suelo con los cuales se llevaron a cabo las incubaciones.

Tabla 5.1. Principales características químicas de los diferentes materiales aplicados y del suelo al inicio del experimento.

	Suelo	CM8	CM9	VM5
<b>pH</b>	6,86	9,23 a	9,15 a	8,51 b
<b>CE</b>	0,20	1,78 a	2,43 b	2,65 b
<b>NT</b>	1,5	20,6 a	14,9 b	14,2 b
<b>CO</b>	6,9	153,2 a	107,2 b	101,8 b
<b>COT</b>	-----	620,5 a	403,7 b	379,7 c
<b>CSA</b>	1,36	45,5 a	15,3 b	8,0 c
<b>CSA/NT</b>	0,91	2,21 a	0,97 b	0,56 c
<b>Cox/NT</b>	4,6	7,43 a	7,19 a	7,16 a
<b>COT/NT</b>	-----	30,12 a	27,09 b	26,7 b
<b>Dap</b>	-----	0,42 a	0,56 b	0,69 c

**Unidades:** Nitrógeno Total (NT), Carbono oxidable (método de Richter y Von Wistinghausen) (CO); Carbono orgánico total (COT) y Carbono soluble en agua (CSA) en  $\text{g kg}^{-1}$  (en base al peso seco). CE( $\text{dS m}^{-1}$ ), Densidad aparente (Dap) en  $\text{g cm}^3$ . Parámetros seguidos de las mismas letras no presentan diferencias estadísticamente significativas de acuerdo al test de Tukey ( $p < 0,05$ )

### Evolución del contenido de carbono oxidable en el suelo enmendado

La adición al suelo de enmiendas orgánicas en distintos estadios de evolución produjo un incremento en el contenido de carbono oxidable (CO) en los tratamientos estudiados (dosis de enmiendas: 5, 20 y 50  $\text{Mg ha}^{-1}$ ), ésto está de acuerdo con lo observado por Bastida *et al.*, (2008) (figuras 5.1, 5.2 y 5.3).

En el inicio de la incubación (semana 0), con dosis de aplicación de 5 Mg ha<sup>-1</sup>, todos los tratamientos presentaron diferencias estadísticamente significativas con respecto al testigo (figura 5.1). Sin embargo, en los tratamiento de suelo enmendado con **VM5** (S-VM5) y suelo enmendado con **CM8** (S-CM8) se observó un mayor contenido de CO que en el tratamiento de suelo enmendado con **CM9** (S-CM9) ( $p < 0,05$ ).

En el caso del suelo enmendado con el material orgánico al inicio del proceso de compostaje (S-CM8), el importante contenido de CO que presentó al inicio de la incubación puede ser atribuido a la presencia de carbono fácilmente oxidable en el material adicionado, debido a que no fue sometido a ningún proceso de maduración-estabilización por un período de tiempo razonable (Tabla 5.1).

El mayor contenido de CO que se observó en el suelo enmendado con vermicompuesto (S-VM5), al inicio de la incubación, puede ser atribuido a la presencia de compuestos de carbono de menor peso molecular, como polisacáridos o productos de neo síntesis fácilmente degradables, producidos por la exhaustiva mineralización ocurrida durante el proceso de vermicompostaje, además del menor y más homogéneo tamaño de partículas que ofrece una mayor superficie reactiva (Sen y Chandra, 2007).

En el tratamiento S-CM8 se observó una pérdida en el contenido de CO de aproximadamente el 25 % entre inicio de la incubación y la cuarta semana; entre la semana sexta y octava la disminución en el contenido de carbono oxidable no presentó diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ), presentando un contenido de carbono oxidable al finalizar la incubación similar al correspondiente al testigo ( $p < 0,05$ ). Esta variación puede deberse a la presencia de una importante cantidad de carbono fácilmente degradable en la enmienda orgánica, en esta fase del proceso de estabilización-maduración, que se consume rápidamente en las primeras semanas de incubación.

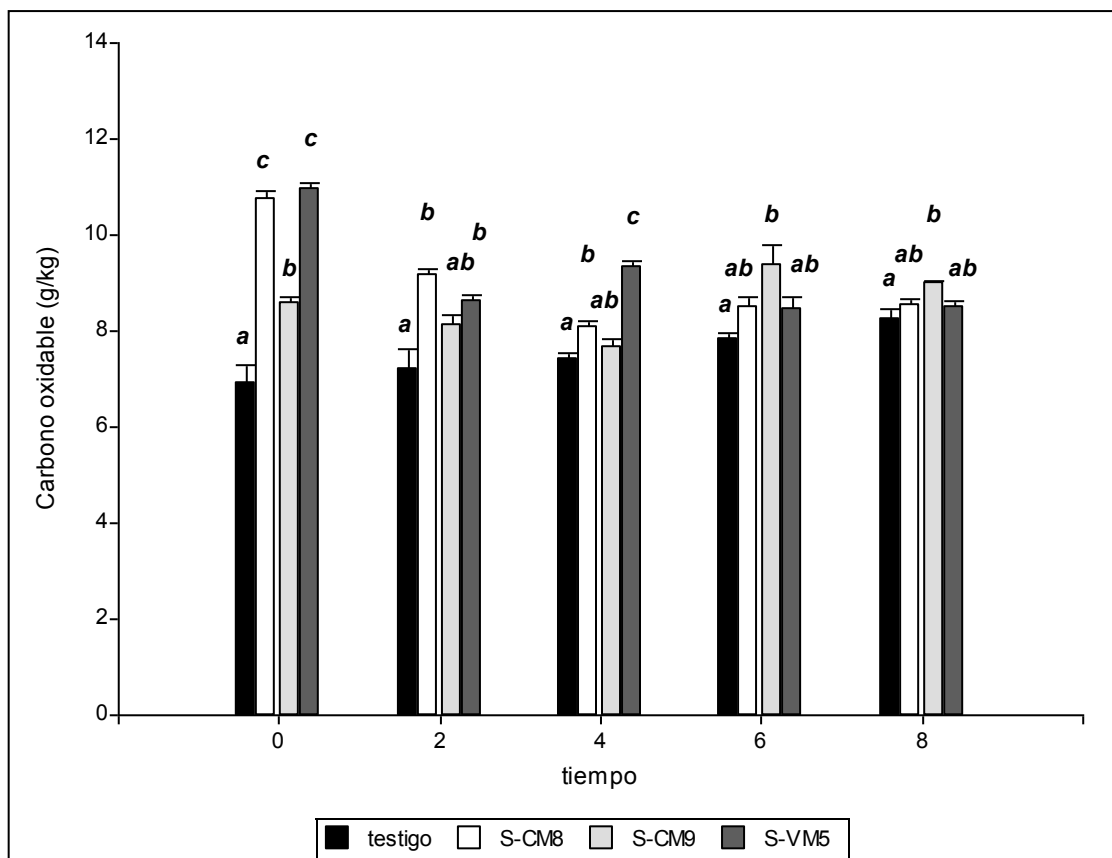


Figura 5.1. Evolución del contenido de carbono oxidable durante las 8 semanas de incubación en el suelo enmendado con 5 Mg ha<sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5).

Para cada tiempo de muestreo (0, 2, 4, 6 y 8 semanas) datos seguidos por la misma letra no presentan diferencias estadísticamente significativas de acuerdo al test de Tukey ( $p \leq 0,05$ ). Las barras representan el error estándar.

El suelo enmendado con el material compostado durante un período de 90 días (S-CM9), presentó una disminución en el contenido de CO de aproximadamente un 10 % entre el inicio de la incubación y la cuarta semana. Sin embargo, evidenció un mayor contenido de carbono oxidable al final del período de incubación que al inicio ( $p < 0,05$ ). Esto podría indicar que las fracciones orgánicas presentes en la enmienda interactúan con la materia orgánica nativa del suelo, contribuyendo a la acumulación y estabilización de carbono orgánico, comportándose la materia orgánica nativa como un reservorio de las fracciones aún lábiles presentes en las enmiendas (Spaccini *et al.*, 2002). Este comportamiento podría generar un mejoramiento en la calidad del suelo durante un mayor período de tiempo debido, probablemente, a la presencia de compuestos orgánicos más

estables con respecto a un material compostado por períodos de tiempo menores o bien sin compostar.

El tamaño de partícula, que puede influir en la susceptibilidad a la reactividad química y microbiana, podría justificar la disminución del contenido de carbono oxidable en el suelo enmendado con el material sometido a vermicompostaje (S-VM5) al final del período de incubación.

En los suelos enmendados con dosis de 20 Mg ha<sup>-1</sup>, hubo diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) respecto del testigo sin enmendar en todos los tratamientos y semanas de incubación (figura 5.2).

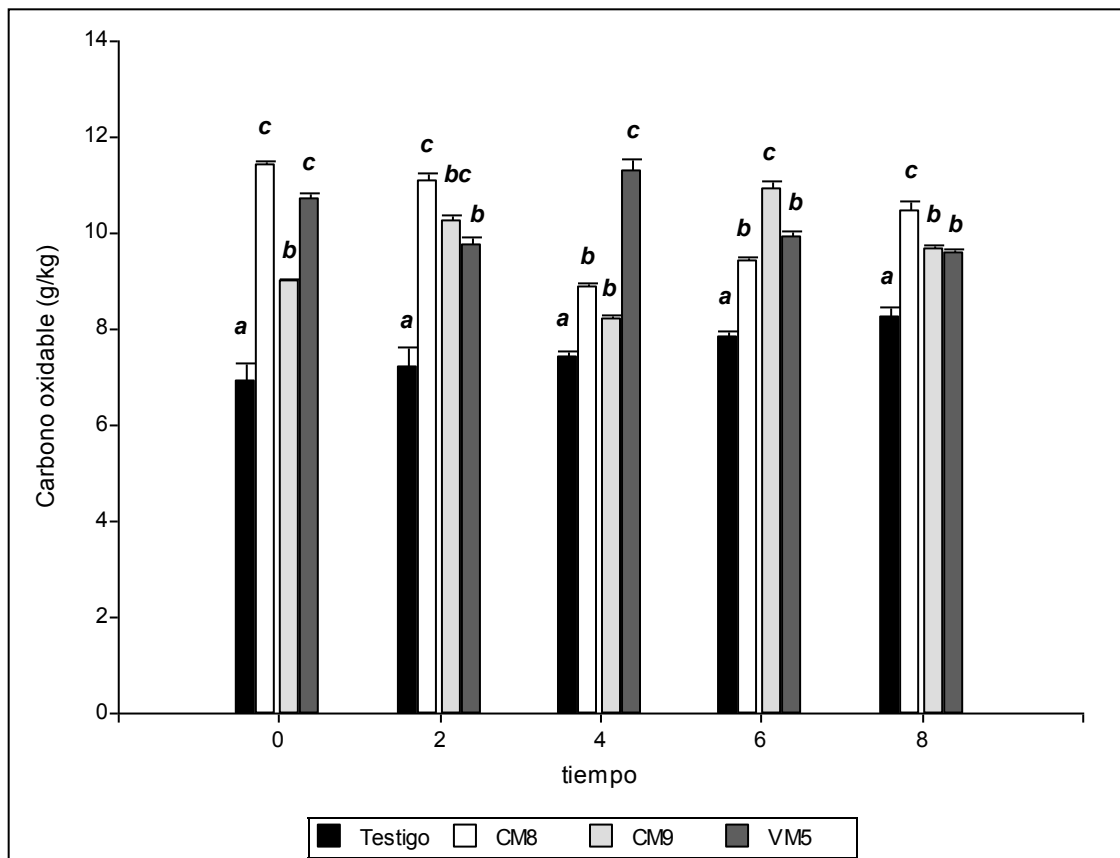


Figura 5.2. Evolución del contenido de carbono oxidable durante las 8 semanas de incubación en el suelo enmendado con 20 Mg ha<sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5).

Para cada tiempo de muestreo (0, 2, 4, 6 y 8 semanas) datos seguidos por la misma letra no presentan diferencias estadísticamente significativas de acuerdo al test de Tukey ( $p \leq 0,05$ ). Las barras representan el error estándar.



Al inicio de la incubación de los tratamientos con dosis de 20 Mg ha<sup>-1</sup> los tratamientos correspondientes a S-CM8 y S-VM5 presentaron mayor contenido de CO con respecto al tratamiento S-CM9, de manera similar a lo ocurrido con la aplicación de la menor dosis (5 Mg ha<sup>-1</sup>).

Durante todo el tiempo de incubación (8 semanas) el patrón de variación en el contenido de CO fue similar a los experimentos de incubación realizados con una dosis menor (5 Mg ha<sup>-1</sup>).

Al final del período de incubación (8 semanas) todos los tratamientos incrementaron el contenido de CO en un rango de 16-27% respecto al testigo, correspondiendo el mayor aumento al tratamiento S-CM8. Las incubaciones correspondientes a los tratamientos S-CM9 y S-VM5 no mostraron diferencias significativas en los contenidos de carbono.

Este comportamiento al final de la incubación difiere de lo observado para la menor dosis (5 Mg ha<sup>-1</sup>). Con menor dosis de aplicación al cabo de 8 semanas el tratamiento S-CM9 presenta un contenido de CO mayor al testigo y los tratamientos S-CM8 y S-VM5 no difieren del testigo. Esto sugiere que, a bajas dosis aplicadas, el tratamiento con CM9 resultó ser más resistente a la mineralización. En cambio, con la aplicación de mayores dosis, en ocho semanas de incubación, los suelos enmendados con materiales más inmaduros presentaron mayor contenido de CO. Probablemente, si se prolongara el estudio podría observarse nuevamente la mayor resistencia a la mineralización de la materia orgánica de los materiales más estabilizados (CM9 y VM5).

En los tratamientos correspondientes a los suelos enmendados con dosis de 50 Mg ha<sup>-1</sup> de las enmiendas analizadas, las diferencias en el contenido de CO con respecto al testigo de suelo sin agregado de enmienda, fueron aún más evidentes (figura 5.3).

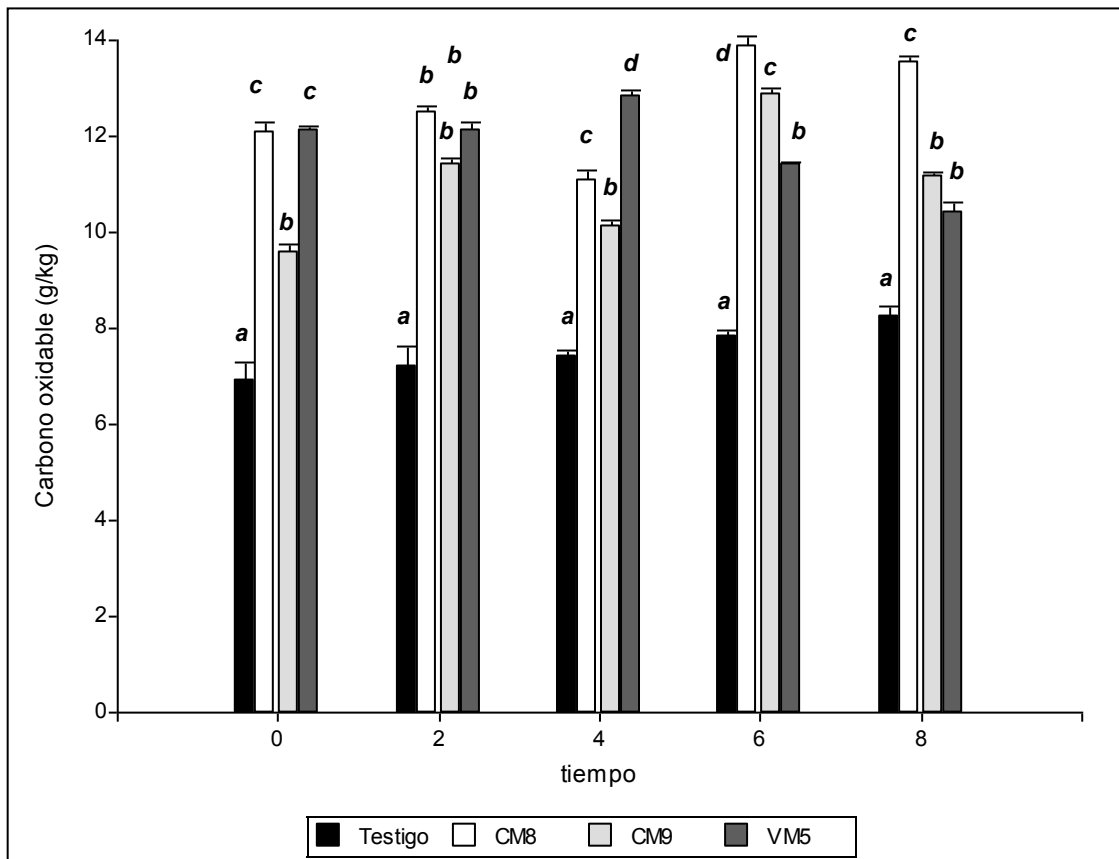


Figura 5.3. Evolución del contenido de carbono oxidable durante las 8 semanas de incubación en el suelo enmendado con 50 Mg ha<sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5). Para cada tiempo de muestreo (0, 2, 4, 6 y 8 semanas) datos seguidos por la misma letra no presentan diferencias estadísticamente significativas de acuerdo al test de Tukey ( $p \leq 0,05$ ). Las barras representan el error estándar.

Al inicio de la incubación no hubo diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos S-VM5 y S-CM8, y en el tratamiento S-CM9 se observó un menor contenido de CO.

Los perfiles de variación en el contenido de CO durante el proceso de incubación en los tratamientos analizados fueron similares a las observadas en los casos anteriores (5 y 20 Mg ha<sup>-1</sup>), indicando que el proceso de mineralización-descomposición-estabilización es similar en todos los casos analizados, independientemente de la dosis de enmienda agregada al suelo.

Al final del proceso de incubación los tratamientos S-CM9 y S-VM5 presentaron un 21 y un 30 % menos de CO (respectivamente) que el tratamiento S-CM8. Esto podría adjudicarse a que la dosis de 50 Mg ha<sup>-1</sup> del material aún sin compostar adecuadamente (CM8) aporta gran cantidad de compuestos orgánicos que, debido a las mayores dosis aplicadas, no alcanzan a ser degradados durante el tiempo de incubación.

En general, en todas las dosis de enmiendas aplicadas (5, 20 y 50 Mg ha<sup>-1</sup>) la evolución de la materia orgánica en el suelo podría ser dividida en dos fases: la primera fase que abarca hasta la cuarta semana del ensayo de incubación, donde se produce una descomposición de los compuestos más fácilmente degradables por la comunidad microbiana, tales como carbohidratos, azúcares, lípidos y compuestos orgánicos de bajo peso molecular, provocando una disminución en el contenido de CO, y una segunda fase, desde la cuarta semana hasta el final del proceso, donde se observa un incremento en el contenido de carbono oxidable (Beloso *et al.*, 1993). Este comportamiento fue más notorio en los suelos enmendados con CM8 y CM9 y menos evidente en el caso de los suelos enmendados con VM5 y puede ser atribuido a los diferentes grados de estabilidad, madurez y, en cierto grado, al distinto tamaño de partícula obtenido a partir de las tecnologías utilizadas para obtener las enmiendas orgánicas aplicadas.

Cuando se utilizaron bajas dosis de aplicación (5 Mg ha<sup>-1</sup>), al final del período de incubación se observó una disminución en el contenido de CO respecto al inicio del ensayo debido a que las reservas de materia orgánica provenientes de las enmiendas se fueron agotando, con excepción de S-CM9. En este caso, el tratamiento no presentó diferencias estadísticamente significativas entre el inicio y el final de la incubación ( $p < 0,05$ ) y además presentó un mayor contenido de CO respecto al testigo al finalizar el ensayo. En cambio, en la mayor dosis de aplicación de enmiendas al suelo (50 Mg ha<sup>-1</sup>), el contenido de carbono oxidable no presentó grandes variaciones durante el ensayo de incubación.

En general, la incorporación de las enmiendas orgánicas incrementó, en todos los tratamientos estudiados, el contenido de carbono oxidable del suelo, si bien numerosas investigaciones sostienen que el CO tiene tendencia a disminuir. Esta disminución está relacionada con la dosis, el tiempo y la textura del suelo (Pascual *et al.*, 1999; Ros *et al.*,

2003, Mtambanengwe *et al.*, 2004). En los ensayos realizados en este trabajo, la disminución no fue observada, sobre todo en las mayores dosis de aplicación, probablemente por el corto período de tiempo analizado.

### **Evolución del contenido de carbono de la biomasa microbiana en el suelo enmendado**

Las propiedades biológicas de un suelo, son un aspecto importante de su calidad, porque están relacionadas con la capacidad que tiene el suelo para funcionar como un sistema vivo (Webster *et al.*, 2001).

El carbono de la biomasa microbiana (C<sub>bio</sub>) constituye un parámetro que permite cuantificar de forma indirecta la cantidad de microorganismos presentes en el suelo, por lo que se puede considerar un bioindicador sensible de los cambios producidos en el sistema y es un indicador de las variaciones que experimenta la calidad del suelo (García *et al.*, 2000; Lee *et al.*, 2004).

En la figura 5.4, se muestra la variación en el contenido del C<sub>bio</sub>, en función del tiempo de incubación en los suelos enmendados con 5 Mg ha<sup>-1</sup> de las enmiendas en sus distintos estados de madurez (**CM8**, **CM9** y **VM5**). El tamaño de la población microbiana expresado como C<sub>bio</sub> incrementó en todos los tratamientos con respecto al testigo al inicio de la incubación (semana 0). Asimismo, se observó un incremento en el contenido de C<sub>bio</sub> hacia las semanas 2 y 4 de incubación en el suelo testigo como consecuencia de una reactivación de las condiciones óptimas para su desarrollo, para luego volver a descender.

Numerosos autores encontraron que la adición de la materia orgánica al suelo a través de diferentes enmiendas estimula el crecimiento de la población microbiana (Weon *et al.*, 1999; Ros *et al.*, 2003; Lee *et al.*, 2004). Este incremento inicial de la biomasa microbiana del suelo luego de la aplicación de enmiendas orgánicas pudo estar relacionada a dos factores: la adición de carbono fácilmente disponible para la utilización de la biomasa microbiana nativa de suelo y la incorporación de biomasa microbiana nueva que creció en el material compostado que fue agregado al suelo (Perucci, 1992). Como se

observa en la Tabla 5.1 el material compostado **CM8** presentó un mayor contenido de carbono soluble en agua y de nitrógeno (45,5 y 20,6 g kg<sup>-1</sup>, respectivamente) fácilmente disponible como fuente de energía y nutrientes para los microorganismos, resultando en un mayor desarrollo de la población microbiana (Lee *et al.*, 2004). Por lo tanto, el contenido de carbono y la relación CSA/NT son factores clave que gobiernan el desarrollo de la población microbiana. El incremento de la población microbiana puede ser explicado por el incremento en la disponibilidad del carbono y nitrógeno como consecuencia de la incorporación de la enmienda (Gómez *et al.*, 2005). El contenido de carbono oxidable (CO), presentó una importante correlación positiva con el contenido de Cbio para todos los tratamientos S-CM8 (R<sup>2</sup>= 0,75); S-CM9 (R<sup>2</sup>= 0,79) y S-VM4 (R<sup>2</sup>= 0,86).

