



UNIVERSIDAD DE ORIENTE  
NÚCLEO DE SUCRE  
ESCUELA DE CIENCIAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA

APILAMIENTO ESTÁTICO CON VOLTEOS A CIELO ABIERTO PARA EL  
COMPOSTAJE DE RESIDUOS VEGETALES, GENERADOS EN EL  
MERCADO MUNICIPAL DE CUMANÁ, ESTADO SUCRE (Modalidad:  
Investigación)

CARMEN YANITZA SALAZAR MONTEVERDE

TRABAJO DE GRADO PRESENTADO COMO REQUISITO PARCIAL PARA  
OPTAR AL TÍTULO DE LICENCIADA EN BIOLOGÍA

CUMANÁ, 2013

## ÍNDICE

<b>DEDICATORIA .....</b>	<b>iii</b>
<b>AGRADECIMIENTO .....</b>	<b>iv</b>
<b>RESUMEN .....</b>	<b>xiii</b>
<b>INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>1</b>
<b>METODOLOGÍA .....</b>	<b>8</b>
Área de estudio .....	8
Colecta del material .....	9
Descripción del experimento .....	9
Variables evaluadas .....	11
Bioensayos de germinación.....	12
Análisis Estadístico.....	14
<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....</b>	<b>15</b>
Variables evaluadas: .....	21
Temperatura .....	21
pH .....	38
Volumen (L) .....	41
Lixiviados .....	51
Color y olor.....	56
Factores bióticos y/o abióticos asociados con c/u de las etapas del compostaje.....	59
Calidad de los productos de compostaje en función de: .....	73
Carbono orgánico (C) .....	74
N-P-K .....	78
Nitrógeno (N) .....	78
Relación Carbono/Nitrógeno (C/N) final.....	82
Fósforo (P).....	88

Potasio (K) .....	90
Calcio (Ca) y Magnesio (Mg) .....	94
Hierro (Fe).....	99
Cobre (Cu) .....	100
Manganeso (Mn) y Zinc (Zn).....	100
pH final.....	105
Conductividad eléctrica (CE):.....	108
Capacidad de retención de agua (%).....	111
Porcentaje de germinación agrícola (%G) .....	114
Índice de germinación (IG).....	119
Tiempo de penetración en cada uno de los composts analizados .....	125
<b>CONCLUSIÓN.....</b>	<b>131</b>
<b>RECOMENDACIÓN.....</b>	<b>135</b>
<b>BIBLIOGRAFÍA .....</b>	<b>136</b>
<b>ANEXOS.....</b>	<b>166</b>
<b>HOJA DE METADATOS .....</b>	<b>193</b>

## DEDICATORIA

### **A Dios**

Con amor y gratitud por iluminar mi camino, colmar de bendiciones mi vida y mostrarme siempre su inmensa bondad, que siempre está conmigo.

### **Con amor y gratitud a mis padres**

A la memoria de mi padre: **Lorenzo Domiciano Salazar (†)** porque su recuerdo siempre estará presente, siempre serás mi eterno ángel de la guarda, jamás tendré palabras para agradecerle, ni tan poco pagarle todo lo que hizo por mí, su ejemplo será la luz que ilumine mi camino. Sé que donde estas sigues vigilándome y guiándome por el camino correcto. Tu esfuerzo ha rendido su fruto, gracias padre, sé que siempre estarás conmigo.

### **A mi madre**

**Carmen T, de Salazar**, por brindarme el apoyo, para luchar por mis metas y darme confianza cada día. **Te amo.**

### **A mi hijo**

**Carlos Daniel Maestre**, porque eres la bendición más grande que Dios me ha dado.

### **A mi sobrino**

**Julio Cesar Salazar**, por ser ejemplo de esfuerzo, constancia y dedicación. Gracias, por creer en mí.

**Carmen**

## **AGRADECIMIENTO**

Esta tesis es el resultado de un conjunto de situaciones, lugares, sentimientos, hechos y personas, sin las cuales no hubiera podido ser posible, pero sobre todo por la gente que creyó en mí, por mostrarme que los sueños pueden hacerse realidad.