El suelo testigo presentó al inicio de la incubación un contenido de Cbio de 223 mg kg<sup>-1</sup>, el cual incrementó en 4,6 veces su valor en el tratamiento S-CM8 (1030 mg kg<sup>-1</sup>) y en 2,1 veces en el tratamiento S-VM5 (469 mg kg<sup>-1</sup>). El agregado de la enmienda en la fase de compostaje, **CM9**, tuvo un comportamiento intermedio (783 mg kg<sup>-1</sup>).

El incremento en el contenido de Cbio provocado por la adición de las enmiendas, estuvo relacionado de manera negativa al grado de estabilización de la enmienda agregada al inicio de la incubación. A medida que el grado de madurez y estabilidad de la enmienda fue mayor, se observó un crecimiento de la biomasa microbiana más limitado. Resultados similares fueron obtenidos por Sánchez Monedero *et al.*, (2004).

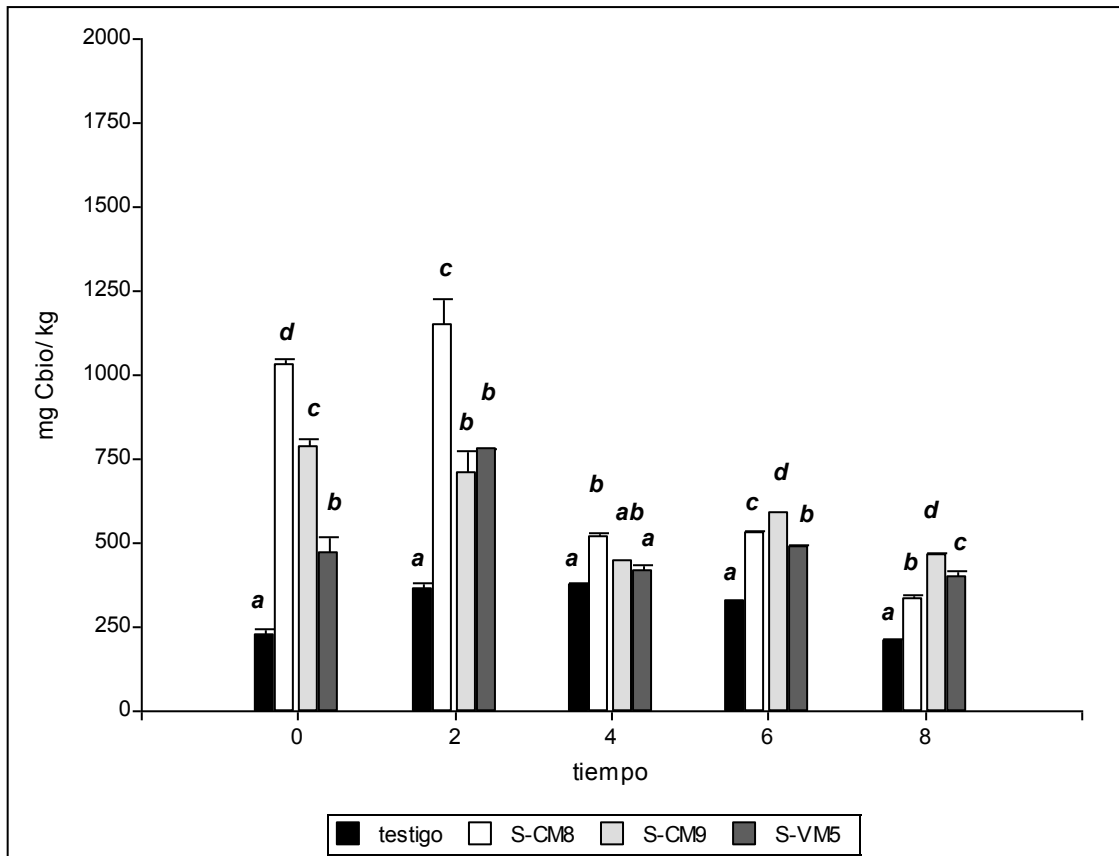


Figura 5.4. Evolución del contenido de carbono de biomasa microbiana (Cbio), durante las 8 semanas de incubación en el suelo enmendado con 5 Mg ha<sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5).

Las barras representan el error estándar. Para cada tiempo de muestreo (0, 2, 4, 6 y 8 semanas), datos seguidos por la misma letra no presentan diferencias estadísticas significativas de acuerdo al test de Tukey ( $p \leq 0,05$ ).

En la segunda semana de incubación se observó un incremento importante de la población microbiana en el tratamiento S-VM5, este comportamiento puede explicarse a causa de la mayor accesibilidad física de los microorganismos por la menor granulometría que presenta esta enmienda debida al proceso al cual fue sometida (vermicompostaje), que permitió una mayor actividad microbiana sobre la superficie, generando así un mayor desarrollo de la población (Pedra *et al.*, 2007).

El suelo enmendado con el material en la fase **CM8**, alcanzó al final del período de incubación el menor valor respecto a los otros tratamientos (Cbio: 334 mg kg<sup>-1</sup>), indicando que las fuentes de carbono fácilmente disponible se habían agotado hacia la octava semana debido a la baja dosis utilizada (5 Mg ha<sup>-1</sup>). Sin embargo, todos los tratamientos fueron

superiores al testigo al finalizar la incubación. Estos resultados muestran que el tiempo necesario para que la población microbiana alcance el nivel inicial (testigo) después de la adición de la enmienda orgánica al suelo, excedió las ocho semanas del experimento.

El Cbio mostró una tendencia decreciente durante los dos meses de incubación en todos los tratamientos con la dosis de 5 Mg ha<sup>-1</sup>. Como puede observarse, al final del período de incubación (semana 8) existieron diferencias estadísticamente significativas entre los distintos tratamientos, a diferencia de lo que ocurrió con el contenido de carbono oxidable en esta baja dosis de aplicación (figura 5.1). Resultados similares fueron observados por García *et al.*, (2000).

Los suelos enmendados con 20 Mg ha<sup>-1</sup> (figura 5.5) del material en el estado **CM8** (S-CM8) presentaron un mayor desarrollo del Cbio al inicio de la incubación, en orden decreciente de Cbio se encontraron los tratamientos S-VM5 y S-CM9, entre los cuales no se observaron diferencias estadísticamente significativas para este parámetro.

La población microbiana en el tratamiento S-CM8 continuó creciendo durante un período más prolongado de tiempo (semana 4), a diferencia de lo que ocurrió en el suelo enmendado con 5 Mg ha<sup>-1</sup>, lo cual indica que continuaba existiendo una fuente de carbono disponible para los microorganismos.

El tratamiento S-CM9 tuvo un crecimiento de la población microbiana hasta la segunda semana de la incubación y luego decreció. En el tratamiento S-VM5, las variaciones en el contenido de Cbio, no fueron tan marcadas. Es decir que a mayor grado de estabilización se observó un menor desarrollo de la población microbiana. Resultados similares fueron obtenidos por Sánchez-Monedero *et al.*, (2004). Al final del período de incubación, todos los tratamientos se diferenciaron respecto al testigo, pero, no existieron diferencias estadísticamente significativas entre los distintos tratamientos estudiados.

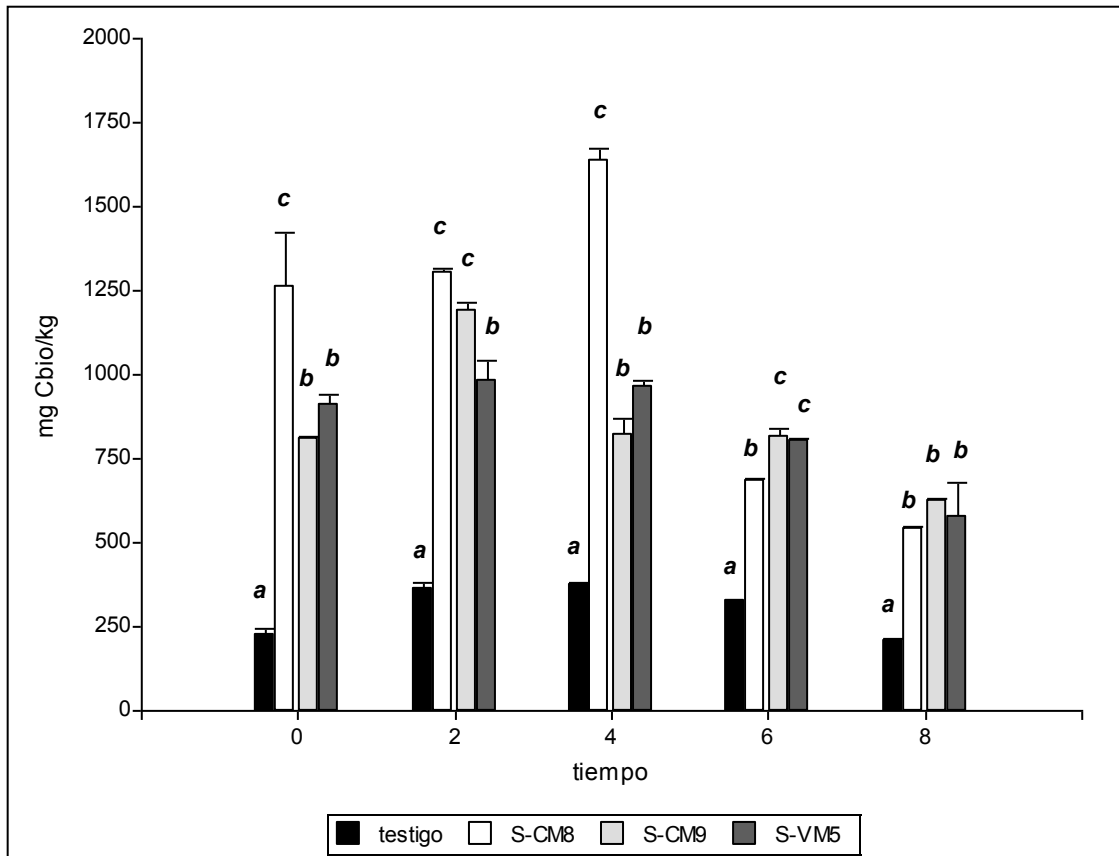


Figura 5.5. Evolución del contenido de carbono de biomasa microbiana (Cbio), durante las 8 semanas de incubación, en el suelo enmendado con 20 Mg ha<sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5). Las barras representan el error estándar. Para cada tiempo de muestreo (0, 2, 4, 6 y 8 semanas), datos seguidos por la misma letra no presentan diferencias estadísticamente significativas de acuerdo al test de Tukey ( $p \leq 0,05$ ).

En los suelos enmendados con 50 Mg ha<sup>-1</sup> (figura 5.6) se mantuvo la misma tendencia que en los suelos enmendados con 20 Mg ha<sup>-1</sup>.

Al inicio de la incubación existieron diferencias estadísticamente significativas entre los tres tratamientos, siendo S-CM8 el que mostró mayor población microbiana y, en orden decreciente los tratamientos S-VM5 y S-CM9.

En el tratamiento S-CM8 el crecimiento de la población microbiana se sostuvo hasta la sexta semana de incubación, es decir durante una semana más que lo observado en los suelos enmendados con este material (CM8) con la dosis de 20 Mg ha<sup>-1</sup>.



En la octava semana de incubación los tratamientos S-CM8 y S-CM9 presentaron mayor desarrollo de población microbiana respecto a S-VM5. Este comportamiento es debido probablemente a que la dosis aplicada ( $50 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) es suficiente para mantener la actividad microbiana hasta el final de la incubación aportando nutrientes disponibles para el desarrollo de los microorganismos, tanto con el agregado de la enmienda extraída en la primera fase del proceso (CM8) como con la extraída durante el período de compostaje (CM9).

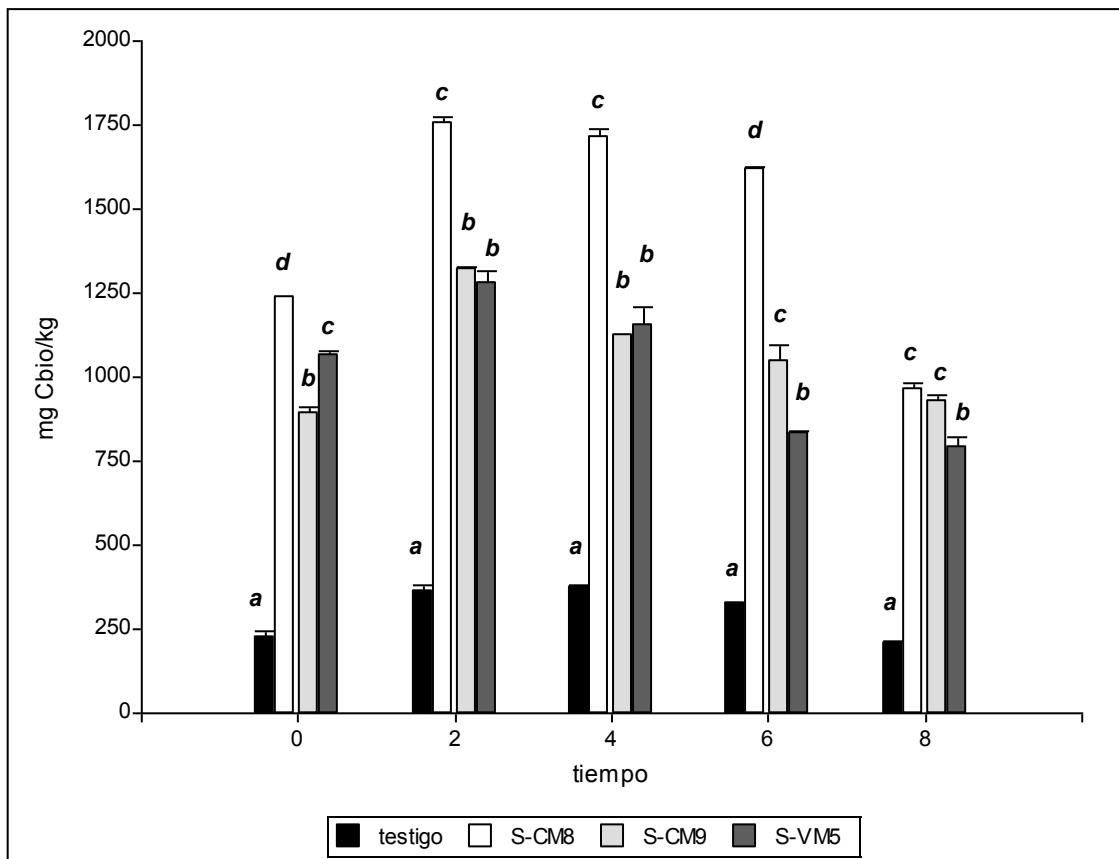


Figura 5.6. Evolución del contenido de carbono de biomasa microbiana (Cbio), durante las 8 semanas de incubación, en el suelo enmendado con  $50 \text{ Mg ha}^{-1}$  de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5). Las barras representan el error estándar. Para cada tiempo de muestreo (0, 2, 4, 6 y 8 semanas), datos seguidos por la misma letra no presentan diferencias estadísticamente significativas de acuerdo al test de Tukey ( $p \leq 0,05$ ).

El tiempo necesario para alcanzar un nuevo “equilibrio” en el suelo dependió del grado de estabilidad y madurez de las enmiendas adicionadas y de las dosis aplicadas. A mayor estado de inmadurez de la enmienda aplicada al suelo (CM8) y mayores dosis

aplicadas ( $50 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), el desarrollo microbiano incrementó de manera más marcada y por consiguiente, el tiempo necesario para alcanzar nuevamente el estado de “equilibrio” fue mayor. Los ensayos de incubación realizados evidencian la importancia de la adición de materiales enmendantes que causen una menor alteración de los “equilibrios” pre-existentes (materiales orgánicos estabilizados) en concordancia con lo observado por Sánchez-Monedero *et al.*, (2004).

La aplicación al suelo de  $5 \text{ Mg ha}^{-1}$  de la enmienda **CM8** en el inicio de la incubación promovió el desarrollo de la población microbiana, la cual creció un 359% respecto al suelo testigo. La adición de  $20 \text{ Mg ha}^{-1}$  produjo un incremento en el contenido de Cbio de un 22,4 % comparada con la menor dosis ( $5 \text{ Mg ha}^{-1}$ ). Por último, la mayor dosis de aplicación ( $50 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) de la enmienda en una fase de compostaje activa (**CM8**) produjo un efecto negativo sobre el desarrollo microbiano, es decir, disminuyó el 1,7% con respecto a la dosis de  $20 \text{ Mg ha}^{-1}$  (figura 5.7 a).

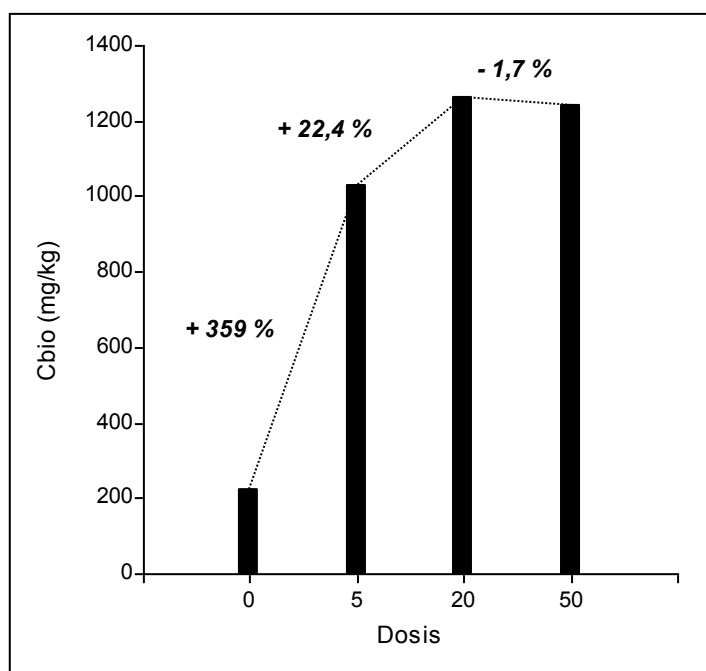


Figura 5.7 a. Carbono de biomasa microbiana (al inicio de la incubación) en el suelo enmendado con **CM8** en distintas dosis ( $5$ ,  $20$  y  $50 \text{ Mg ha}^{-1}$ ). En % se muestra la variación ocurrida con el aumento de la dosis aplicada.

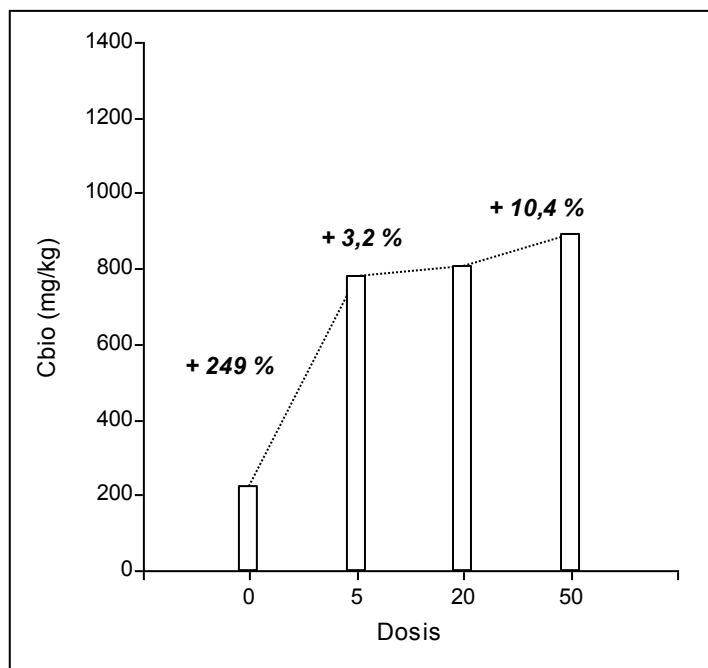


Figura 5.7 b. Carbono de biomasa microbiana (al inicio de la incubación) en el suelo enmendado con **CM9** en distintas dosis (5, 20 y 50 Mg ha<sup>-1</sup>). En % se muestra la variación ocurrida con el aumento de la dosis aplicada.

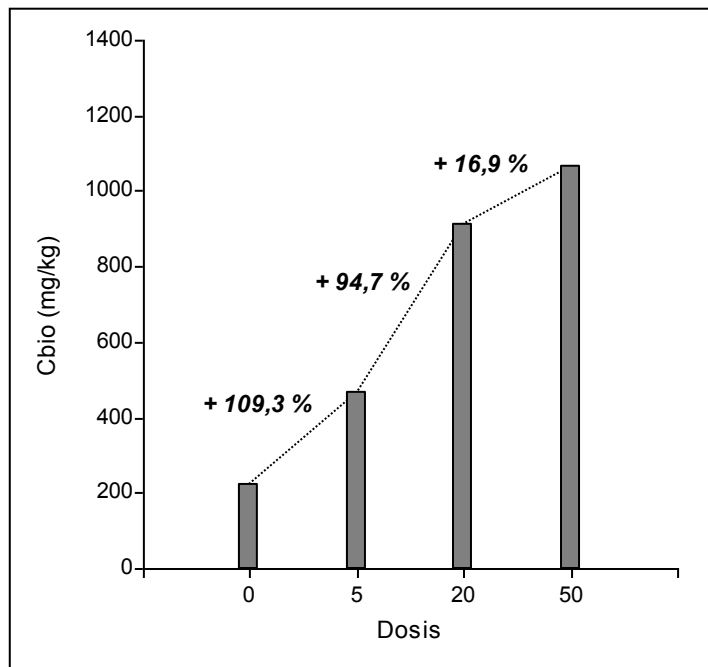


Figura 5.7 c. Carbono de biomasa microbiana (al inicio de la incubación) en el suelo enmendado con **VM5** en distintas dosis (5, 20 y 50 Mg ha<sup>-1</sup>). En % se muestra la variación ocurrida con el aumento de la dosis aplicada.

La aplicación de 5 Mg ha<sup>-1</sup> de la enmienda en la fase **CM9** produjo un incremento en el desarrollo de la población microbiana del 249 %, respecto al testigo. Con mayores dosis de aplicación (20 y 50 Mg ha<sup>-1</sup>) los incrementos en el desarrollo de la población microbiana fueron pequeños (entre el 3,2 y 10,4 %) (figura 5.7 b).

El desarrollo de la población microbiana con el agregado de la enmienda en la fase **VM5** generó incrementos de la población microbiana del 109,3 % con aplicaciones de 5 Mg ha<sup>-1</sup> respecto al testigo, de 94,7 % con el agregado de 20 Mg ha<sup>-1</sup> respecto a 5 Mg ha<sup>-1</sup> y de 16,9 % con dosis de aplicación de 50 Mg ha<sup>-1</sup> respecto a la aplicación de una dosis de 20 Mg ha<sup>-1</sup> (figura 5.7 c).

Tal como se observó, los incrementos en el contenido de C<sub>bio</sub> que se produjeron con el aumento de la dosis aplicada de enmienda fueron cada vez menores, y se hicieron incluso negativos para el tratamiento S-CM8. Por lo tanto sería conveniente evaluar la conveniencia de incrementar la dosis de 5 a 20, e incluso a 50 Mg ha<sup>-1</sup>, sobre todo si se están adicionando enmiendas que se encuentran en estadios iniciales del proceso de compostaje. Probablemente sería conveniente la adición de estas enmiendas en forma gradual hasta completar las dosis seleccionadas por efecto acumulativo, tal como fue observado por otros autores (García-Gil *et al.*, 2000).

Cuando se analizan las respuestas en contenido de C<sub>bio</sub>, al inicio de la incubación, en función de diferentes grados de evolución de las enmiendas adicionadas al suelo, comparando los tratamientos que evidenciaron el mayor y el menor desarrollo de población microbiana, se observó que para la dosis de 5 Mg ha<sup>-1</sup> existió una diferencia del 120 % entre S-CM8 (1030 mg C kg<sup>-1</sup>) y S-VM5 (468 mg C kg<sup>-1</sup>); para 20 Mg ha<sup>-1</sup> la diferencia fue del 56 % entre S-CM8 (1261 mg C kg<sup>-1</sup>) y S-CM9 (807 mg C kg<sup>-1</sup>) y para 50 Mg ha<sup>-1</sup> la diferencia fue del 39 % entre S-CM8 (1239 mg C kg<sup>-1</sup>) y S-CM9 (892 mg C kg<sup>-1</sup>).

En cambio, el efecto que se observó por el aumento de la dosis de enmienda alcanzó valores del 120 % entre 5 y 50 Mg ha<sup>-1</sup> para el suelo enmendado con **VM5**. Estas

diferencias no fueron tan evidentes cuando se adicionaron enmiendas en la fase **CM8** (20%) para las dosis de 5 o 50 Mg ha<sup>-1</sup>.

Estos resultados muestran que, si bien existieron diferencias en el desarrollo de la biomasa microbiana a partir de la adición de enmiendas de distintos grados de madurez, esta respuesta también estuvo influenciada por la cantidad de enmienda adicionada al suelo, fundamentalmente en enmiendas que se encuentran más estables y/o maduras. Este factor (cantidad de enmienda agregada) es importante sobre todo en zonas semiáridas donde el contenido de MO es un factor limitante.

### **Evolución de las propiedades bioquímicas en el suelo enmendado**

La fisiología y el metabolismo de los microorganismos del suelo están regulados por las enzimas ya que el hábitat microbiano del suelo se ve afectado por su actividad. El objetivo de estudiar la actividad de las enzimas en el medio ambiente es conocer su comportamiento, así como aplicar dicho conocimiento a los estudios actuales sobre el medio ambiente y la agricultura (Coyne, 2000).

Las enzimas pueden reaccionar a los cambios en el manejo de suelo más rápidamente que otras variables y por lo tanto pueden ser útiles como indicadores de los cambios biológicos (Masciandaro *et al.*, 2004).

La actividad deshidrogenasa (desh) y catalasa (cat), está a cargo de enzimas del tipo de las oxidorreductasas, que permiten inferir el estado metabólico de la biota del suelo por estar implicadas en procesos de respiración y detoxificación de los microorganismos (García-Gil *et al.*, 2000).

### **Evolución de la actividad deshidrogenasa en el suelo enmendado**

La enzima desh solo está presente en células viables. Esta enzima es utilizada como un indicador sensible de la calidad de los suelos y como un biomarcador válido que refleja la modificación total de la actividad oxidativa de la microflora del suelo, causada por el

clima y los diferentes manejos de los suelos (Ceccanti *et al.*, 1994; García *et al.*, 1997; Caravaca *et al.*, 2005). García-Gil *et al.*, (2000) concluyeron que la actividad desh, es un buen indicador de la actividad microbiana del suelo en zonas semiáridas.

En general, la aplicación de **CM8**, **CM9** y **VM5** incrementaron significativamente esta actividad enzimática como consecuencia de una reactivación de la actividad biológica del sistema. El testigo presentó el valor más elevado en el inicio del experimento, al establecerse condiciones óptimas y activarse el metabolismo de los microorganismos del suelo, descendiendo en las semanas posteriores, a medida que los recursos y las fracciones de biomasa activa decrecieron en el sistema (figuras 5.8, 5.9 y 5.10).

La actividad desh disminuyó en las semanas siguientes en todos los tratamientos, manteniendo diferencias con el testigo ( $p < 0,05$ ).

A medida que las dosis de enmienda aplicadas al suelo se incrementaron, se observó un incremento de la actividad de la enzima deshidrogenasa, sobre todo al inicio de la incubación. Este comportamiento es similar a lo observado por Marinari *et al.*, (2000) y Lee *et al.*, (2004) que informaron incrementos de la desh en suelos tratados con vermicompuestos y estiércoles. Sin embargo el grado de incremento fue dependiente del grado de madurez de la enmienda orgánica adicionada durante, prácticamente, todo el período de incubación. En general, el orden decreciente de la actividad desh en los distintos tratamientos fue el siguiente S-CM8 > S-CM9 > S-VM5.

Este comportamiento pudo ser debido a diferentes características de los materiales utilizados como enmienda orgánica, tales como grado de humificación, contenido de materia orgánica lábil, tamaño de partícula, homogeneidad de partículas, entre otras (Caravaca *et al.*, 2005; Tejada *et al.*, 2008).

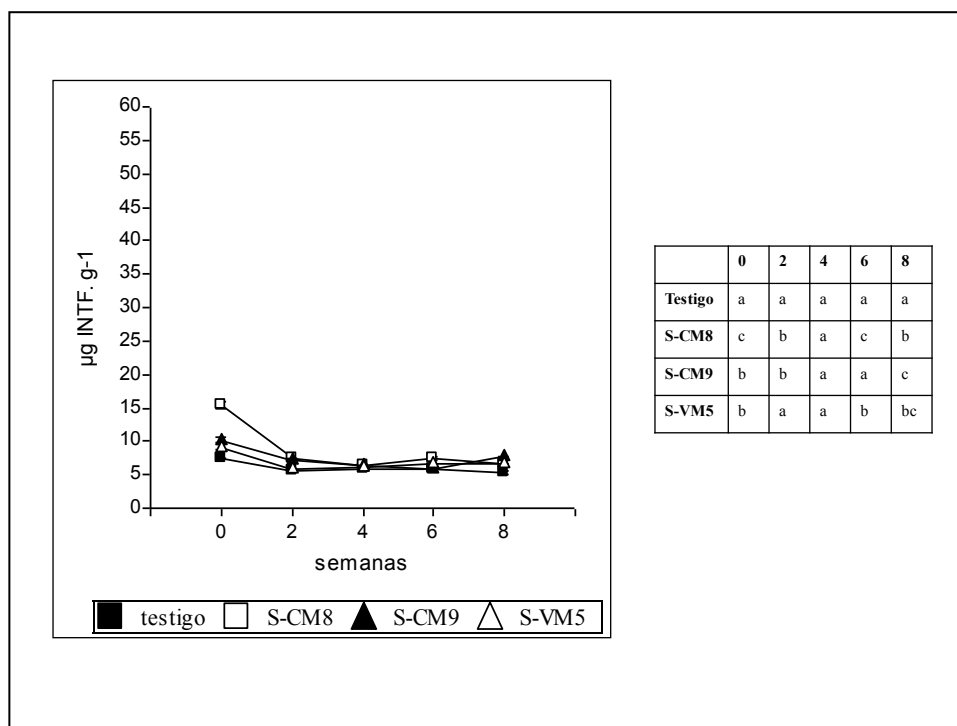


Figura 5.8. Evolución de la actividad deshidrogenasa durante las 8 semanas de incubación en el suelo enmendado con 5 Mg ha<sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5). Las barras representan el error estándar. Para cada tiempo de muestreo (0, 2, 4, 6 y 8 semanas) datos seguidos por la misma letra no presentan diferencias estadísticamente significativas de acuerdo al test de Tukey ( $p \leq 0,05$ ).

Al final del período de incubación del tratamiento S-CM9 (5 Mg ha<sup>-1</sup>) (figura 5.8), se observó una mayor actividad desh ( $p < 0,05$ ) respecto a los tratamientos S-CM8 y S-VM5. Este comportamiento pudo ser debido a que el material en el estado **CM8** presentó una mayor proporción de CSA, que fue menos resistente a la degradación microbiana y que se mineralizó durante el período de incubación. La enmienda en la fase **CM9**, no solamente tuvo un mayor contenido de COT que el material en el estado **VM5**, sino que presentó mayor resistencia a la mineralización, característica que le permitió permanecer durante un período más prolongado de tiempo en el suelo.

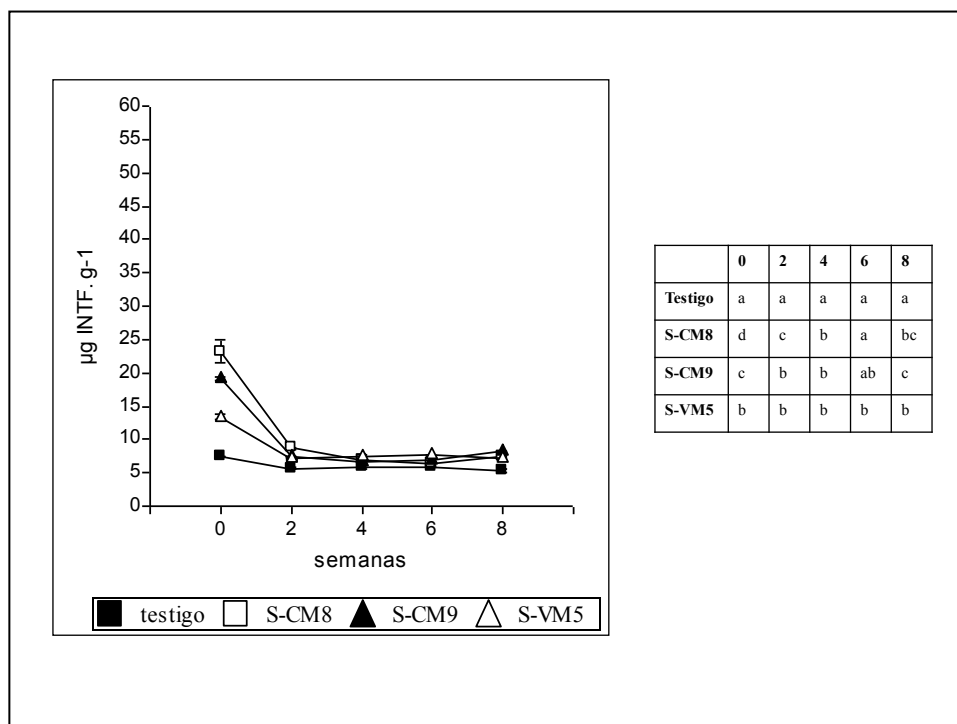


Figura 5.9. Evolución de la actividad deshidrogenasa durante las 8 semanas de incubación en el suelo enmendado con 20 Mg ha<sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5). Las barras representan el error estándar. Para cada tiempo de muestreo (0, 2, 4, 6 y 8 semanas) datos seguidos por la misma letra no presentan diferencias estadísticamente significativas de acuerdo al test de Tukey ( $p \leq 0,05$ ).

Este comportamiento fue observado en otros estudios (Sen y Chandra, 2007), lo que sugiere que el proceso de vermicompostaje produce una degradación de todos los tipos de carbono sin una acumulación selectiva de alguna forma de carbono estable de manera preferencial (Sellami *et al.*, 2008), generando una reducción de las estructuras aromáticas (C<sub>AH</sub>) tal vez asociadas a una extensiva mineralización de la MO. Estos resultados concuerdan con los obtenidos en el capítulo 3.



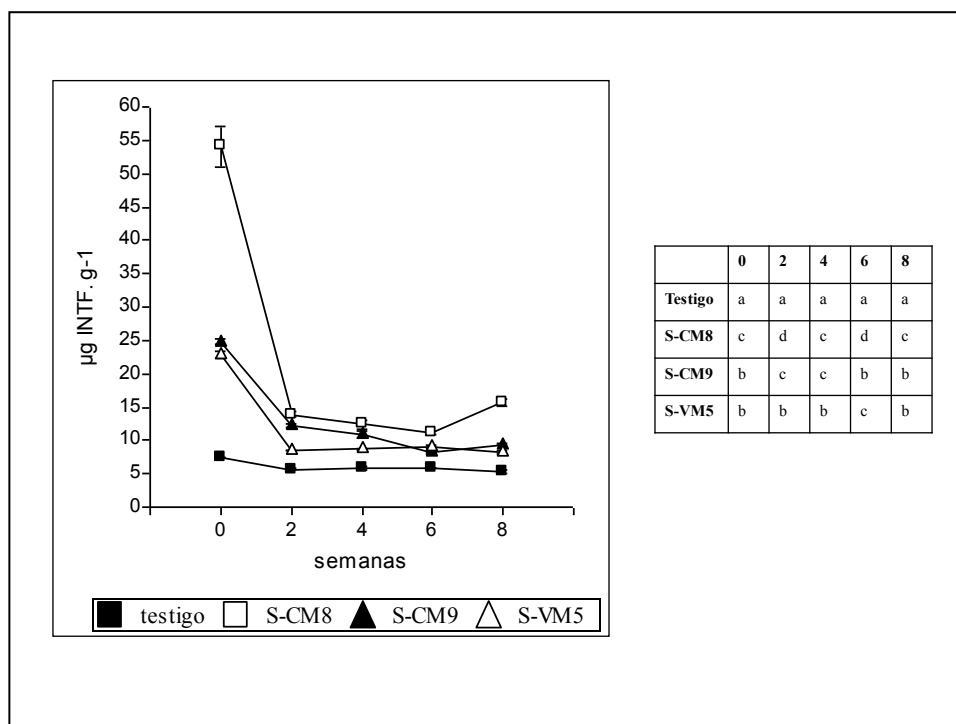


Figura 5.10. Evolución de la actividad deshidrogenasa durante las 8 semanas de incubación en el suelo enmendado con 50 Mg ha<sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5). Las barras representan el error estándar. Para cada tiempo de muestreo (0, 2, 4, 6 y 8 semanas) datos seguidos por la misma letra no presentan diferencias estadísticamente significativas de acuerdo al test de Tukey ( $p \leq 0,05$ ).

Los tratamientos correspondientes a la dosis de 20 Mg ha<sup>-1</sup>, presentaron ligeras diferencias en la actividad desh al finalizar el período de incubación (figura 5.9).

Por otra parte, al finalizar el período de incubación en el tratamiento S-CM8 (50 Mg ha<sup>-1</sup>), (figura 5.10) se observó mayor actividad desh que en los otros tratamientos (S-CM9 y S-VM5), esto puede ser adjudicado al elevado contenido de CSA presente en la enmienda.

### **Evolución de la actividad catalasa en el suelo enmendado**

La actividad de la enzima cat, al igual que la actividad desh, se utilizan como índice sensible del metabolismo aeróbico, está relacionada con la respiración, reflejando la intensidad de los procesos microbianos del suelo y su actividad está asociada a células viables (Ma *et al.*, 2003).

En estos ensayos de incubación se observó que la incorporación de enmiendas orgánicas al suelo ha generado un incremento de la actividad cat, relacionada al metabolismo microbiano intracelular, en todos los tratamientos al inicio de la incubación (figura. 5.11, 5.12 y 5.13), en concordancia con lo observado por García-Gil *et al.*, (2000).

El incremento en las dosis de las enmiendas agregadas estimuló la síntesis de la enzima cat. Estos resultados pueden ser explicados debido al mejoramiento en la aireación del suelo como consecuencia del incremento en la porosidad y asociado a la adición de materiales con densidades bajas, que mejoran la densidad del suelo (Tabla 5.1) (Giusquiani *et al.*, 1995).

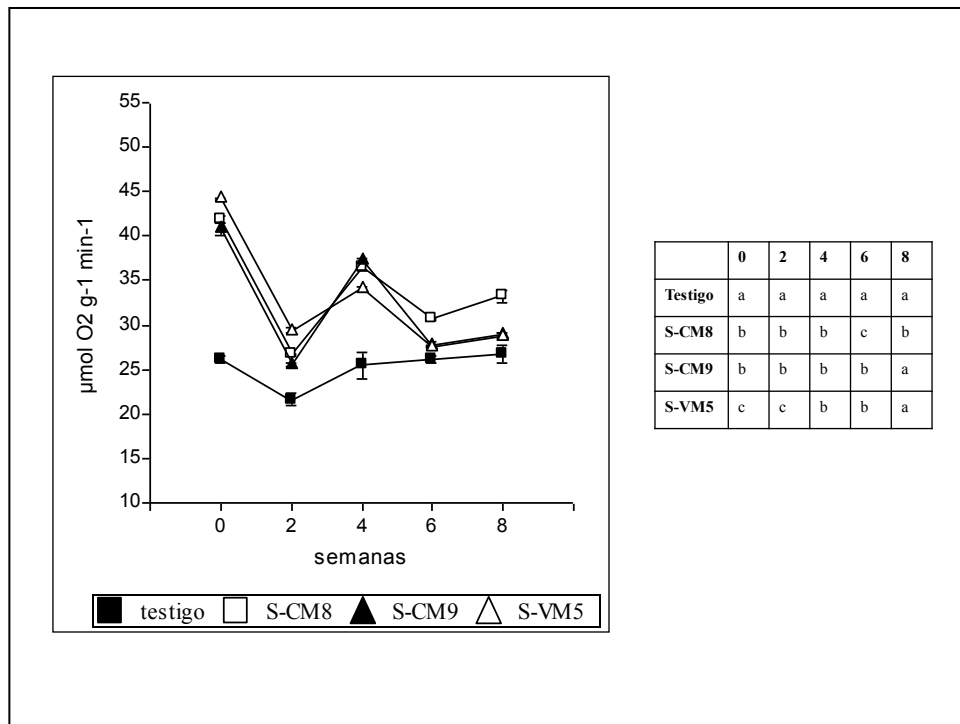


Figura 5.11. Evolución de la actividad catalasa durante las 8 semanas de incubación en el suelo enmendado con 5 Mg ha<sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5). Las barras representan el error estándar. Para cada tiempo de muestreo (0, 2, 4, 6 y 8 semanas) letras iguales no presentan diferencias estadísticamente significativas de acuerdo al test de Tukey ( $p \leq 0,05$ ).

En la semana cero, en todos los ensayos realizados (con las distintas enmiendas utilizadas y dosis aplicadas), se observó que el aumento más significativo en la actividad

cat correspondió a la mayor dosis (50 Mg ha<sup>-1</sup>); además, existieron diferencias estadísticamente significativas entre cada una de las enmiendas (figura 5.13).

La adición de las dosis menores de enmiendas (5 Mg ha<sup>-1</sup>; 20 Mg ha<sup>-1</sup>), provocaron un incremento en la actividad cat con ligeras (S-CM8) o nulas diferencias significativas (S-CM9; S-VM5) (figuras 5.11 y 5.12).

Al final del período de incubación (semana 8), en las dosis de aplicación de 5 y 20 Mg ha<sup>-1</sup>, el único tratamiento que presentó diferencias estadísticamente significativas con el suelo testigo fue S-CM8 (figuras. 5.11 y 5.12).

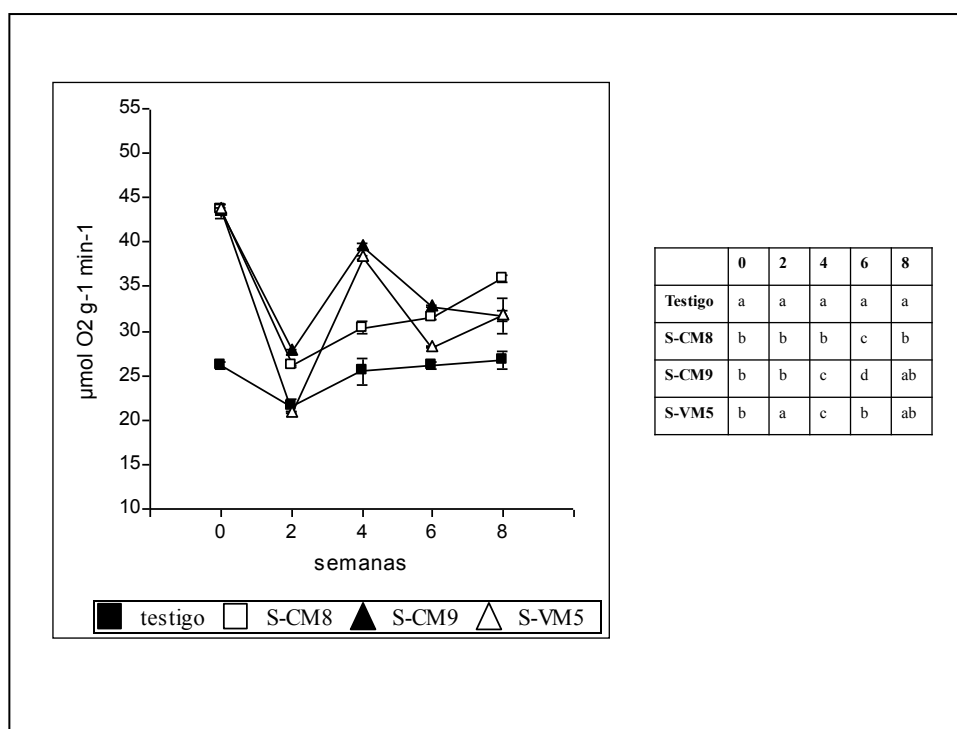


Figura 5.12. Evolución de la actividad catalasa durante las 8 semanas de incubación en el suelo enmendado con 20 Mg ha<sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5). Las barras representan el error estándar. Para cada tiempo de muestreo (0, 2, 4, 6 y 8 semanas) letras iguales no presentan diferencias estadísticamente significativas de acuerdo al test de Tukey ( $p \leq 0,05$ ).