En primer lugar a Dios nuestro señor, por permitirme la existencia y fortaleza así como sabiduría y dedicación en mis estudios, por brindarme fe y confianza en mí misma, valor y sobre todo por acompañarme en los momentos más difíciles de mi vida y por no permitir que me rindiera ante las dificultades de la vida.

A mis padres Lorenzo Salazar y Carmen de Salazar, por sus sacrificios, guía, apoyo y por enseñarme a tener respeto a la vida.

A mi hijo Carlos Daniel Maestre Salazar, ya que fue mi fuente de inspiración para luchar y alcanzar una etapa más en mi vida.

A mi familia: Marisela, Lorenzo, Orlando, Julio, Diego, William, Ana, Yenny, a mi cuñado Juan Gómez, a Carlos Enríquez con quienes he compartido momentos maravillosos de mi vida y con quienes espero contar con su simpatía y apoyo como hasta ahora lo he tenido. Especialmente a Diego y Ana de quienes he tenido incondicionalmente su apoyo en todo momento y sobre todo en aquellos que más los necesite.

A mis sobrinos Milagros, Juan Carlos, Mary cruz, Julio Cesar, Michel, Robinson, Jhorgenis, Patricia, Rossana.

Muy en especial expreso un profundo agradecimiento a mi asesor el Dr. José

Imery, por compartir sus experiencias, conocimientos y sobre todo por brindarme su paciencia, colaboración y apoyo en la realización del presente trabajo.

A los trabajadores de la estación de compostaje Jovanny Lemus, David Vásquez y Anderson Sánchez, por su invaluable ayuda en el campo, además de tantas pláticas, gracias, sin su ayuda no se hubiese hecho posible.

A los expendedores del Mercado Municipal de Cumaná por colaborar en el suministro de los residuos vegetales.

Al Ministerio del Poder Popular para la Ciencia, Tecnología e Innovación y al FONACIT por el financiamiento del Proyecto estratégico N° 2011000437 que abarcó esta investigación.

A todos los que creyeron en mí, y en este proyecto, mi eterno agradecimiento.

Carmen

## LISTA DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Descripción de los tratamientos evaluados y la proporción porcentual de cada uno de los residuos orgánicos que se sometieron a compostaje. ....	11
<b>Tabla 2:</b> Cantidad y calidad de los residuos vegetales presentes en los distintos contenedores instalados en MMC.....	19
<b>Tabla 3.</b> Relación carbono/nitrógeno (C/N) inicial de las mezclas de bagazo de caña de azúcar, aserrín, estiércol y desechos vegetales en cada uno de los tratamientos. ....	37
<b>Tabla 4.</b> Resumen y evolución de factores físicos y biológicos presentes durante el proceso de descomposición aeróbica de los residuos vegetales generados en el mercado municipal de Cumaná. ....	62
<b>Tabla 5.</b> Cuantificación de los organismos (microflora y macrofauna) que participaron en el proceso aeróbico del compostaje de los residuos vegetales generados en el mercado municipal de Cumaná. ....	64
<b>Tabla 6.</b> Análisis físico-químico de los composts obtenidos en cada una de las mezclas de bagazo de caña de azúcar (B), aserrín (A), estiércol equino (E) y desechos vegetales (DV) del mercado municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje.....	75
<b>Tabla 7.</b> Resultados de los ensayos de germinación agronómica e <i>in vitro</i> de semillas de <i>Lycopersicum esculentum</i> en cada uno de los composts obtenidos en cada una de las mezclas de bagazo de caña de azúcar (B), aserrín (A), estiércol equino (E) y desechos vegetales (DV) del mercado municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje. ....	121