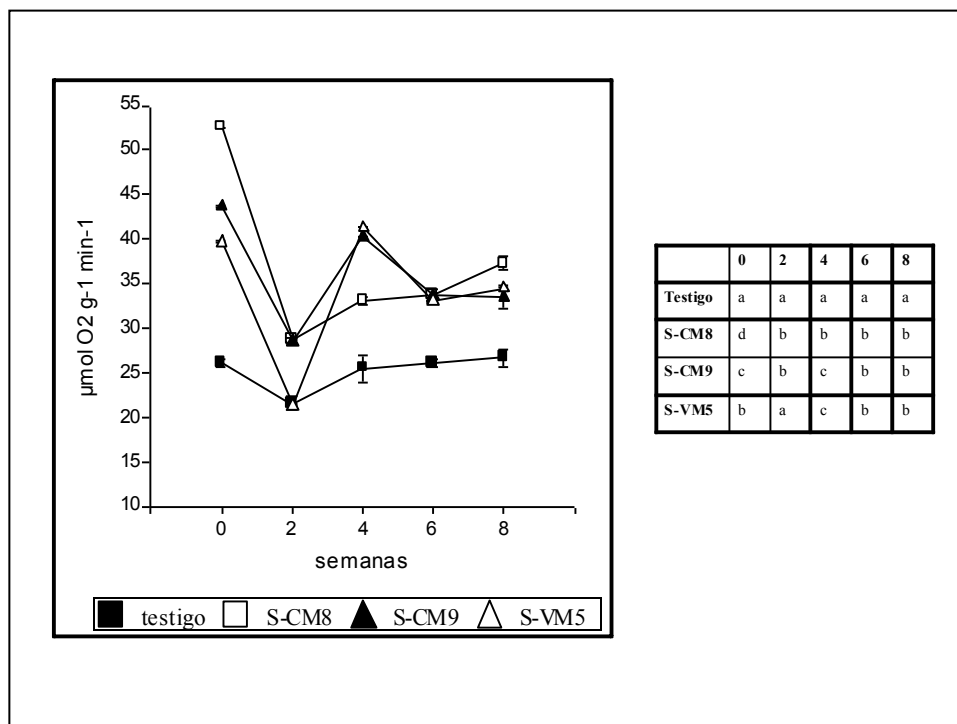


Figura 5.13. Evolución de la actividad catalasa durante las 8 semanas de incubación en el suelo enmendado con 50 Mg ha<sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5). Las barras representan el error estándar. Para cada tiempo de muestreo (0, 2, 4, 6 y 8 semanas) letras iguales no presentan diferencias estadísticamente significativas de acuerdo al test de Tukey ( $p \leq 0,05$ ).

En la semana 8, la aplicación de la mayor dosis de las enmiendas (50 Mg ha<sup>-1</sup>) presentó la mayor diferencia en la actividad cat con respecto al suelo testigo, pero sin diferenciarse entre los distintos materiales utilizados como enmienda (figura 5.13).

Las variaciones observadas en la actividad de la enzima cat podrían deberse al tiempo y proceso de estabilización-maduración (compostaje-vermicompostaje) al cual se sometió el material original.

El aumento del tiempo del proceso generó un aumento en las densidades aparentes de las enmiendas (Tabla 5.1). Por este motivo cuando se adicionaron al suelo enmiendas que presentaron un menor tiempo de compostaje tal como sucede en el caso de los tratamientos S-CM8 y S-CM9, las mismas generaron una mayor porosidad y aireación del suelo enmendado. Este pudo ser el motivo por el cual los suelos enmendados con S-CM8 y

S-CM9 presentaron al inicio de las incubaciones una mayor actividad de la enzima cat en las mayores dosis de aplicación (figura 5.13).

Las lombrices actúan como mezcladores mecánicos y como trituradoras de la MO, modificando sus características físicas y químicas, reduciendo las proporciones C/N y aumentando la superficie expuesta para el ataque de los microorganismos, lo que hace a la enmienda mucho más favorable para la actividad microbiana y su descomposición (Domínguez *et al.*, 1997; Lascano *et al.*, 2008). El menor y más homogéneo tamaño de partículas obtenidas luego del proceso de vermicompostaje generó que, una vez incorporadas al suelo, estas enmiendas no mejoren sustancialmente la porosidad y aireación y, por lo tanto, la actividad de la enzima cat no incrementó notablemente; este efecto fue más evidente en el tratamiento que correspondió a la mayor dosis agregada (50 Mg ha<sup>-1</sup>).

### **Correlación entre los parámetros medidos**

La incorporación de los materiales orgánicos al suelo generó un aumento significativo en el contenido de carbono oxidable (CO) en los suelos. Este incremento del CO presentó una importante correlación positiva con el contenido de Cbio (Tabla 5.2 y 5.3).

El Cbio refleja un incremento del número de microorganismos activos del sistema (Goyal *et al.*, 1993), debido a la reactivación de la biota autóctona del suelo y a la incorporación de microorganismos con las enmiendas (Perucci, 1992).

La actividad de la deshidrogenasa se produce de manera intracelular y es un buen indicador de los procesos metabólicos de los microorganismos del suelo, por lo que el incremento mayor se produce en el momento de aplicación de las enmiendas, coincidiendo con el aumento del Cbio y observándose la existencia de una excelente correlación con este parámetro biológico (Tabla 5.2 y 5.3).

La actividad *cat* incrementó con respecto al suelo testigo cuando se adicionaron los diferentes tipos de enmiendas, como consecuencia de un aumento del metabolismo microbiano. Esta actividad enzimática asociada a células viables presentó correlación positiva con el *Cbio* y con el *CO* (Tablas 5.2 y 5.3), por lo que se puede constatar que la actividad catalasa de los suelos tiene una estrecha relación con la cantidad de microorganismos metabólicamente activos en el sistema y con las fracciones de carbono que determinan su actividad (Rodríguez-Kabana y Truelove, 1982).

Tabla 5.2. Matriz de correlación (coeficientes de Pearson) de los distintos parámetros estudiados, en el inicio de la incubación para los tratamientos S-CM8, S-CM9 y S-VM5 para todas las dosis aplicadas.

	<i>CO</i>	<i>Cbio</i>	<i>desh</i>	<i>cat</i>
<b>CO</b>	<b>1,00</b>			
<b>Cbio</b>	0,86	<b>1,00</b>		
<b>desh</b>	0,64	0,72	<b>1,00</b>	
<b>cat</b>	0,85	0,85	0,70	<b>1,00</b>

Tabla 5.3. Matriz de correlación (coeficientes de Pearson) de los distintos parámetros estudiados, al final de la incubación para los tratamientos S-CM8, S-CM9 y S-VM5 para todas las dosis aplicadas.

	<i>CO</i>	<i>Cbio</i>	<i>Desh</i>	<i>cat</i>
<b>CO</b>	<b>1,00</b>			
<b>Cbio</b>	0,91	<b>1,00</b>		
<b>desh</b>	0,95	0,84	<b>1,00</b>	
<b>cat</b>	0,85	0,82	0,75	<b>1,00</b>

## ASPECTOS RELEVANTES

Las diferentes dosis aplicadas presentan una correlación positiva con el contenido de carbono oxidable aportado al suelo lo que genera un mayor desarrollo de la población microbiana y de su actividad enzimática.

El vermicompuesto tiene impacto sobre la biología del suelo a corto tiempo, lo cual es más evidente en las menores dosis de aplicación. En cambio, el compost tiene efecto a más largo plazo sobre la actividad biológica y contenido de carbono oxidable debido a que el mismo permanece ligado a la MO del suelo. La MO contenida en el vermicompuesto es

probablemente menos humificada y más lábil que la obtenida en el compost y, en consecuencia, desarrolla una mayor actividad microbiana al inicio de la incubación, y una menor permanencia en el suelo enmendado a largo plazo.

En general, se podría recomendar el uso de compost cuando el objetivo que se persigue es la captura de carbono y el mejoramiento de la calidad de suelo a largo plazo. El vermicompuesto produce un mejoramiento del estatus biológico del suelo a corto plazo por lo que podría utilizarse en el mejoramiento inmediato de la calidad de los suelos enmendados.

Con respecto a las dosis de aplicación, las dosis de 20 o 50 Mg ha<sup>-1</sup> no mejoran proporcionalmente la calidad biológica de los suelos como el aquí ensayado. Por lo tanto, es más recomendable la aplicación sucesiva de menores dosis y no una sola aplicación de grandes cantidades de enmienda.

## **CONCLUSIONES**

La utilización de materiales orgánicos como enmendantes de suelo es una alternativa apropiada para recuperar suelos degradados, debido al aporte de carbono orgánico al suelo, el cual actúa como sumidero del carbono proveniente de la enmienda orgánica.

En suelos degradados que presentan bajos contenidos de carbono, la cantidad de enmienda agregada es un factor tan importante como la calidad de la enmienda que se adiciona en la recuperación del suelo. Sin embargo, cuando se dispone de bajas dosis de enmienda resulta conveniente agregar enmiendas que presenten un mayor grado de estabilidad/madurez de la materia orgánica. En este sentido, los suelos enmendados con un compost maduro presentaron un contenido de CO, contenido de C<sub>bio</sub> y actividad desh que permaneció durante un período de tiempo más prolongado en el suelo enmendado.

Las características más alifáticas de la MO de vermicompostaje producen una disminución de la cantidad y actividad de los microorganismos del suelo al final del período de incubación.

En la medida que se utilizan enmiendas más inmaduras y se incrementan las dosis aplicadas ( $50 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), el desarrollo microbiano es mayor y por consiguiente el tiempo necesario para alcanzar nuevamente el estado de “equilibrio” se prolonga. La persistencia de condiciones disturbadas evidencia la importancia de la adición de materiales que causen una menor alteración de los “equilibrios” pre-existentes.



## BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Abril, A. and González, C. 1999. Dinámica de la fertilidad de las poblaciones microbianas en suelos afectados por incendios en las sierras de Córdoba (Argentina). *Agriscientia* XVI: 63-70.
- Albiach R, Canet R, Pomares F, Ingelmo F. 2001. Organic matter components aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years. *Bioresource Technology* 76: 125-129.
- Anderson, T.H. 2003. Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality. *Agric Ecosyst Environ.* 98: 285–293.
- Apezteguía, H.P, Izaurralde, R.C., Sereno, R. 2009. Simulation study of soil organic matter dynamics as affected by land use and agricultural practices in semiarid Córdoba, Argentina. *Soil and Tillage Research* 102: 101-108.
- Bastida, F., Kandeler, E., Moreno, J.L., Ros, M., García, C, Hernández, T. 2008. Application of fresh and composted organic wastes modifies structure, size and activity of soil microbial community under semiarid climate. *Applied Soil Ecology* 40: 318-329.
- Beloso, M.C., Villar, M.C., Cabaneiro A., Carballas, M., Gonzalez-Pietro, S.S., Carballas, T. 1993. Carbon and nitrogen mineralization in an acid soil fertilized with compost urban refuses. *Bioresource Technology* 45: 123-129.
- Benítez, E., Nogales, R., Elvira, C., Masciandaro, G., Ceccanti, B. 1999. Enzyme activities as indicator of the stabilization of sewage sludge composting with *Eisenia foetida*. *Bioresource Technology* 67: 297-303.
- Blum, W.E.H., Büsing, J., Montanarella, L. 2004. Research needs in support of the European thematic strategy for soil protection. *Trends in Analytical Chemistry* 23: 680–685.
- Burford, J. and Bremner, J. 1975. Relationships between the denitrification capacities of soils and total, water-soluble and readily decomposable soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 7: 389-394.
- Caravaca, F., Masciandaro, G., Ceccanti, B. 2002. Land use in relation to soil chemical and biochemical properties in a semiarid Mediterranean environment. *Soil Till. Res.* 68: 23–30.
- Caravaca, F., Pera, A., Masciandaro, G., Ceccanti, B., Roldán, A. 2005. A microcosm approach to assessing the effects of earthworm inoculation and oat cover cropping on CO<sub>2</sub> fluxes and biological properties in an amended semiarid soil. *Chem* 59: 1625-1631.
- Castaldi, P., Giovanni G., Melis, P. 2008. Maturity assessment of compost from municipal solid waste through the study of enzyme activities and water/soluble fractions. *Waste Management* 28: 534-540.
- Ceccanti, B., Pezzarossa, B., Gallardo-Lancho, F.J., Masciandaro, G. 1994. Bio-tests as markers of soil utilization and fertility. *Geomicrobiology Journal* 11: 309-316.
- Coyne, M. 2000. *Microbiología del Suelo: un enfoque exploratorio*. Paraninfo, Madrid, España, 416 pp.
- Crecchio, C., Curci, M., Pizzigallo, M.D.R., Ricciuti, P., Ruggiero, P. 2004. Effect of municipal solid waste compost amendments on soil enzyme activities and bacterial genetic diversity. *Soil Biol. Biochem.* 36: 1595-1605.

- Dias, J.C.S. 2004. Guia de Boas Práticas—Aplicação de Lamas na Agricultura. Reciclagem—Multigestão ambiental, S.A., Lisboa, 159 pp.
- Domínguez, J., Edwards, C.A., Subler, S. 1997. A comparison of composting and vermicomposting. *Biocycle* 4: 57–59.
- García, C., Hernández, T., Costa, F., Ceccanti, B., Masciandaro, G. 1993. The dehydrogenase activity of soil as an ecological marker in processes of perturbed system regeneration. In: *Proceeding of the XI International Symposium of Environmental Biochemistry*. J. Gallardo-Lancho (Ed), Salamanca, pp 89-100.
- García C., Hernández, M.T., Costa, F., 1997. Potential use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 28: 123–134
- García, C., Hernandez, T., Pascual, J.A., Moreno, J.L., Ros, M. 2000. Microbial activity in soils of SE Spain exposed to degradation and desertification processes. Strategies for their rehabilitation. In: Garcia, C., Hernandez, M.T. (Eds.), *Research and Perspectives of Soil Enzymology in Spain*, CEBAS-CSIC, Spain, pp 93-143.
- García-Gil, J.C., Plaza, C., Soler-Rovira, P., Polo, A. 2000. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 32: 1907-1913.
- Giusquiani, P.L., Pagliai, M., Gigliotti, G., Businelli, D., Benetti, A. 1995. Urban waste compost: effects on physical, chemical and biochemical soil properties. *J. Environ. Qual.* 24: 175-182.
- Gliotti, C., Giusquiani, P.L., Businelli, D., Machioni, A. 1997. Composition changes of dissolved organic matter in a soil amended with municipal waste compost. *Soil Science* 162: 919-926.
- Gómez, E., Ferreras, L., Toresani, S. 2005. Soil bacterial functional diversity as influenced by organic amendment application. *Bioresource Technology* 97: 1484-1489.
- Goyal, S., Mishra, M.M., Dhankar, S.S., Kapoor, K.K., Batra, R. 1993. Microbial biomass turnover and enzyme activities following the application of farmyard manure to field soils with and without previous long-term applications. *Biol. Fertil. Soils* 15: 60-64.
- Gregorich E.G., Wen, G., Voroney, R.P., Kachanoski, R.G. 1990. Calibration of a rapid direct chloroform extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 22: 1009-1011.
- Han, F.X., Kingery, W.L., Selim, H.M. 2000. Accumulation redistribution, transport and bioavailability of heavy metals in waste-amended soils. In: Iskandar, I.K., Kirkham, M.B. (Eds.), *Trace Elements in Soil—Bioavailability, Flux, and Transfer*. Lewis Publishers, pp 145–174.
- InfoStat. 2004. InfoStat versión 2004. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Ed. Brujas, Córdoba, Argentina.
- Lalande, R., Gagnon, B., Simard, R.R., Côté, D. 2000. Soil microbial biomass and enzyme activity following liquid hog manure application in a long term field trial. *Can J Soil Sci* 80: 263–269.
- Lascano, C., Gómez-Brandón, M., Domínguez, J. 2008. Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure. *Chemosphere* 72: 1013–1019.
- Lee, J.J., Park, R.D., Kim, Y.W., Shim, J.H., Chae, D.H, Rim, Y.S, Sohn, B.K., Kim, T.H., Kim, K.Y. 2004. Effect of food waste compost on microbial population, soil enzyme activity and lettuce growth. *Bioresource Technology* 93: 21-28.

- Ma, Y., Zhang, J.Y., Wong, M.H. 2003. Microbial activity during composting of anthracene-contaminated soil. *Chemosphere* 52: 1505-1513.
- Marinari, S., Masciandaro, G., Ceccanti, B., Grego, S. 2000. Influence of organic matter and mineral fertilizers on soil biological and physical properties. *Bioresource Technology* 72: 9-17.
- Masciandaro, G., Ceccanti, B., Benedicto, S., Lee, H.C., Cook, F. 2004. Enzyme activity and C and N pools in soil following application of mulches. *Can. J. Soil Sci.* 84: 19-30.
- Mtambanengwe, F., Mapfumo, P., Kirchmann, H. 2004. Decomposition of organic matter in soil as influenced by texture and pore size distribution. In: Bationo, A. (Ed.), *Managing Nutrient Cycles to Sustain Soil Fertility in Sub-Saharan Africa*. Centro Internacional de Agricultura Tropical, pp. 261–276.
- Naseby, D. and Lynch, J. 1997. Rhizosphere soil enzymes as indicator of perturbations caused by enzyme substrate addition and inoculation of a genetically modified strain of *Pseudomonas fluorescens* on wheat seed. *Soil Biol. Biochem.* 29: 1353-1362.
- Parr, J.F. and Papendick, R.I. 1997. Soil quality: relationship and strategies for sustainable dryland farming systems. *Annals of Arid Zone* 36: 181-191.
- Pascual, A.J., García, C., Hernandez, T. 1999. Comparison of fresh and composted organic waste in their efficacy for the improvement of arid soil quality. *Bioresource Technology* 68: 255-264.
- Parnaudeau, V., Nicolardot, B., Page's, J., 2004. Relevance of organic matter fractions as predictors of waste sludge mineralization in soil. *Journal of Environmental Quality* 33: 1885–1894.
- Pedra, F., Polo, A., Ribeiro, A., Dominguez, H. 2007. Effects of municipal solid waste compost and sewage sludge on mineralization of soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 39: 1375-1382.
- Perucci, P. 1992. Enzyme activity and microbial biomass in a field soil amended with municipal refuse. *Biology and Fertility of Soils* 14: 54–60.
- Richter, M. and Von Wistinghausen, E. 1981. Unterscheidbarkeit von Humusfraktionen in Boden bei unterschiedlicher Bewirtschaftung. *Z. Pflanzenernaehr Bodenkd.* 144: 395-406.
- Ros, M., Hernandez, M.T., García, C. 2003. Soil microbial activity after restoration of a semi-arid soil by organic amendments. *Soil Biol. Biochem.* 35: 463-469.
- Rodriguez-Kabana R. and Truelove, B. 1982. Effects of crop rotation and fertilization on catalase activity in a soil of the southeastern United State. *Plant Soil* 69: 97-104.
- Sánchez-Monedero, M., Mondini, C., de Nobili, M., Leita, L., Roig, A. 2004. Land application of biosolids. Soil response to different stabilization degree of the treated organic matter. *Waste Management* 24: 325-332.
- Sellami, F., Hachicha, S., Chtourou, M., Medhioub, K., Ammar, E. 2008. Maturity assessment of composted olive mill wastes using UV spectra and humification parameters. *Bioresource Technology* 99: 6900-6907.
- Sen, B. and Chandra, T.S. 2007. Chemolitic and solid-state spectroscopic evaluation of organic matter transformation during vermicomposting of sugar industry wastes. *Bioresource Technology* 98: 1680-1683.
- Skujins, J. 1976. *Critical Reviews in Microbiology* 4: 383-421.

- Spaccini, R., Piccolo, A., Conte, P., Haberhauer, G., Gerzabek, M.H. 2002. Increased soil organic carbon sequestration through hydrophobic protection by humic substances. *Soil biology & Biochemistry* 34: 1839-1851.
- Tejada, M., Hernandez, M.T., Garcia, C. 2006. Application of two organic amendments on soil restoration: effects on the soil biological properties. *J. Environ. Qual.* 35: 1010–1017.
- Tejada, M., Gonzalez, J.L., García-Martinez, A.M., Parrado, J. 2008. Application of a green manure and green manure composted with beet vinasse on soil restoration: Effects on soil properties. *Bioresource Technology* 99: 4949–4957.
- Trasar-Cepeda, C., Leirós, C., Gil-Sortes, F., Seoane, S. 1997. Towards a biochemical quality index for soils: an expression relating several biological and biochemical properties. *Biol. Fert. Soils* 26: 100-106.
- Van-Camp, L., Bujarrabal, B., Gentile, A-R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Olazabal, C., Selvaradjou, S-K. 2004. Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. EUR 21319 EN/3, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 872 pp.
- Webster E. A., Hopkins, D.W., Chudek, J.A., Haslam, S.F.I., Simek, M., Picek, T. 2001. The relationship between Microbial Carbon and Resource Quality of Soil Carbon. *J. Environ. Qual.* 30: 147-150.
- Weon, H.Y., Kwon, J.S., Suh, J.S., Choi, W.Y. 1999. Soil microbial flora and chemical properties as influenced by the application of pig manure compost. *Kor. J Soil Sci. Fert.* 32: 76-83.

# RENDIMIENTO DE LECHUGA (*Lactuca sativa*) EN UN SUELO ENMENDADO CON MATERIAL EXTRAÍDO DURANTE DIFERENTES FASES DE UN PROCESO DE COMPOSTAJE-VERMICOMPOSTAJE

## INTRODUCCIÓN

Una de las mayores preocupaciones ambientales es la degradación de los suelos, debido a que existe una conciencia creciente de que son componentes críticos de la biosfera, no sólo por la producción de alimentos, sino también por el mantenimiento de la calidad ambiental (Marcotea *et al.*, 2001).

La pérdida de MOS ha ocurrido en muchos agroecosistemas por la pérdida de carbono a través de los procesos de oxidación y erosión originados por las prácticas de cultivos intensivos que no son compensadas por el retorno de carbono como biomasa vegetal.

En numerosas zonas hortícolas, como las que se encuentran rodeando a las grandes ciudades, existe una creciente preocupación por el deterioro de los suelos. Este deterioro es causado por la utilización de inadecuadas tecnologías de producción (laboreo continuo, uso intensivo de pesticidas y fertilizantes) que conducen a un deterioro de la calidad del suelo llevando a pérdidas de la MOS y degradación de la estructura, afectando los ciclos del agua, aire y nutrientes, la actividad biológica del suelo y, consecuentemente, el crecimiento de las plantas (Golchin *et al.*, 1995; Albiach *et al.*, 2000).

La aplicación al suelo de compost de residuos orgánicos, tales como los obtenidos a partir de estiércoles, residuos domiciliarios, restos vegetales, etc., representa una estrategia de manejo que puede atenuar la pérdida de MOS (Ferrerías *et al.*, 2006; Bastida *et al.*, 2008), que además de aportar materia orgánica, aporta nutrientes, mejora la

agregación del suelo, estimula la diversidad y actividad microbiana (Carpenter-Boggs *et al.*, 2000).

La utilización de materiales compostados requiere que los mismos hayan alcanzado un adecuado grado de estabilidad y madurez, lo que implica un contenido de materia orgánica estable y la ausencia de compuestos fitotóxicos (Bernal *et al.*, 1998; Gómez, 1998).

Dentro de los cultivos representativos que conforman los planes de producción de los pequeños productores de la zona hortícola de la Ciudad de Córdoba, se encuentra la lechuga (*Lactuca sativa* L.) (Tártara *et al.*, 1999). Algunos productores, ante la pérdida de fertilidad de los suelos, utilizan como enmiendas orgánicas las camas de pollo, estiércoles porcinos, estiércoles vacunos, etc., aplicadas en dosis de aproximadamente 5 Mg ha<sup>-1</sup>, un tiempo antes de realizar el trasplante para evitar la aparición de problemas de fitotoxicidad, pero sin haber sido sometidos a procesos de estabilización previo, tales como compostaje o vermicompostaje. Este tipo de manejo ocurre debido a que estos materiales se consiguen en cantidades suficientes, a precios accesibles y provienen de zonas cercanas a las áreas de producción hortícola.

Sin embargo, la aplicación de estiércoles de diversos orígenes sin procesar a los suelos sometidos a producción agrícola, ha generado la contaminación de las napas de agua por nutrientes y microorganismos, causando graves riesgos a la salud humana (Aira y Domínguez, 2009). Asimismo, numerosos autores han observado efectos negativos sobre las plantas o las propiedades del suelo cuando se utilizan este tipo de materiales (estiércoles) de manera directa como fertilizantes orgánicos (Sierra *et al.*, 2001; Casa *et al.*, 2003; Cereti *et al.*, 2004).

Es por esta razón que resulta aconsejable que se realice un tratamiento de acondicionamiento de estos residuos, como podrían ser los procesos de compostaje o vermicompostaje para obtener un producto estable y de más fácil y seguro manejo (Pascual *et al.*, 1999; Paredes *et al.*, 2005).

Los problemas asociados a la fitotoxicidad de los compost son observados desde el punto de vista de una “intoxicación” de las plantas por sustancias presentes o

producidas en el sustrato de crecimiento, al ser absorbidas y acumuladas en el tejido vegetal (Araujo y Monteiro, 2005), problemas que han limitado, en algunos casos, el uso de materiales compostados en agricultura (Earthy Burian, 1997; Inbar *et al.*, 1990, Mondini *et al.*, 2003; Moren y Guillemain, 2004). En función del grado de fitotoxicidad presente surge la necesidad de conocer las dosis correctas de aplicación (Aslam *et al.*, 2008).

No se encontraron estudios referidos al efecto que la aplicación de enmiendas obtenidas durante un proceso de compostaje-vermicompostaje que poseen diferente grado de estabilidad y madurez, generan sobre los componentes de rendimiento de un cultivo hortícola de hoja como la lechuga (*Lactuca sativa*, L.). Por ello, el objetivo del presente capítulo es valorar la eficacia de una enmienda orgánica, con diferente tiempo de compostaje-vermicompostaje (30, 90 y 210 días), aplicada en distintas dosis (5, 20 y 50 Mg ha<sup>-1</sup>) a un suelo degradado, evaluando variables relacionadas al crecimiento y a la economía del carbono de un cultivo de lechuga (*Lactuca sativa*, L.).

## **MATERIALES Y DISEÑO EXPERIMENTAL**

Se utilizaron para el ensayo plantines de lechuga (*Lactuca sativa*, L. var. grand rapid), de 25 días de desarrollo, que presentaban, al momento del trasplante, entre 4 a 5 hojas verdaderas. El suelo utilizado para el ensayo correspondía originalmente a un *Haplustol típico* (Clasificación USDA) de textura franco limosa al que le fueron removidos los horizontes superficiales hasta la profundidad del horizonte C. Las enmiendas utilizadas fueron compost de estiércol de conejo en la fase de compostaje activo **CM8** (30 días), compost de estiércol de conejo en la fase **CM9** (90 días) y vermicompuesto de estiércol de conejo correspondiente a la fase **VM5** (210 días). Las características del suelo utilizado y de las enmiendas se encuentran detalladas en el capítulo 5 (Tabla 5.1).

El experimento se llevó a cabo en invernáculo a partir del 15 de mayo y durante 10 semanas. Se utilizaron contenedores de plástico de 1 dm<sup>3</sup> de capacidad, en los que se agregó suelo (testigo) o suelo enmendado (tratamientos) hasta el 75 % de su volumen. Se prepararon las mezclas suelo/enmienda tal que las dosis de la enmienda correspondieran a

5, 20 y 50 Mg ha<sup>-1</sup>, las mezclas se homogeneizaron por agitación mecánica. Se transplantó una planta por contenedor luego de pasado 1 mes de la adición de las enmiendas, de tal manera de simular las condiciones que utilizan los productores hortícolas cuando incorporan enmiendas con el propósito de evitar la aparición de efectos fitotóxicos en el caso de enmiendas inestables. Se mantuvieron las condiciones de humedad de suelo en capacidad de campo para los tratamientos y el testigo durante todo el experimento.

Se acondicionaron contenedores de manera de contar con triplicados de todos los tratamientos y del testigo en cada semana de muestreo debido a que los métodos de cosecha utilizados son destructivos de las muestras. Las plantas de lechuga fueron cosechadas para la realización de las determinaciones en las semanas 0 (plantines utilizados en el momento del trasplante), 2, 5, 7 y 10 a partir del momento del trasplante. El experimento se llevó a cabo bajo un diseño completamente aleatorizado y por triplicado (Fotografía 6.1).



Fotografía 6.1. Cultivo de lechuga (*Lactuca sativa*, L.) en el ensayo de invernáculo al momento del trasplante, testigo y distintos tratamientos (S-CM8, S-CM9 y S-VM5) y dosis (5, 20 y 50 Tn ha<sup>-1</sup>) por triplicado, distribuidos al azar.

## MÉTODOS



## Componentes de rendimiento

Se determinaron variables productivas relacionadas a la Economía del Carbono: Peso Fresco Foliar (PFF), Peso Seco Foliar (PSF), Área Foliar Total (AFT) y variables relacionadas al crecimiento: Longitud aérea (LA) y Número de hojas por planta (NH).

Previo a cada momento de muestreo (cosecha) se realizaron las determinaciones de medición de la LA y conteo del NH. Luego de cosechadas las plantas se determinó el PFF de las planta para cada tratamiento y del testigo. Para la determinación del AFT se separaron las hojas de las plantas cosechadas y se utilizó un el aparato medidor de AFT modelo LI-3100 de resolución 0,1-1mm<sup>2</sup>, de acuerdo a la técnica propuesta por Singh *et al.*, (2007). Para la determinación del PSF, las hojas de cada planta se colocaron dentro de bolsas de papel madera y se secaron en estufa a una temperatura de 60 °C hasta obtener un peso constante.

Análisis Estadístico: Se realizó ANAVA y comparación de medias por la prueba de Tukey ( $p < 0,05$ ).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Peso fresco foliar

En las figuras 6.1, 6.2 y 6.3 se observa la evolución del PFF de las plantas de lechuga durante el ciclo de cultivo para cada uno de los diferentes tratamientos (dosis adicionadas 5, 20 y 50 Mg ha<sup>-1</sup> respectivamente).

Al inicio del ensayo no se observaron diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ) en el PFF entre los distintos tratamientos y el testigo, por lo tanto las diferencias posteriores podrán ser atribuidas a los tratamientos estudiados. Para todas las dosis de enmienda adicionadas, el tratamiento que presentó mayor PFF al momento de cosecha de la semana 10, fue S-CM8 (figuras 6.1, 6.2 y 6.3). Este comportamiento podría ser debido a la mayor disponibilidad de nutrientes que presenta la enmienda en la fase **CM8** (Tabla

5.1), como por ejemplo nitrógeno total (20,6 g kg<sup>-1</sup> en la fase **CM8**, 14,9 g kg<sup>-1</sup> en la fase **CM9** y 14,2 g kg<sup>-1</sup> en la fase **VM5**).

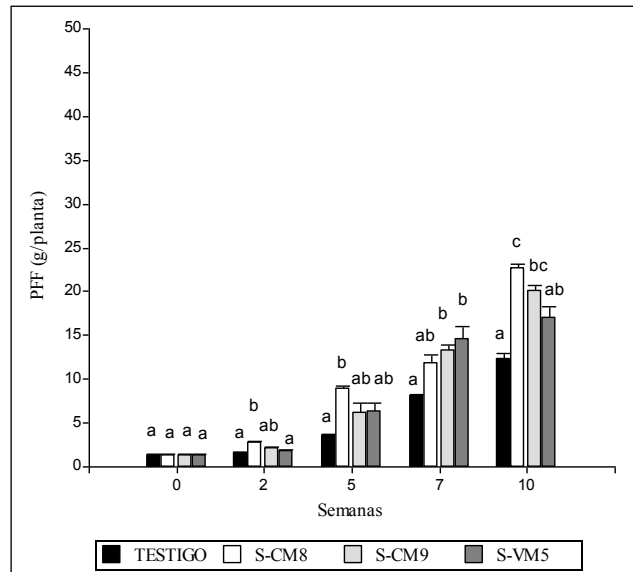


Figura 6.1. Evolución del Peso Fresco Foliar (PFF) durante el ciclo del cultivo de lechuga (*Lactuca Sativa*, *L.* var. *grand rapid*), expresado en g por planta en el Testigo y suelo enmendado con 5 Mg ha<sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5). Para cada momento de cosecha (0, 2, 5, 7 y 10 semanas) datos seguidos por la misma letra no presentan diferencias estadísticamente significativas de acuerdo al test de Tukey ( $p \leq 0,05$ ). Las barras representan el error estándar.

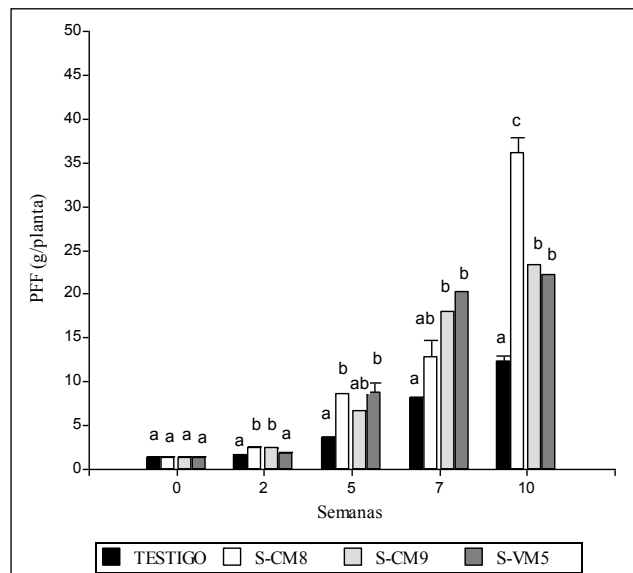


Figura 6.2. Evolución del Peso Fresco Foliar (PFF) durante el ciclo del cultivo de lechuga (*Lactuca Sativa*, *L.* var. *grand rapid*), expresado en g por planta en el Testigo y suelo enmendado con 20 Mg ha<sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5). Para cada momento de cosecha (0, 2, 5, 7 y 10 semanas) datos seguidos por la misma letra no presentan diferencias estadísticamente significativas de acuerdo al test de Tukey ( $p \leq 0,05$ ). Las barras representan el error estándar.

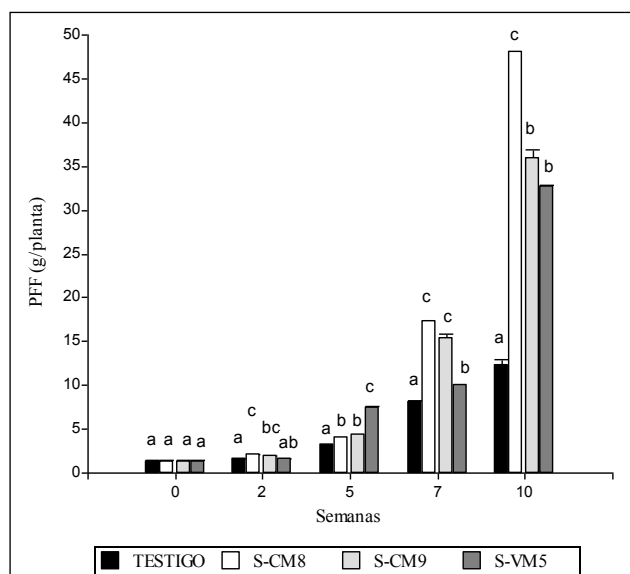


Figura 6.3. Evolución del Peso Fresco Foliar (PFF) durante el ciclo del cultivo de lechuga (*Lactuca Sativa*, *L* var. grand rapid), expresado en g por planta en el Testigo y suelo enmendado con 50 Mg ha<sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5). Para cada momento de cosecha (0, 2, 5, 7 y 10 semanas) datos seguidos por la misma letra no presentan diferencias estadísticamente significativas de acuerdo al test de Tukey ( $p \leq 0,05$ ). Las barras representan el error estándar.

Para las mayores dosis aplicadas (20 y 50 Mg ha<sup>-1</sup>) no se observaron diferencias en la semana de cosecha 10 entre los tratamientos S-CM9 y S-VM5. Por lo tanto, es posible que los aportes de nutrientes que realizan la enmiendas que presentaron un mayor grado de estabilidad sea similar (figuras 6.2 y 6.3).

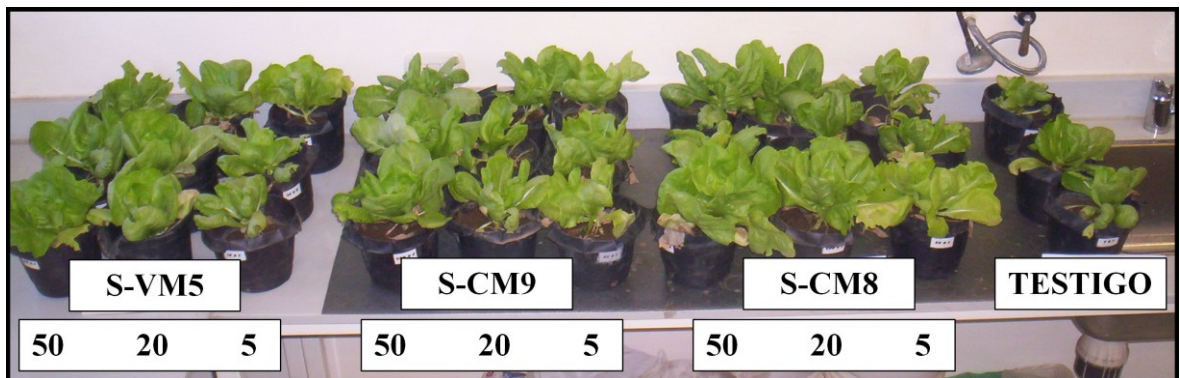
En general el aumento de las dosis aplicadas de enmiendas produjo un aumento en el PFF para todos los tratamientos y no se evidenciaron efectos negativos por toxicidad en los tratamientos con la enmienda **CM8**, a pesar del menor grado de estabilidad que presentaba la enmienda en esta fase de compostaje. La ausencia de toxicidad para los ensayos con **CM8** puede ser debido a la adición de la enmienda de manera previa (30 días antes del momento del trasplante) lo que pudo evitar la aparición de los síntomas de fitotoxicidad mencionados por diversos autores (Brewer y Sullivan, 2003; Rynk, 2003; Benito *et al.*, 2005).

Este incremento en la producción, a causa del aumento de las dosis, fueron también observados por Ali *et al.*, (2007).

Tabla 6.1. Porcentajes de incremento del Peso Fresco Foliar (PFF) al momento de cosecha (semana 10) en los distintos tratamientos en función del incremento de la dosis de enmienda aplicada.

	<i>S-CM8</i>	<i>S-CM9</i>	<i>S-VM5</i>
<b>5 Tn ha<sup>-1</sup></b>	58,8 %	15,9 %	30,8 %
<b>20 Tn ha<sup>-1</sup></b>	33,2 %	54,4 %	47 %
<b>50 Tn ha<sup>-1</sup></b>			

Este incremento del PFF puede también ser observado en la Fotografía 6.2.



Fotografía 6.2. Contenedores con lechuga (*Lactuca sativa*, L.) en la semana 10 del ensayo, testigo, suelo de los tratamientos S-CM8, S-CM9 y S-VM5 para la dosis de 5, 20 y 50 Tn ha<sup>-1</sup>.

Se podría generalizar que una enmienda orgánica en una fase temprana de estabilización-maduración adicionada al suelo, antes del trasplante (aproximadamente 30 días), produce un incremento importante en la producción cuando se comparan dosis bajas (5 Mg ha<sup>-1</sup>) con dosis medias (20 Mg ha<sup>-1</sup>). En cambio, para obtener incrementos similares con enmiendas más maduras es necesario adicionar dosis mayores (50 Mg ha<sup>-1</sup>). El incremento en el rendimiento del cultivo a causa del agregado de compost y/o vermicompuestos fue observado y atribuido a la incorporación de nutrientes, especialmente

nitrógeno y fósforo (García-Gómez *et al.*, 2002; Pérez-Murcia *et al.*, 2006; Bustamante *et al.*, 2008; Argüello *et al.*, 2008; Ledesma *et al.*, 2008).

El incremento en el crecimiento de las plantas debido a la adición de vermicompuestos ha sido estudiada por numerosos autores, los que atribuyen este efecto a una serie de parámetros tales como el contenido de ácidos húmicos, la presencia de reguladores de crecimiento y/o microorganismos simbióticos, actividad de hormonas de crecimiento adsorbidas a los ácidos húmicos, formando complejos húmico-hormona durante el vermicompostaje (Kale *et al.*, 1992; Subler *et al.*, 1998; Atiyeh *et al.*, 2000a, Atiyeh *et al.*, 2000b; Atiyeh *et al.*, 2002; Arancon *et al.*, 2004; Edwards *et al.*, 2006). A pesar de esto, lo que se observó en este ensayo es que no hubo diferencias significativas entre los tratamientos donde se incorporó vermicompuesto y aquellos en los que se utilizó compost estable proveniente de una etapa anterior del mismo proceso. Posiblemente exista un efecto conjunto de mayor disponibilidad de nutrientes en etapas tempranas del proceso y ausencia de efectos tóxicos por la incorporación de las enmiendas previo al transplante, por lo cual el material **CM8** generó mayor rendimiento en el cultivo de lechuga.

Además del incremento en la producción final generada por la incorporación de las enmiendas, otro factor importante es el acortamiento del ciclo del cultivo. Este efecto puede observarse, en general, en todos los tratamientos a partir de la semana 5 del ensayo, donde el PFF se equiparó al observado para el testigo en la semana 7 (figuras 6.1, 6.2 y 6.3). Este acortamiento posibilita una mayor eficiencia en el uso del suelo, permitiendo un mayor número de cultivos por año.

El Peso Seco Foliar tuvo una tendencia similar para todos los ensayos realizados (distintas enmiendas utilizadas y distintas dosis aplicadas) que lo observado para PFF.

### **Area foliar total**

El producto comercializable de la planta de lechuga es la parte aérea, por lo tanto la determinación del Área Foliar (AFT) ( $\text{cm}^2/\text{planta}$ ) resulta un parámetro que provee una información importante. En las figuras 6.4; 6,5 y 6.6 se observa la evolución del AFT durante el ciclo de cultivo para los ensayos realizados.

Con la menor dosis aplicada ( $5 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), se observó que a partir de la quinta semana de cosecha, donde los requerimientos de las plantas son más importantes, se evidenciaron más las diferencias entre las distintas enmiendas incorporadas y el Testigo ( $p < 0,05$ ). En la última semana del ensayo (semana 10) los tratamientos que evidenciaron una mayor AFT fueron los correspondientes a las enmiendas S-CM8 y S-CM9; posiblemente debido a la mayor disponibilidad de nutrientes con que cuenta la planta en los suelos enmendados con estos materiales (Tabla 5.1).

El tratamiento correspondiente a la enmienda **VM5** (S-VM5) mostró la mayor AFT en la semana 7 de cosecha, pero al final del ensayo los valores de AFT fueron menores a los otros tratamientos (figura 6.4). Esto puede ser debido a las características de la enmienda utilizada (**VM5**) que genera una disponibilidad de los nutrientes por un menor período de tiempo en comparación con S-CM9 y S-CM8, de acuerdo con lo señalado en el capítulo 3 donde se observó que el proceso de vermicompostaje produce una degradación de todos los tipos de carbono sin una acumulación selectiva de alguna forma de carbono estable de manera preferencial.

La reducción de las estructuras aromáticas (CAH), tal vez este asociada a la extensiva mineralización de la materia orgánica, permitiendo una mayor disponibilidad de carbono y de nutrientes para los microorganismos durante un corto período de tiempo luego de la aplicación de la enmienda, pero un agotamiento posterior de los mismos que no permite cubrir los requerimientos del cultivo hasta la última semana de cosecha (semana 10). En este caso, sería recomendable la adición de una nueva dosis de la enmienda **VM5** en este momento del ciclo de cultivo, con el objetivo de no disminuir su rendimiento.

Con la aplicación de dosis de  $20 \text{ Mg ha}^{-1}$  de cada una de las enmienda utilizadas (**CM8**, **CM9** y **VM5**), se observaron diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ) en el AF con respecto al Testigo, a partir de la segunda cosecha (figura 6.5). Se observó una tendencia similar a la dosis de  $5 \text{ Mg ha}^{-1}$ . Al final del ensayo (semana 10), el tratamiento que presentó mayor AFT fue el correspondiente a S-CM8 y no existieron diferencias entre S-CM9 y S-VM5.

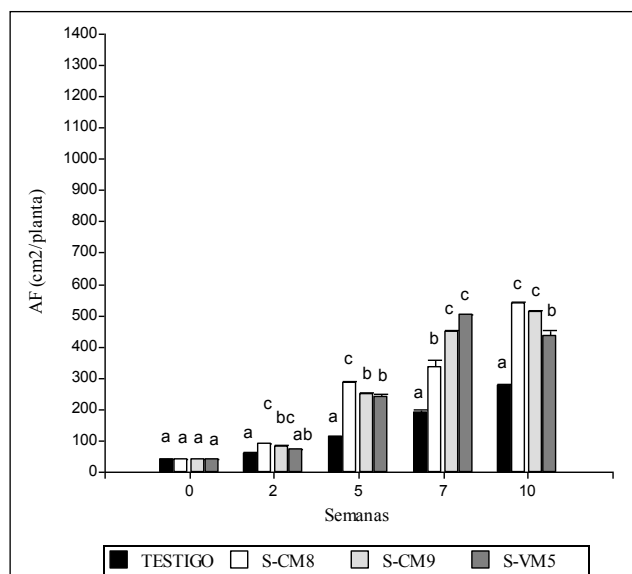


Figura 6.4. Evolución del Área Foliar (AFT) expresada en  $\text{cm}^2$  /planta, durante el ciclo del cultivo de lechuga (*Lactuca Sativa*, *L. var. grand rapid*), en el Testigo y suelo enmendado con  $5 \text{ Mg ha}^{-1}$  de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5). Para cada momento de cosecha (0, 2, 5, 7 y 10 semanas) datos seguidos por la misma letra no presentan diferencias estadísticamente significativas de acuerdo al test de Tukey ( $p \leq 0,05$ ). Las barras representan el error estándar.

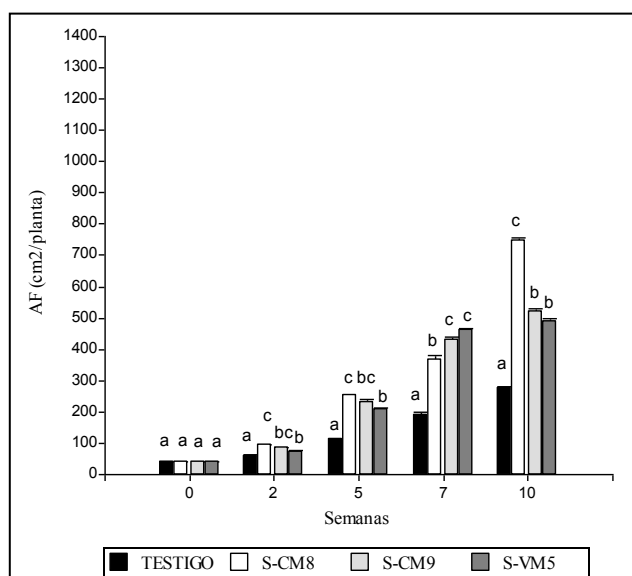


Figura 6.5. Evolución del Área Foliar (AFT) expresada  $\text{cm}^2$  /planta, durante el ciclo del cultivo de lechuga (*Lactuca Sativa*, *L. var. grand rapid*), en el Testigo y suelo enmendado con  $20 \text{ Mg ha}^{-1}$  de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5). Para cada momento de cosecha (0, 2, 5, 7 y 10 semanas) datos seguidos por la misma letra no presentan diferencias estadísticamente significativas de acuerdo al test de tukey ( $p \leq 0,05$ ). Las barras representan el error estándar.

Con la aplicación de dosis de 50 Mg ha<sup>-1</sup> de cada una de las enmiendas, se observó un incremento del AFT, por lo que se descarta que hubiera un efecto de fitotoxicidad por salinidad (Conductividad eléctrica) o pH, debido a la mayor dosis aplicada (figura 6.6). Estas características (pH y salinidad) de los materiales representan la mayor limitación para el uso de enmiendas, ya que afectan no sólo la germinación de las plántulas sino también su crecimiento (García-Gómez *et al.*, 2002; Sánchez-Monedero *et al.*, 2004; Bustamante *et al.*, 2008).

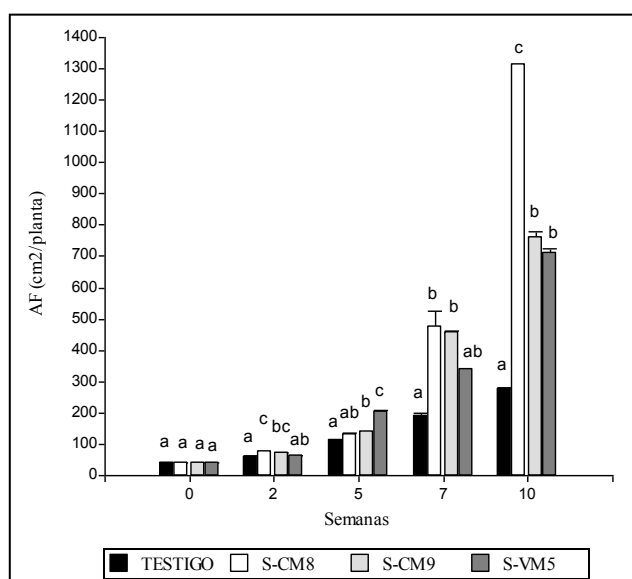


Figura 6.6. Evolución del Área Foliar (AFT) expresada cm<sup>2</sup> /planta, durante el ciclo del cultivo de lechuga (*Lactuca Sativa*, L) variedad criolla, expresado en cm<sup>2</sup>/planta en el Testigo y suelo enmendado con 50 Mg ha<sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5). Para cada momento de cosecha (0, 2, 5, 7 y 10 semanas) datos seguidos por la misma letra no presentan diferencias estadísticamente significativas de acuerdo al test de Tukey ( $p \leq 0,05$ ). Las barras representan el error estándar.

Los parámetros relativos a la economía del carbono (PFF, PSF y AFT) presentaron en este ensayo un comportamiento similar a los parámetros relativos a la actividad biológica determinados en el capítulo 5. Por lo tanto, es posible que la mayor población y actividad microbiana observada en los suelos tratados con los materiales que se encuentran en las primeras fases del proceso de compostaje-vermicompostaje (CM8 y CM9) puedan influir indirectamente sobre el crecimiento de las plantas. Un comportamiento similar fue observado por Arancon *et al.*, (2005).



Como se señaló en el capítulo 5, la materia orgánica del vermicompuesto utilizado en este ensayo es más labil (respecto a la actividad microbiana) que la obtenida del proceso de compostaje. Esta característica pudo provocar un mayor desarrollo de la actividad microbiana en los primeros estadios de la incubación, pero una menor permanencia en el suelo enmendado a largo plazo. En consecuencia, los parámetros relacionados con la producción (PFF, PSF y AFT) de lechuga en este ensayo, tienen un patrón de comportamiento similar a la actividad biológica.

### **Número de hojas**

La evolución del número de hojas por planta (NH) en los suelos enmendados con distintas dosis se presenta en las figuras 6.7; 6.8 y 6.9.

El NH de las plantas en los ensayos con el suelo enmendado con 5 Mg ha<sup>-1</sup> de cada una de las enmiendas (**CM8**, **CM9** y **VM5**) se diferenció del testigo (suelo sin enmendar) en la cosecha correspondiente a la séptima semana (figura 6.7). Esta diferencia fue más evidente en la semana 10; sin embargo, no se observaron diferencias entre los distintos tratamientos (S-CM8, S-CM9 y S-VM5).

Un comportamiento similar se observó en los ensayos correspondientes a las dosis de 20 y 50 Mg ha<sup>-1</sup> de enmienda agregadas al suelo figuras 6.8 y 6.9.

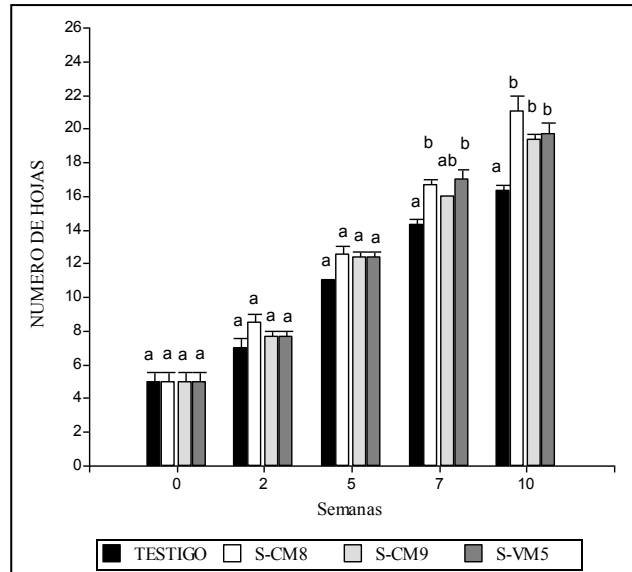


Figura 6.7. Evolución del Número de hojas (NH) por planta, durante el ciclo del cultivo de lechuga (*Lactuca Sativa*, *L.* var. *grand rapid*), en el Testigo y suelo enmendado con 5 Mg ha<sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5). Para cada momento de cosecha (0, 2, 5, 7 y 10 semanas) datos seguidos por la misma letra no presentan diferencias estadísticamente significativas de acuerdo al test de Tukey ( $p \leq 0,05$ ). Las barras representan el error estándar.

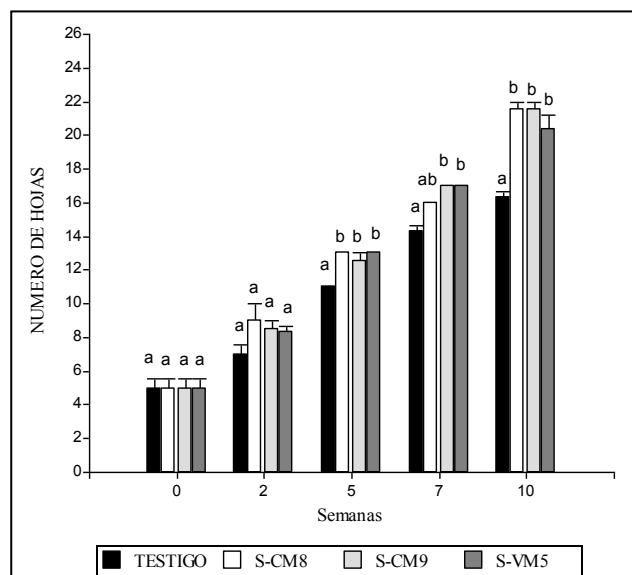


Figura 6.8. Evolución del Número de hojas (NH) por planta, durante el ciclo del cultivo de lechuga (*Lactuca Sativa*, *L.* var. *grand rapid*), en el Testigo y suelo enmendado con 20 Mg ha<sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5). Para cada momento de cosecha (0, 2, 5, 7 y 10 semanas) datos seguidos por la misma letra no presentan diferencias estadísticamente significativas de acuerdo al test de Tukey ( $p \leq 0,05$ ). Las barras representan el error estándar.

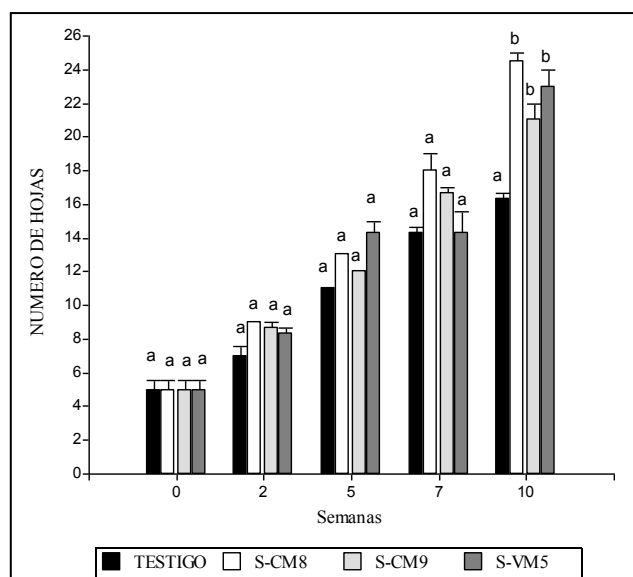


Figura 6.9. Evolución del Número de hojas (NH) por planta, durante el ciclo del cultivo de lechuga (*Lactuca Sativa*, *L.* var. *grand rapid*), en el Testigo y suelos enmendados con 50 Mg ha<sup>-1</sup> de los materiales en los distintos estados de evolución (S-CM8, S-CM9 y S-VM5). Para cada momento de cosecha (0, 2, 5, 7 y 10 semanas) datos seguidos por la misma letra no presentan diferencias estadísticamente significativas de acuerdo al test de tukey ( $p \leq 0,05$ ). Las barras representan el error estándar.

Por lo tanto, puede decirse que el parámetro fisiológico NH fue un componente de rendimiento poco sensible para la evaluación del efecto que produjo en el cultivo de Lechuga (*Lactuca sativa*, *L.*), la adición de las distintas enmiendas y en las dosis utilizadas. Este parámetro, está más relacionado a las características de la especie y de la variedad particular que a los diferentes manejos realizados.

### Longitud Aerea

La longitud Aérea (LA) presentó un comportamiento similar al NH, debido a que no se evidenciaron diferencias a causa de la utilización de enmiendas con diferente grado de estabilidad (CM8, CM9 y VM5), como tampoco por el incremento en las dosis utilizadas (5, 20 y 50 Mg ha<sup>-1</sup>).

## CONCLUSIONES

El incremento de las dosis aplicadas de los materiales en las tres fases del proceso de compostaje-vermicompostaje generó incrementos en los parámetros relacionados a la economía del carbono y al crecimiento del cultivo de lechuga.

El material menos estabilizado (**CM8**) adicionado al suelo un mes previo al trasplante no produjo efecto de fitotoxicidad en las plantas en ninguna de las dosis aplicadas.

El mayor tiempo y trabajo invertido en generar el material vermicompostado no se tradujo en mejores resultados de producción del cultivo de lechuga (*Lactuca sativa*, *L*) en condiciones de invernadero.

Con la menor dosis aplicada de **VM5** ( $5 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), en la última cosecha (semana 10) se obtuvo menor PFF, PSF y AFT que con los tratamientos S-CM8 y S-CM9 ( $5 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), lo cual estaría indicando la necesidad de una nueva incorporación de enmienda (**VM5**) hacia final del ciclo de cultivo para igualar el rendimiento de las otras enmiendas utilizadas.

Los parámetros relacionados a la economía del carbono PFF, PSF y AFT se diferenciaron entre los distintos tratamientos realizados (distintos grados de madurez y dosis de enmiendas adicionadas) y los parámetros relacionados al crecimiento de las plantas tales como: NH y LA no mostraron variaciones importantes durante los ensayos llevados a cabo en este estudio. La adición de enmiendas incrementa la biomasa aérea de la planta de lechuga (*Lactuca sativa*, *L*), a través del incremento en el AFT y no por el incremento del NH o la LA.

Si bien los resultados de estos ensayos indican que con la utilización de la enmienda **CM8** se obtienen mejores rendimientos, la incorporación al suelo de enmiendas inmaduras no es una práctica recomendable. La utilización de esta calidad de enmienda, requiere que sea adicionada de manera previa al trasplante del cultivo, para prevenir efectos fitotóxicos. Además, las dosis a emplear deben ser cuidadosamente seleccionadas

para evitar problemas de contaminación de aguas subterráneas por los lixiviados generados durante la estabilización de la enmienda y problemas de salinidad en los suelos. Además deben tenerse en cuenta que este tipo de materiales no estabilizados pueden presentar patógenos riesgosos para la salud humana, así como también presencia de semillas de malezas.

## BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Aira, M. and Domínguez, J. 2009. Microbial and nutrient stabilization of two animal manures after the transit through the gut of the earthworm *Eisenia fetida* (Savigny, 1826). *Journal of Hazardous Materials* 161: 1234-1238.
- Albiach, R., Canet, R., Pomares, F., Ingelmo, F. 2000. Microbial biomass content and enzymatic activities after the application of organic amendments to a horticultural soil. *Bioresource Technology* 75: 43-48.
- Arancon, N.Q., Edwards, C.A., Atiyeh, R.M., Metzger, J.D. 2004. Effects of vermicompost produced from food waste on the growth and yield of greenhouse peppers. *Bioresource Technology* 93: 139-144.
- Arancon, N.A., Edwards, C.A., Bierman, P., Metzger, J., Lucht, C. 2005. Effects of vermicompost produced from cattle manure, food waste and paper waste on the growth and yield of peppers in the field. *Pedobiología* 49: 297-306.
- Araujo, A.S.F. and Monteiro, R.T.R. 2005. Plant bioassays to assess toxicity of textile sludge compost. *Scientia Agricola* 62: 286-290.
- Argüello, J.A., Seisdedos, L., Díaz Goldfarb, M.C., Fabio, E. A., Nuñez, S.B., Ledesma, A. 2008. Anatomophysiological modifications induced by solid agricultural waste (vermicompost) in lettuce plantlets (*Lactuca sativa* L.) var. Criolla verde. *Hortscience* (enviado a publicar).
- Atiyeh, R.M., Arancon, N.Q., Edwards, C.A., Metzger, J.D., Shuster, W. 2000a. Effect of vermicomposts and composts on plant growth in horticulture container media and soil. *Pedobiología* 44: 579-590.
- Atiyeh, R.M., Arancon, N.Q., Edwards, C.A., Metzger, J.D. 2000b. Influence of earthworms-processed pig manure on the growth and yield of greenhouse tomatoes. *Bioresource Technology* 75: 175-180.
- Atiyeh, R.M., Arancon, N.Q., Edwards, C.A., Metzger, J.D. 2002. Influence of earthworms-processed pig manure on the growth and productivity of marigolds. *Bioresource Technology* 81: 103-108.
- Alí, M, Griffiths, A., Williams, K.P., Jones, D.L. 2007. Evaluating the growth characteristics of lettuce in vermicompost and green waste compost. *European Journal of Soil Biology* 43: 316-319.
- Aslam, D.N., Horwath, W., VanderGheynst, J.S. 2008. Comparison of several maturity indicators for estimating phytotoxicity in compost-amended soil. *Waste Management* 28: 2070-2076.
- Bastida, F., Kandeler, E., Moreno, J.L., Ros, M., García, C, Hernández, T. 2008. Application of fresh and composted organic wastes modifies structure, size and activity of soil microbial community under semiarid climate. *Applied Soil Ecology* 40: 318-329.
- Benito, M., Masaguer, A., Moliner, A., Arrigo, N., Palma, R.M., Effron, D. 2005. Evaluation of maturity and stability of pruning waste compost and their effect on carbon and nitrogen mineralization in soil. *Soil Science* 170: 360-370.
- Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J. 1998. Maturity and stability parameters of compost prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technology* 63: 91-99.
- Brewer, L.J. and Sullivan, D.M. 2003. Maturity and stability evaluation of composted yard trimmings. *Compost Science & Utilization* 11: 96-112.

- Bustamante, M.A., Paredes, C., Moral, R., Agulló, E., Pérez-Murcia, M.D., Abad, M. 2008. Compost from distillery waste as peat substitutes for transplant production. *Resource and Recycling* 52: 792-799.
- Carpenter-Boggs, L., Kennedy, A.C., Reganold, J.P. 2000. Organic and biodynamic management: Effects on soil biology. *Soil Sci. Soc. Am.* 54: 1651-1659.
- Casa R, D'Annibale A, Pieruccetti F, Stazi SR, Giovannozzi Sermanni G, Lo Cascio B. 2003. Reduction of the phenolic components in olive-mill wastewater by an enzymatic treatment and its impact on durum wheat (*Triticum durum* Desf) germinability. *Chemosphere* 50: 959-66.
- Cereti CF, Rossini F, Federici F, Quaratino D, Vassilev N, Fenice M. 2004. Reuse of microbially treated olive mill wastewater as fertiliser for wheat (*Triticum durum* Desf). *Bioresour Technol* 91: 135-140.
- Edwards, C.A., Arancon, N.Q., Graytak, S. 2006. Effects of vermicompost teas on plant growth and disease. *Biocycle* 47: 28-31.
- Erhart, E. and Burian, K. 1997. Evaluating quality and suppressiveness of Austrian biowaste composts. *Compost Science & Utilization* 5: 15-24.
- Ferreras, L., Gomez, E., Toresani, S., Firpo, I., Rotondo, R. 2006. Effects of organic amendment on some physical, chemical and biological properties in a horticultural soil. *Bioresource Technology* 97: 635-640.
- García-Gómez, A., Bernal, M.P., Roig, A. 2002. Growth of ornamental plants in two composts prepared from agroindustrial wastes. *Bioresource Technology* 83: 81-87.
- Golchin, A., Clarke, P., Oades, J.M., Skjemstad, J.O. 1995. The effects of cultivation on the composition of organic matter and structural stability of soils. *Austr. J. Soil Res.* 33: 975-993.
- Gomez, A. 1998. The evaluation of compost quality. *Trends Anal. Chem.* 10: 310-314.
- Inbar, Y., Chen, Y., Hadar, Y., Hoitink, H.A.J. 1990. New approaches to compost maturity. *Biocycle* 31: 64-69.
- Kale, R.D., Mallesh, B.C., Bano, K., Bagyaraj, D.J. 1992. Influence of vermicompost applications on the available macronutrients and selected microbial population in a paddy field. *Soil Biology and Biochemistry* 24: 1317-1320.
- Ledesma, A., Díaz Goldfarb, M.C., Fabio, E. A., Nuñez, S.B., Argüello, J.A. 2008. Vigor and strength at transplanting time of lettuce seedlings (*Lactuca sativa* L.) grown on vermicompost substrate. *Phyton*. (Enivado a publicar)
- Marcotea, I., Hernández, T., García, C., Polo, A. 2001. Influence of one or two successive annual applications of organic fertilisers on the enzyme activity of a soil under barley cultivation. *Bioresource Technology* 79: 147-154.
- Mondini, C., Dell'Abate, M.T., Leita, L., Benedetti, A. 2003. An integrated chemical, thermal, and microbiological approach to compost stability evaluation. *Journal of Environmental Quality* 32: 2379-2386.
- Moren, P. and Guillemain, G. 2004. Assessment of the possible phytotoxicity of a substrate using an easy and representative biotest. *Acta Horticulture* 644: 417-423.
- Paredes, C., Cegarra, J., Bernal, M.P., Roig, A. 2005. Influence of olive mill wastewater in composting and impact of the compost on a Swiss chard crop and soil properties. *Environment International* 31: 305-312.
- Pascual, J.A., García, C., Hernandez, T. 1999. Comparison of fresh and composted organic waste in their efficacy for the improvement of arid soil quality. *Bioresource Technology* 68: 255-264.

- Pérez-Murcia, M.D., Moral, R., Moreno-Caselles, J., Perez-Espinosa, A., Paredes, C. 2006. Use of composted sewage sludge in growth media for broccoli. *Bioresource Technology* 97: 123-130.
- Rynk, R. 2003. The art in the science of compost maturity. *Compost Science & Utilization* 11: 94-95.
- Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Cegarra, J., Bernal, M.P., Noguera, P., Abad, M. 2004. Composts as media constituents for vegetable transplant production. *Compost Science & Utilization* 12: 161-168.
- Sierra J, Martí E, Montserrat G, Cruañas R, Garau M.A. 2001. Characterisation and evolution of a soil affected by olive oil mill wastewater disposal. *Sci Total Environ* 279: 207-214.
- Singh, R., Sharma, R.R., Tyagi, S.K. 2007. Pre-harvest foliar application of calcium and boron influences physiological disorders, fruit yield and quality of strawberry (*Fragaria x ananassa* Duch.). *Scientia Horticulturae* 112: 215-220.
- Subler, S., Edwards, C.A., Metzger, J.D. 1998. Comparing vermicomposts and composts. *Biocycle* 39: 63-65.
- Tártara, E., J., Apezteguía, H., Roberi, A., Bocco, M., Adib, O. 1999. Características de los sistemas fruti-hortícolas bajo riego del Cinturón Verde de la Ciudad de Córdoba. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Recursos Renovables - Municipalidad de Córdoba. Dirección de Publicaciones Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina, 24 pp.



### SÍNTESIS Y CONCLUSIONES GENERALES

En este capítulo de cierre se retoman los objetivos particulares planteados en la introducción y desarrollados en los diferentes capítulos de esta tesis y se sintetizan los aspectos más relevantes analizados.

Debido a que la fertilidad del suelo y la materia orgánica humificada están en estrecha relación, las prácticas agrícolas basadas en agregados periódicos de enmiendas orgánicas estables y maduras (humificadas) posibilitarán restituir o incrementar el contenido de MOS. Esto resulta particularmente importante en agroecosistemas degradados. Una fuente de este tipo de materia orgánica pueden ser los compost y vermicompuestos y los efectos benéficos que pueden conseguirse a partir su aplicación de a suelos degradados serán dependientes directamente de las propiedades físicas, químicas, y biológicas de estas enmiendas.

#### **Clasificación en categorías de calidad de las enmiendas**

Si bien hasta el presente la calidad de las enmiendas orgánicas (compost y vermicompuestos) es estimada a través de algunos parámetros aislados tales como contenido de metales pesados, patógenos y parámetros relacionados a los grados de estabilidad y madurez, ellos son insuficientes y no pueden utilizarse de manera aislada y en cualquier clase de enmienda (derivadas de diferentes materiales orginales, diferentes procesos, diferentes tiempos de procesamiento, etc.) para determinar su *calidad*.

En este sentido, el contenido de metales pesados y patógenos pueden ser fácilmente determinados y existen límites estrictos, por lo que estos parámetros pueden ser considerados *criterios de admisibilidad*, lo cual implica que superados estos límites las enmiendas son consideradas de mala calidad sin necesidad de realizar análisis posteriores. Para aquellas enmiendas que cumplan con los criterios de admisibilidad planteados

precedentemente será necesaria la realización de análisis más exhaustivos para determinar diferencias en las calidades.

El análisis de un importante número de muestras de enmiendas orgánicas (compost y vermicompuestos) demostró la existencia de una amplia variación en algunos de los parámetros físicos, químicos y biológicos analizados. En este sentido los materiales de partida, el tipo de proceso (compostaje o vermicompostaje) y el tiempo del proceso, son alguna de las características que determinan las diferencias encontradas en las muestras analizadas, al menos de las muestras de las cuales se conocía el historial de obtención.

Esta gran variabilidad de los parámetros evaluados en los compost y vermicompuestos analizados, denotó y remarcó la necesidad de determinar y encontrar herramientas que permitieran clasificar y categorizar este tipo de materiales a través de la utilización del menor número posible de parámetros con los cuales fuera posible obtener una clasificación adecuada. Sobre todo cuando no se conocía de manera completa el historial de la enmienda.

Dentro de las herramientas quemométricas, el análisis estadístico multivariado de ACP permitió determinar que los parámetros que resultan más representativos en la *asignación de calidad* de enmiendas orgánicas (indicadores de calidad) fueron: **COT, IG, pH, NT y CSA.**

A través de otra técnica quemométrica, tal como el ADL y utilizando los parámetros mencionados fue posible clasificar a las enmiendas orgánicas analizadas en las siguientes categorías: **A, B<sub>1</sub>, B<sub>2</sub>, B<sub>3</sub>** y **C**; cada categoría posee características propias desde el punto de vista de sus propiedades y, de esta manera, fue posible asignarles una *calidad*.

Las enmiendas orgánicas categorizadas como **A**, fueron las muestras que presentaron altos contenidos de COT y un adecuado grado de estabilidad y son materiales libres de fitotoxinas, por lo tanto, este grupo podría ser considerado como *enmiendas orgánicas de alta calidad*.

A los materiales orgánicos pertenecientes al grupo **B** (categorizadas como *enmiendas orgánicas de mediana calidad*) fue posible separarlos en subgrupos (**B<sub>1</sub>**, **B<sub>2</sub>** y **B<sub>3</sub>**).

El subgrupo **B<sub>1</sub>** incluyó a todas aquellas enmiendas orgánicas que presentaron bajos contenidos de COT, probablemente debido a que fueron mezcladas con suelo durante el proceso o luego de la obtención del producto final o que presentaban importantes contenidos de materiales inertes (vidrios, plásticos, metales, etc.), pero se encontraron libres de sustancias fitotóxicas.

El subgrupo **B<sub>2</sub>**, incluyó a las enmiendas orgánicas que presentan altos valores de IG y una adecuada relación CSA/NT lo cual estaría indicando que las enmiendas habían alcanzado un adecuado grado de estabilidad y estaban libres de fitotoxinas.

El subgrupo **B<sub>3</sub>** estuvo constituido por aquellas enmiendas orgánicas que presentaron un adecuado valor de COT pero que no lograron alcanzar un adecuado grado de estabilidad y/o presentaban sustancias fitotóxicas.

Las enmiendas orgánicas categorizadas dentro del grupo **C**, correspondieron a aquellas muestras que presentaron un valor elevado de pH, CE, Na y PSI (compost y vermicompuestos salinos). Por lo tanto, estos productos no son recomendables para su aplicación segura como enmiendas, pudiendo ocasionar daño a las plantas y deterioro del recurso suelo. Las enmiendas que pertenecen a este grupo fueron categorizadas como *enmiendas orgánicas de baja calidad*.

La metodología obtenida (modelo) no sólo soluciona el problema del conocimiento de la calidad de las enmiendas previas a su aplicación a los suelos de uso agrícola sino que también esta metodología puede ser utilizada durante un proceso (en diferentes fases de su evolución) con el objetivo de determinar el momento en el que la enmienda alcanza un adecuado grado de calidad evaluado a través, en este caso, de su estabilidad y madurez.

En este sentido, el análisis quemométrico desarrollado en el capítulo 2, es una herramienta válida para evaluar la *calidad* de un material orgánico proveniente de un mismo material de partida que fue sometido a diferentes tecnologías de procesamiento (compostaje-vermicompostaje) a partir de la utilización de pocos parámetros indicadores de calidad, de fácil y simple determinación, con metodologías disponibles en laboratorios de baja complejidad.

El material compostado en la fase inicial de compostaje (**CM8**) fue clasificado dentro de una categoría de calidad **C** (enmienda de mala calidad) debido a su bajo grado de estabilidad, por lo tanto su utilización como enmienda orgánica podría presentar algunos riesgos, tanto para las plantas como para el suelo, que deberán ponerse en consideración si se pretende utilizarla como enmienda orgánica en suelos agrícolas.

Este material inmaduro logró evolucionar en el tiempo y a través de los procesos de compostaje seguido de vermicompostaje a una enmienda perteneciente a la subcategoría **B<sub>3</sub>** en las etapas de **CM9** y **VM5**, por lo tanto, fue posible asegurar que el material ya se encontraba estable, con la posibilidad de ser utilizado sin riesgos para el suelo y/o las plantas.

Es importante destacar que el material obtenido después del proceso de vermicompostaje (**VM5**) no alcanzó una calidad superior a la obtenida al final del proceso de compostaje (**CM9**) a pesar del mayor costo en tiempo y trabajo que requiere la siembra de las lombrices rojas californianas (*Eisenia foetida*). En este tipo de material (estiércol de conejo) es probable que no sea recomendable someterlo a vermicompostaje, ya que requiere de un tiempo prolongado de tratamiento (5 meses) sin resultar en una calidad superior al obtenido después del proceso de compostaje, el cual se completó en 90 días.

A partir del análisis de parámetros relacionados a la madurez de la materia orgánica, fue posible observar una disminución de la tasa de polimerización (TP) durante el proceso de vermicompostaje, lo cual indica que este proceso produce una degradación de todos los tipos de carbono sin una acumulación selectiva de alguna forma de carbono estable de manera preferencial. Asimismo, la disminución del Índice de humificación (IH),

durante el vermicompostaje se encuentra asociado a una reducción de las estructuras aromáticas.

En síntesis, con esta metodología es posible asignar una *calidad* a una enmienda orgánica, sin importar su historia previa (tipo de proceso, mezcla, tiempo de procesamiento etc.), con un número reducido de parámetros medidos, lo que posibilita recomendar su uso o los cuidados que se deberán tener para su aplicación (dosis, frecuencia de aplicación, etc.).

Un análisis completo de una enmienda orgánica obtenida a través de un proceso de compostaje seguido de vermicompostaje requiere de una evaluación agronómica del producto para conocer adecuadamente el efecto que estas enmiendas producen sobre el rendimiento de un cultivo en particular, tomando en consideración las calidades asignadas a partir de este análisis quemométrico.

### **Caracterización de los Ácidos Húmicos de enmiendas de diferentes calidades**

El contenido de carbono orgánico total resultó ser un parámetro significativo para la determinación de la calidad de las enmiendas. Sin embargo, al ser aplicadas al suelo no sólo importa la cantidad de materia orgánica que presentan las enmiendas, sino también la calidad de la materia orgánica contenida. En este sentido se incorporó como criterio en la evaluación de la calidad de las enmiendas orgánicas, tales como compost y vermicompuestos, el análisis de las propiedades químicas y físico-químicas de la materia orgánica y fundamentalmente de su fracción constitutiva más estable, los “ácidos húmicos” (AH).

Los resultados obtenidos para los *AH* derivados de materia orgánica madura producida a través de diferentes tecnologías (compostaje y vermicompostaje) resultaron ser importantes desde el punto de vista químico y fisicoquímico, debido a que son una herramienta para predecir su madurez biológica, su estabilidad química y su contribución a algunas propiedades de suelo muy importantes (CIC, capacidad reguladora del pH,

actividad microbiana, entre otras) y por lo tanto pueden ser considerados como indicadores más específicos de la calidad de las enmiendas orgánicas.

En general, los resultados obtenidos indicaron que la composición, cantidad de grupos funcionales ácidos, propiedades espectroscópicas, características fisicoquímicas (desarrollo de cargas), características ácido-base (fuerza ácida de los grupos funcionales y capacidad reguladora del pH) de los *AH* derivados de enmiendas orgánicas son diferentes a las de los *AH* de suelo.

Los diferentes procesos de bio-oxidación que ocurren en las distintas metodologías usadas para obtener una materia orgánica estabilizada (compostaje, vermicompostaje, compostaje seguido de vermicompostaje), tienen influencia en las características químicas y fisicoquímicas de los diferentes grupos ácidos presentes en los *AH*.

Los *AH* extraídos de las enmiendas orgánicas compostadas presentan características más similares a los *AH* de suelo. Si el proceso al cual se sometieron los restos orgánicos fue el vermicompostaje (VMW1 calidad **B<sub>2</sub>**), los *AH* derivados tienen características químicas, fisicoquímicas y estructurales muy diferentes a los *AH* de suelo.

Si sólo se somete a compostaje material vegetal (enmienda CV3 calidad **A**), los *AH* derivados presentan características más cercanas a los *AH* de suelo, y si en la mezcla se incorporaban estiércoles, residuos urbanos u otro material orgánico (enmiendas CW2 calidad **B<sub>1</sub>** y CM6 calidad **B<sub>3</sub>**) las características de los *AH* derivados se alejan de las correspondientes a los *AH* de suelo.

La mezcla de compost y suelo durante el procesamiento de las enmiendas genera *AH* que presentan características similares a los *AH* del suelo.

En general, la calidad de los *AH*, evaluada en función de sus características químicas, físico-químicas y espectroscópicas se encuentra relacionada la calidad de las enmiendas de las cuales fueron extraídos.

## Evaluación agronómica de enmiendas orgánicas de diferentes calidades

### Actividad biológica del suelo

Si bien la utilización de materiales orgánicos (compost y/o vermicompuestos) como enmiendas de suelo es una alternativa apropiada para recuperar suelos degradados, debido al aporte de carbono orgánico al suelo, el cual actúa como sumidero del carbono proveniente de la enmienda orgánica. Estas enmiendas requieren de una evaluación agronómica del producto para conocer adecuadamente el efecto que pueden producir sobre el recurso suelo y el rendimiento de un cultivo en particular, cuando se aplican en diferentes fases del proceso de estabilización-maduración y distintas dosis.

En todas las dosis aplicadas (5, 20 y 50 Mg ha<sup>-1</sup>) de las enmiendas en las diferentes fases del proceso de estabilización-maduración analizadas (distintas calidades) (**CM8**, **CM9** y **VM5**), se mejoraron el contenido de carbono oxidable del suelo y el desarrollo y actividad de la población microbiana existente.

El vermicompuesto impactó sobre la biología del suelo a corto plazo, lo cual fue más evidente en las menores dosis de aplicación. En cambio, el compost tuvo un efecto a más largo plazo sobre la actividad biológica y contenido de carbono oxidable. La materia orgánica contenida en el vermicompuesto es menos humificada y más lábil que la obtenida en el compost y, en consecuencia, logró desarrollar una mayor actividad microbiana al inicio de la incubación, y una menor permanencia en el suelo enmendado a largo plazo.

En general se puede recomendar el uso de compost cuando el objetivo que se persigue es la captura de carbono y el mejoramiento de la calidad de suelo a largo plazo. El vermicompuesto produjo un mejoramiento del estatus biológico del suelo a corto plazo por lo que puede utilizarse en el mejoramiento inmediato de la calidad de los suelos enmendados.

Con respecto a las dosis de aplicación, las dosis de 20 o 50 Mg ha<sup>-1</sup> no mejoran proporcionalmente la calidad biológica de los suelos, por lo tanto es recomendable la

aplicación sucesiva de menores dosis y no una sola aplicación de grandes cantidades de enmienda.

En suelos degradados que presentaban bajos contenidos de carbono, la cantidad de enmienda agregada es un factor tan importante en la recuperación del suelo como la calidad de la enmienda que se adicionó. Sin embargo, cuando se dispone de poca cantidad de enmienda resulta conveniente agregar enmiendas de *alta calidad* que presenten un mayor grado de estabilidad-madurez de la materia orgánica. En este sentido los suelos enmendados con un compost maduro presentan un contenido de carbono oxidable, contenido de carbono de biomasa y actividad deshidrogenasa que permanece durante un período de tiempo más prolongado.

Las características más alifáticas de la materia orgánica de vermicompostaje producen una disminución de la cantidad y actividad de los microorganismos del suelo al final del período de incubación.

En la medida que se utilizaron enmiendas de menor *calidad* (más inmaduras) y se incrementaron las dosis aplicadas ( $50 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), el desarrollo microbiano fue mayor y por consiguiente el tiempo necesario para alcanzar nuevamente el estado de equilibrio se prolongó. Los ensayos realizados evidencian la importancia de la adición de materiales enmendantes que causen una menor alteración de los equilibrios pre-existentes.

### **Productividad de un cultivo hortícola**

El incremento en las dosis aplicadas de las enmiendas utilizadas en tres fases diferentes de un proceso de estabilización-maduración, diferentes *calidades* (compostaje seguido de vermicompostaje: **CM8**, **CM9** y **VM5**), en tres dosis de aplicación evaluadas ( $5$ ,  $20$  y  $50 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), produjo incrementos en los parámetros relacionados al crecimiento y producción de un cultivo de lechuga.



El material menos estabilizado, *baja calidad* (**CM8**) adicionado al suelo un mes antes del trasplante, no generó efecto de fitotoxicidad en las plantas en ninguna de las dosis aplicadas.

El mayor tiempo y trabajo invertido en producir el material vermicompostado (**VM5**), no se tradujo en mejores resultados de producción del cultivo de lechuga (*Lactuca sativa*, L) en condiciones de invernadero. Además, la aplicación del vermicompuesto **VM5**, en la menor dosis, en la última cosecha produjo menor PFF, PSF y AFT que con los tratamientos con **CM8** y **CM9**, indicando la necesidad de una nueva aplicación de enmienda de vermicompuesto hacia final del ciclo de cultivo para igualar los rendimientos.

Los parámetros PFF, PSF y AFT son sensibles para indicar diferencias entre los diferentes tratamientos estudiados (distintas dosis y *calidades* de las enmiendas aplicadas); en contraste, los parámetros NH y LA no mostraron variaciones importantes entre los ensayos realizados en este estudio.

### **Futuras líneas de investigación**

De los resultados obtenidos en esta tesis se desprenden futuras líneas de investigación que permitirían completar el conocimiento sobre la calidad y utilización de las enmiendas orgánicas tales como:

- Generación de un software que permita la categorización de enmiendas en diferentes calidades a partir de los parámetros seleccionados en esta tesis.
- Evaluación del secuestro de carbono a partir de la aplicación a campo de enmiendas orgánicas y su influencia sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas, de suelos degradados.
- Cuantificación de la materia orgánica total y sus diferentes fracciones (ácidos húmicos, ácidos fúlvicos, carbono soluble en agua, proteínas

hidrosolubles, compuestos fenólicos y carbohidratos solubles) en ensayos de aplicación de enmiendas a suelos degradados a causa de incendios.

- Categorización de los Ácidos húmicos extraídos de diferentes enmiendas orgánicas y de suelos utilizando técnicas quemométricas para el tratamiento de los datos.

El presente trabajo de tesis dio origen a las siguientes publicaciones en revistas científicas:

- *Campitelli, P., Ceppi, S. 2008. Chemical, physical and biological compost and vermicompost characterization: A chemometric study. Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems 90: 64-71.*
- *Campitelli, P.A., Velasco, M.I., Ceppi, S.B. 2003. Charge development and acid-base characteristics of soil and compost humic acids. J. Chil. Chem. Soc. 48: 85-90.*
- *Paola A. Campitelli, Manuel I. Velasco, Silvia B. Ceppi 2006. Chemical and physicochemical characteristics of humic acids extracted from compost, soil and amended soil. Talanta 69: 1234-1239.*
- *Campitelli, P., Ceppi, S. 2008. Effects of composting technologies on the chemical and physicochemical properties of humic acids. Geoderma 144: 325-333.*

**ANEXO 1**

**LEY 25916/04 RESIDUOS DOMICILIARIOS**

Ley 25916/04 Residuos Domiciliarios. Establece los presupuestos mínimos de protección ambiental para la gestión integral de residuos domiciliarios. Se encuentra observada y promulgada por el Decreto 1158/04.

## Capítulo I

### Disposiciones generales

ARTICULO 1° - Las disposiciones de la presente ley establecen los presupuestos mínimos de protección ambiental para la gestión integral de los residuos domiciliarios, sean éstos de origen residencial, urbano, comercial, asistencial, sanitario, industrial o institucional, con excepción de aquellos que se encuentren regulados por normas específicas.

ARTICULO 2° - Denomínesse residuo domiciliario a aquellos elementos, objetos o sustancias que como consecuencia de los procesos de consumo y desarrollo de actividades humanas, son desechados y/o abandonados.

ARTICULO 3° - Se denomina gestión integral de residuos domiciliarios al conjunto de actividades interdependientes y complementarias entre sí, que conforman un proceso de acciones para el manejo de residuos domiciliarios, con el objeto de proteger el ambiente y la calidad de vida de la población.

La gestión integral de residuos domiciliarios comprende de las siguientes etapas: generación, disposición inicial, recolección, transferencia, transporte, tratamiento y disposición final.

a) Generación: es la actividad que comprende la producción de residuos domiciliarios.

b) Disposición inicial: es la acción por la cual se depositan o abandonan los residuos; es efectuada por el generador, y debe realizarse en la forma que determinen las distintas jurisdicciones.

ARTICULO 4° - Son objetivos de la presente ley:

a) Lograr un adecuado y racional manejo de los residuos domiciliarios mediante su gestión integral, a fin de proteger el ambiente y la calidad de vida de la población;

b) Promover la valorización de los residuos domiciliarios, a través de la implementación de métodos y procesos adecuados;

c) Minimizar los impactos negativos que estos residuos puedan producir sobre el ambiente;

d) Lograr la minimización de los residuos con destino a disposición final.

## Capítulo II

### Autoridades competentes

ARTICULO 5° - Serán autoridades competentes de la presente ley los organismos que determinen cada una de las jurisdicciones locales.

ARTICULO 6° - Las autoridades competentes serán responsables de la gestión integral de los residuos domiciliarios producidos en su jurisdicción, y deberán establecer las normas complementarias necesarias para el cumplimiento efectivo de la presente ley.

Asimismo, establecerán sistemas de gestión de residuos adaptados a las características y particularidades de su jurisdicción, los que deberán prevenir y minimizar los posibles impactos negativos sobre el ambiente y la calidad de vida de la población.

#### Generación y Disposición inicial

ARTICULO 9° - Denomínase generador, a los efectos de la presente ley, a toda persona física o jurídica que produzca residuos en los términos del artículo 2°. El generador tiene la obligación de realizar el acopio inicial y la disposición inicial de los residuos de acuerdo a las normas complementarias que cada jurisdicción establezca.

ARTICULO 10. - La disposición inicial de residuos domiciliarios deberá efectuarse mediante métodos apropiados que prevengan y minimicen los pos/bies impactos negativos sobre el ambiente y la calidad de vida de la población.

ARTICULO 11. - Los generadores, en función de la calidad y cantidad de residuos, y de las condiciones en que los generan se clasifican en:

- a) Generadores individuales.
- b) Generadores especiales.

Los parámetros para su determinación serán establecidos por las normas complementarias de cada jurisdicción.

ARTICULO 12. - Denomínase generadores especiales, a los efectos de la presente ley, a aquellos generadores que producen residuos domiciliarios en calidad, cantidad y condiciones tales que, a criterio de la autoridad competente, requieran de la implementación de programas particulares de gestión, previamente aprobados por la misma.

Denomínase generadores individuales, a los efectos de la presente ley, a aquellos generadores que, a diferencia de los generadores especiales, no precisan de programas particulares de gestión.

#### Autoridad de aplicación

ARTICULO 24. - Será autoridad de aplicación, en el ámbito de su jurisdicción, el organismo de mayor jerarquía con competencia ambiental que determine el Poder Ejecutivo nacional. Disposiciones complementarias

ARTICULO 35. - Las autoridades competentes deberán establecer, en el ámbito de su jurisdicción, programas especiales de gestión para aquellos residuos domiciliarios que por sus características particulares de peligrosidad, nocividad o toxicidad, puedan presentar riesgos significativos sobre la salud humana o animal, o sobre los recursos ambientales.

ARTICULO 36 Las provincias y la Ciudad de Buenos Aires deberán brindar a la Autoridad de Aplicación la información sobre el tipo y cantidad de residuos domiciliarios recolectados en su jurisdicción, así como también aquellos que son valorizados o que tengan potencial para su valorización.

ARTICULO 37. - Se prohíbe la importación o introducción de residuos domiciliarios provenientes de otros países al territorio nacional. (Art. Observado)

ARTICULO 38. - La presente ley es de orden público.

**ANEXO 2**

**DECRETO REGLAMENTARIO 4830/1973 DE LA LEY 20466**

## **Decreto reglamentario de la Ley 20.466.**

Visto el expediente N° 75.250/73 por el cual el Ministerio de Agricultura y Ganadería propone las normas reglamentarias de la Ley N° 20.466 que prescribe el contralor de la producción y comercialización de fertilizantes y enmiendas y considerando:

Que es necesario fijar las normas a que deberá ajustarse la elaboración, distribución, fraccionamiento, importación, exportación, y venta de fertilizantes y enmiendas.

Que corresponde establecer las características que deben reunir estos insumos y la forma en que se ha de realizar el contralor de los mismos, por considerárselo factores preponderantes para la economía agropecuaria.

Que es imprescindible dictar las normas de orden técnico y administrativo, en salvaguardia de los intereses de los usuarios de fertilizantes y enmiendas.

Que deben establecerse los aranceles a que estarán sujetas las solicitudes de inscripción, reinscripción, inspección y certificación de los productos antes mencionados.

Por ello, de acuerdo a lo propuesto por el señor Ministro de Agricultura y Ganadería

El Presidente de la Nación Argentina decreta:

Artículo 1.- El Ministerio de Agricultura y Ganadería será el órgano de aplicación de la Ley N° 20.466.

Artículo 2.- Los fertilizantes y enmiendas que se elaboren, fraccionen, vendan, importen o exporten estarán sujetos al requisito de la certificación de aptitud para su empleo como tales, registro y control de calidad, a cargo de los servicios técnicos del Ministerio de Agricultura y Ganadería, conforme lo establezca la reglamentación que este organismo dicte. Sin perjuicio de lo dispuesto precedentemente, los fertilizantes y enmiendas destinados a la exportación deberán ser inspeccionados y certificados previamente al otorgamiento de la respectiva autorización de embarque. Igualmente serán inspeccionadas y certificadas, previamente a su despacho a plaza, todas las partidas de fertilizantes y enmiendas que se importen.

Artículo 3.- Se considera fertilizante a toda sustancia o mezcla de sustancias que incorporada al suelo o aplicada sobre la parte aérea de las plantas, suministre el o los elementos que requieren los vegetales para su nutrición, con el propósito de estimular su crecimiento, aumentar su productividad y mejorar la calidad de las cosechas.

Estas sustancias podrán ser de carácter mineral u orgánico y deberán contener elementos nutrientes primarios: Nitrogeno, Fosforo, o Potasio; o elementos nutrientes secundarios; Calcio, Magnesio o Azufre o elementos menores o micronutrientes: Boro, Cinc, Cobre, Hierro, Molibdeno, Manganeso, etc. susceptibles de ser aplicadas en forma capaz de ser asimiladas por los vegetales.



Con la denominación de "Fertilizante Simple" se considera a aquel constituido por una sola sustancia aunque ésta posea uno o más elementos nutrientes en su molécula.

Con la denominación de "Fertilizantes Compuestos" se considera a la mezcla de dos (2) o más fertilizantes simples.

Con la denominación de "Fertilizante Foliar" se consideran aquellas sustancias o mezclas de sustancias solubles en agua que posean elementos nutrientes susceptibles de ser asimilados y se apliquen directamente sobre la parte aérea de los vegetales.

Artículo 4.- Se considera "enmienda" a toda sustancia o mezcla de sustancias de carácter mineral u orgánico, que incorporada al suelo modifique favorablemente sus caracteres físicos o físico químicos, sin tener en cuenta su valor como fertilizante, como ser: yeso, cales, azufre, dolomita, turba y toda otra sustancia o mezcla, que el Ministerio de Agricultura y Ganadería considere apropiado incluirla en esta denominación.

Artículo 5.- El Ministerio de Agricultura y Ganadería por intermedio de su Servicio especializado llevará el Registro Nacional en el cual deberán inscribirse las personas físicas o jurídicas que fabriquen, importen, exporten, fraccionen o distribuyan fertilizantes o enmiendas; dicho servicio también llevará el Registro Nacional de todos los productos que se fabriquen, importen, exporten, fraccionen o vendan, para de esta forma dar cumplimiento al artículo 3° de la Ley 20.466.

Artículo 6.- Las personas físicas o jurídicas que elaboren, importen o fraccionen fertilizantes inscriptos en el registro a que se refiere el artículo anterior, deberán contar con un servicio técnico a cargo de un Ingeniero Agrónomo matriculado, responsable del equilibrio de las fórmulas y valor agronómico de las mismas.

Artículo 7.- Para inscribir un producto es necesario presentar el certificado de aptitud, el cual será otorgado por el Servicio especializado del Ministerio de Agricultura y Ganadería previo análisis del producto sobre la muestra presentada a tal fin.

Artículo 8.- Las inscripciones de los productos deberán efectuarse anualmente y vencer el 31 de diciembre de cada año, pudiendo renovarse o reinscribirse indefinidamente a partir del 1° de enero al 30 de abril de cada año.

Al realizar la inscripción o reinscripción de cada producto se deberá presentar una muestra del mismo con el objeto de comprobar si su contenido responde a lo declarado.

Artículo 9.- La inscripción de los productos se hará con carácter de declaración jurada en la que se consignará:

- a) Composición química y/o bioquímica, expresada en porcentaje en peso.
- b) Estado de agregación, cuando corresponda.
- c) Origen.
- d) Instrucciones para su uso.
- e) Precauciones y restricciones para su empleo.
- f) Fecha de vencimiento si el producto fuera alterable.

En caso que el producto sea un fertilizante se indicará además:

1°.- Contenido de nutrientes expresado en porcentaje en peso de elementos.

2°.- Si es neutro, formador de ácido o álcali y su respectivo índice.

Artículo 10.- En los fertilizantes el contenido de elementos nutrientes primarios se permitirá expresarlo en grados, entendiéndose por grado el porcentaje en peso como elemento, en unidades y medias unidades de: Nitrogeno total, Fosforo asimilable y Potasio soluble en agua.

Artículo 11.- El Ministerio de Comercio no dará curso a las solicitudes de aprobación de marbete o impresión de fertilizantes y enmiendas de acuerdo a la Ley N° 20.466, su decreto reglamentario y disposiciones complementarias.

Otorgase un plazo de un (1) año a partir de la publicación del presente decreto, para dar cumplimiento a los requisitos de la Ley N° 20.466 y su reglamentación en lo que a marbete o impresión se refiere.

Artículo 12.- En fertilizantes "formadores de ácido", en el marbete o impresión debe constar el "índice de acidez" y en los "formadores de base o alcalinos" el "índice de basicidad".

Artículo 13.- En la comercialización de fertilizantes a granel, los envíos deberán ser comunicados al Ministerio de Agricultura y Ganadería con cinco (5) días hábiles de antelación, con el objeto de proceder a la extracción de muestras y tomar las providencias necesarias para asegurar la calidad del producto hasta su destino, de acuerdo a las condiciones que se fijen por Resolución del Ministerio de Agricultura y Ganadería.

Artículo 14.- Para verificar el cumplimiento de los requisitos de la mencionada Ley, su decreto reglamentario y demás disposiciones, el Ministerio de Agricultura y Ganadería por intermedio de sus agentes autorizados tendrá acceso a cualquier predio público o privado durante las horas comerciales con el objeto de proceder a la extracción de muestras de fertilizantes y enmiendas, en todo el territorio de la República; el método de muestreo y demás modalidades se establecerán por resolución del Ministerio de Agricultura y Ganadería .

**Artículo 15.- Los fertilizantes orgánicos como ser estiércol, compost, etc., y enmiendas orgánicas no sometidas a manipulación industrial quedan exentos del cumplimiento de los requisitos del presente decreto y su venta bajo análisis es optativa. No se podrá hacer referencia a su composición química o bioquímica o elementos nutrientes sin haberlos sometido a análisis previos.**

Artículo 16.- Las personas jurídicas o físicas inscriptas en el Registro establecido en el Artículo 5° del presente decreto deberán informar bajo declaración jurada durante el mes de junio de cada año, al servicio especializado del Ministerio de Agricultura y Ganadería de acuerdo a las normas que para tal efecto se dicten, un resumen anual de la producción y comercio de fertilizantes y enmiendas.

Los establecimientos frigoríficos, fábricas, depósitos, etc., que produzcan o vendan subproductos de la ganadería o agricultura o recolección de residuos, destinados a la preparación de fertilizantes o enmiendas o a su empleo como tales deberán cumplir con los requisitos exigidos en el apartado anterior.

Artículo 17.- De acuerdo al Artículo 8° de la Ley N° 20 466, por resolución del Ministerio de Agricultura y Ganadería se fijaran los márgenes de tolerancia para los alimentos, componentes y estado de agregación de los fertilizantes y enmiendas como así también para las sustancias nocivas que contengan. Asimismo se determinará la intervención que corresponda en caso de arbitraje.

Artículo 18.- El Ministerio de Agricultura y Ganadería podrá realizar ensayos con fertilizantes o enmiendas y estudios agrotécnicos que crea necesario para establecer su valor agronómico, en función del suelo, clima, cultivo y asesorar a los agricultores sobre el uso racional de estos productos.

Artículo 19.- E Ministerio de Agricultura y Ganadería adoptará las medidas necesarias para limitar y aun prohibir la aplicación de aquellos fertilizantes y enmiendas que se consideren no apropiados para determinadas regiones o cultivos.

Artículo 20.- El Ministerio de Agricultura y Ganadería asesorará sobre el carácter de fertilizante o enmienda a los efectos de la liberación de los derechos de importación de los productos que se introduzcan al país, destinados exclusivamente a ser utilizados como tales.

Artículo 21.- Toda persona que importe, exporte, elabore, o distribuya productos fertilizantes y/o enmiendas abonará los siguientes aranceles en concepto de:

**Inscripción de la persona física o jurídica \$400.-**

Certificado de aptitud de un fertilizante \$200.-

Certificado de aptitud de una enmienda \$160.-

Inscripción de un fertilizante o enmienda \$100.-

Reinscripción de un fertilizante \$ 80.-

Reinscripción de una enmienda \$ 50.-

Inspecciones, exportación e importación \$ 40.-

Análisis por servicios particulares por determinación \$ 20.-

Todos los análisis serán realizados por el Ministerio de Agricultura y Ganadería.

Artículo 22.- Los gastos que demanden los análisis de verificación o fiscalización de los productos inscriptos están incluidos en el arancel de inscripción del producto. Todo otro análisis realizado a pedido de personas, productores, o expendedores con el objeto de conocer la composición de determinada muestra o producto estará sujeto al arancel fijado en el artículo anterior.

Artículo 23.- Todas las infracciones al presente decreto o a las disposiciones establecidas en los mismos serán reprimidas de acuerdo al Artículo 13 de la Ley N° 20.466.

Artículo 24.- El presente decreto comenzará a regir, a partir de la fecha de la publicación.

Artículo 25.- Derógase el Decreto N° 14.407 de fecha 9 de setiembre de 1955, y los demás en cuanto se opongan al presente decreto.

Artículo 26.- Comuníquese, publíquese, dese a la Dirección Nacional del Registro Oficial y vuelva al Ministerio de Agricultura y Ganadería.

**ANEXO 3**

**LEY PROVINCIAL 9088**

## **DESPACHO DE COMISION EN MAYORÍA**

Prosecretaría de Coordinación Operativa y Comisiones, 26 de Noviembre de 2002

### **LEGISLATURA DE LA PROVINCIA DE CORDOBA:**

Vuestras Comisiones de ASUNTOS ECOLOGICOS y de LEGISLACIÓN GENERAL, FUNCIÓN PÚBLICA, REFORMA ADMINISTRATIVA Y DESCENTRALIZACIÓN, al dictaminar acerca del Proyecto de Ley \_ 01139/E/02, iniciado por el Poder Ejecutivo Provincial por el que regula el tratamiento y disposición final de los residuos sólidos urbanos y asimilables a urbanos, COMPATIBILIZADO con los Proyectos de Ley \_ 01311/L/02 y \_ 11519, iniciado por los Legisladores del Bloque de la Unión Cívica Radical, por el que establece, la gestión de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) y asimilables y por los Senadores Brouwer de Koning y Lovera reglamentando las exigencias mínimas para la gestión de Residuos Sólidos Urbanos respectivamente, OS ACONSEJAN, por las razones que en vuestro seno dará el señor miembro informante, le prestéis aprobación de la siguiente manera:

### **LA LEGISLATURA DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA SANCIONA CON FUERZA DE LEY**

#### *ARTÍCULO 1o:*

LA presente Ley de Gestión de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) y Residuos Asimilables a los RSU, es de aplicación a la generación, transporte, tratamiento, eliminación y disposición transitoria o final de residuos sólidos domiciliarios, derivados de la poda, escombros, desperdicios de origen animal, enseres domésticos y vehículos en desuso y todo otro residuo de características similares producidos en las actividades urbanas, con excepción de aquellos que por sus características deban ser sometidos a tratamientos especiales antes de su eliminación, tales como los patógenos, radiactivos, peligrosos u otros.

#### *ARTÍCULO 2o: SON objetivos de la presente ley:*

- a) Prevenir la producción innecesaria de residuos atendiendo a la reducción en origen, reutilización, reciclado u otras formas de recuperar su posible valor residual en la gestión de los mismos;
- b) Inducir la elaboración de subproductos derivados de los residuos;
- c) Propiciar la educación, información y divulgación ciudadana sobre la necesidad de participación de la comunidad en su conjunto, para la higiene urbana y el cuidado del ambiente;
- d) Alentar la formación de sistemas cooperativos o asociativos con la finalidad de intervenir en el proceso de recolección, clasificación, reutilización, transporte y destino transitorio o final de los residuos.

#### *ARTÍCULO 3o:*

La Agencia Córdoba Deportes, Ambiente, Cultura y Turismo SEM, o el organismo que pudiera reemplazarla en el futuro en sus competencias referidas a la política ambiental de la provincia, actuará como Autoridad de Aplicación de la presente Ley.

#### *ARTÍCULO 4o: SERÁN atribuciones de la Autoridad de Aplicación las siguientes:*

- a) Instrumentar programas y acciones de gestión integral de los residuos locales y regionales en coordinación con otras jurisdicciones del estado provincial;
- b) Promover políticas fiscales y económicas activas para la implementación de sistemas integrales de gestión de residuos;
- c) Favorecer la integración intermunicipal y la creación de entes interjurisdiccionales orientados a la gestión de los residuos;

- d) Coordinar con los municipios y comunas las acciones que correspondan y la asistencia provincial en materia de gestión de residuos;
- e) Autorizar, habilitar y controlar, en los términos que fije la reglamentación correspondiente y la Ley Provincial del Ambiente \_ 7343, sus modificatorias y decretos reglamentarios, las actividades alcanzadas por la presente Ley.

*ARTÍCULO 5o:*

A los fines de la presente Ley, se entiende por vertedero controlado, al lugar físico de disposición final de los Residuos Sólidos Urbanos y residuos asimilables a RSU.

*ARTÍCULO 6o:*

ESTABLÉCENSE las siguientes condiciones mínimas, de cumplimiento obligatorio en todos los casos, para el tratamiento y disposición de los Residuos Sólidos Urbanos o residuos asimilables a RSU, a través de vertederos controlados:

- a) Establecer condiciones de seguridad física y administrativas adecuadas;
- b) Respetar las condiciones de tratamiento de los líquidos y gases resultantes de la disposición de residuos;
- c) Establecer un sistema periódico de monitoreo;
- d) Cumplimentar los requerimientos que surgen de la Ley Provincial del Ambiente \_ 7343, sus modificatorias y decretos reglamentarios;
- e) Cumplimentar los contenidos de los Términos de Referencia definidos y establecidos por la Autoridad de Aplicación para la gestión de Residuos Sólidos Urbanos.

*ARTÍCULO 7o: PROHÍBESE en todo el territorio provincial:*

- a) El abandono, vertido o eliminación incontrolada de residuos, mezclas o diluciones de residuos que imposibiliten su gestión tecnológicamente segura;
- b) La disposición de efluentes cloacales, de residuos que deban ser sometidos a tratamientos especiales, la quema de residuos, la alimentación de animales y la selección incontrolada de residuos (cirujeo) en lugares donde funcionen vertederos controlados.

*ARTÍCULO 8o:*

A los fines de cumplimentar los objetivos establecidos en la presente Ley, invitase a las municipalidades y comunas a integrar entes regionales para el establecimiento de sistemas de gestión de residuos, para lo cual contarán con la asistencia técnica del gobierno provincial a través de la Autoridad de Aplicación.

*ARTÍCULO 9o:*

CRÉASE la cuenta especial "Fondo de Gestión de Residuos Sólidos Urbanos de Córdoba", destinada a la educación ciudadana sobre higiene urbana, participación comunitaria en la gestión de los Residuos Sólidos Urbanos y residuos asimilables a los RSU, e investigación sobre la aplicación de medidas destinadas a la prevención de la producción, el tratamiento de residuos y la protección ambiental.

*ARTÍCULO 10:*

EL "Fondo de Gestión de Residuos Sólidos Urbanos de Córdoba" se integrará con:

- a) Los montos anuales que le asigne el presupuesto general de la provincia;
- b) Los aportes que realicen los municipios y comunas conforme a los convenios que se celebren para gestión de Residuos Sólidos Urbanos, bajo los alcances de la presente ley;
- c) Los aportes provenientes de la celebración de convenios con organismos nacionales e internacionales destinados al estudio e investigación para el desarrollo de la gestión de Residuos Sólidos Urbanos.

*ARTÍCULO 11:*

DISPÓNESE el otorgamiento de beneficios fiscales, consistentes en diferimiento del pago y/o reducción de impuestos provinciales, con destino a los entes públicos, privados o

mixtos que la reglamentación determine y que tengan a su cargo las actividades previstas en el Artículo 1° de la presente Ley.

*ARTÍCULO 12:*

EN el caso de comprobarse acciones u omisiones en conductas públicas o privadas que configuren incumplimiento de lo establecido en la presente Ley y pongan en peligro la salubridad pública, la Autoridad de Aplicación podrá tomar a su cargo y ejecutar por cuenta y orden del responsable, todas las acciones que resulten necesarias para lograr el cese del peligro.

Si el incumplimiento fuera imputable a un municipio o comuna, el importe que demanden las acciones, podrá ser descontado de la coparticipación impositiva correspondiente, siempre que se cumplan los siguientes requisitos:

- a) Que existan acciones u omisiones que configuren incumplimiento de lo establecido en la presente Ley y su reglamentación, debidamente probadas y comunicadas a los municipios y/o comunas responsables;
- b) Que los incumplimientos pongan en riesgo la salubridad pública, según dictamen del Ministerio de Salud de la Provincia de Córdoba;
- c) Que la necesidad y urgencia sea de tal magnitud, que no sea posible cumplimentar con las acciones requeridas por parte de los municipios y/o comunas responsables;
- d) Que en subsidio de la hipótesis contemplada en el inciso anterior, exista notificación previa y fehaciente a los municipios y/o comunas responsables, requiriendo la adopción de medidas conducentes al cese de las acciones u omisiones que pongan en peligro la salubridad pública y los plazos otorgados para su cumplimiento, hayan sido excedidos sin justificación.

*ARTÍCULO 13:*

SE otorga a los municipios y comunas de la Provincia de Córdoba, un plazo de un (1) año a partir de la publicación de la presente Ley para realizar las adecuaciones necesarias en sus actuales sistemas de gestión de Residuos Sólidos Urbanos y Residuos asimilables a los RSU, con el objeto de cumplimentar lo establecido en la presente Ley.

*ARTÍCULO 14:*

DERÓGASE toda otra disposición que se oponga a la presente Ley.

*ARTÍCULO 15:*

INVÍTASE a los Municipios de la Provincia de Córdoba, a adherir a los contenidos de la presente Ley, legislando y armonizando en el ámbito de sus respectivas jurisdicciones, sobre las materias incluidas en la misma.

*ARTÍCULO 16:*

ESTABLÉCESE que las comunas deberán adherir a los contenidos de la presente Ley, dentro del término de ciento ochenta (180) días de encontrarse vigente, dejando sin efecto toda otra resolución contraria a la misma.

*ARTÍCULO 17:*

COMUNÍQUESE al Poder Ejecutivo  
DIOS GUARDE A V./ H.

MOLINA, Víctor - ANNOVASSI, Amanda - REMEDI, Luz - LÓPEZ, Martín - ROMERO, Juana - MADERS, Teresa - JUNCOS, Liliana - CEBALLOS, Perla - DOMÍNGUEZ, Adriana - RUFEÍL, José Tanus - OBREGÓN CANO, Horacio - RUIZ, Graciela - GONZÁLEZ, Guillermo - BOCCO, Juan Carlos - CORNAGLIA, Carlos - OLIVERO, Liliana



Dr. Guillermo ARIAS  
*Prosecretario de Coordinación*

*Operativa y Comisiones*

*Dada en la sala de sesiones de la Legislatura Provincial, en la Ciudad de Córdoba, a los veintiseis días del mes de febrero del año dos mil tres.*

José Luis Farre  
*Secretario Legislativo*  
*Legislatura Provincia de Córdoba*

Francisco Fortuna  
*Vicepresidente*  
*Legislatura Provincia de Córdoba*

Poder Ejecutivo, Decreto N° 381

Córdoba, 7 de Marzo de 2003.

Téngase por Ley de la Provincia N° 9088, cúmplase, protocolícese, comuníquese, publíquese en el Boletín Oficial y archívese.