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1:</b> Ubicación del área de estudio. A) Estado Sucre, Venezuela. B) Ciudad de Cumaná. C) plano de acceso al lugar de trabajo.....	8
<b>Figura 2:</b> Cuantificación de los residuos sólidos generados en el Mercado Municipal de Cumaná (MMC).....	18
<b>Figura 3:</b> Cuantificación de los residuos orgánicos de origen vegetal encontrados en los contenedores instalados en el Mercado Municipal de Cumaná (MMC).....	20
<b>Figura 4.</b> Temperatura y pH durante el proceso de compostaje de las mezclas de Bagazo de Caña de Azúcar (BCA) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná. T <sub>1</sub> ) 20 % BCA + 80 % DV, T <sub>2</sub> ) 50 % BCA + 50 % DV, T <sub>3</sub> ) 80 % BCA + 20 % DV. Biomasa dispuesta en pilas estáticas con volteos quincenales. Promedio de tres repeticiones. ....	15
<b>Figura 5.</b> Temperatura y pH durante el proceso de compostaje de las mezclas de Aserrín (As) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná. T <sub>4</sub> ) 20 % As + 80 % DV, T <sub>5</sub> ) 50 % As + 50 % DV, T <sub>6</sub> ) 80 % As + 20 % DV. Biomasa dispuesta en pilas estáticas con volteos quincenales. Promedio de tres repeticiones.....	15
<b>Figura 6.</b> Temperatura y pH durante el proceso de compostaje de las mezclas de Estiércol Equino (EE) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná. T <sub>7</sub> ) 20 % EE + 80 % DV, T <sub>8</sub> ) 50 % EE + 50 % DV, T <sub>9</sub> ) 80 % EE + 20 % DV. Biomasa dispuesta en pilas estáticas con volteos quincenales. Promedio de tres repeticiones.....	15
<b>Figura 7.</b> Temperatura y pH durante el proceso de compostaje de las mezclas combinadas de Bagazo de Caña de Azúcar (BCA), Aserrín (As), Estiércol Equino (EE) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná. T <sub>10</sub> ) 20 % BCA + 20 % As + 60 % DV, T <sub>11</sub> ) 20 % BCA + 20 % EE + 60 % DV, T <sub>12</sub> ) 20 % As + 20 % EE + 60 % DV, T <sub>13</sub> ) 20 % BCA + 20 % As + 20 % EE + 40 % DV. Biomasa dispuesta en pilas estáticas con volteos quincenales. Promedio	



de tres repeticiones.....	15
<b>Figura 8.</b> Volumen (L) durante el proceso de compostaje de las diferentes mezclas de bagazo de caña de azúcar (B), aserrín (A), estiércol equino (E) y desechos vegetales del Mercado Municipal de Cumaná (DV). Biomasa dispuesta en pilas estáticas con volteos quincenales. Promedio de tres repeticiones.....	43
<b>Figura 9.</b> Volumen (L) de biomasa en cada una de las mezclas de bagazo de caña de azúcar (B), aserrín (A), estiércol equino (E) y desechos vegetales del Mercado Municipal de Cumaná (DV) a los 90 días de compostaje. Promedio de tres repeticiones. Letras distintas indican promedios estadísticamente diferentes (Duncan, $p \leq 0,05$ ).....	44
<b>Figura 10.</b> Concentración de Carbono orgánico (C), nitrógeno total (N) y relación carbono/nitrógeno (C/N) en cada uno de los tratamientos obtenidos por las diferentes mezclas de Bagazo de Caña de Azúcar (BCA), Aserrín (As), Estiércol Equino (EE) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje. T <sub>1</sub> : 20 % BCA + 80 % DV, T <sub>2</sub> : 50 % BCA + 50 % DV, T <sub>3</sub> : 80 % BCA + 20 % DV, T <sub>4</sub> : 20 % As + 80 % DV, T <sub>5</sub> : 50 % As + 50 % DV, T <sub>6</sub> : 80 % As + 20 % DV, T <sub>7</sub> : 20 % EE + 80 % DV, T <sub>8</sub> : 50 % EE + 50 % DV, T <sub>9</sub> : 80 % EE + 20 % DV, T <sub>10</sub> : 20 % BCA + 20 % As + 60 % DV, T <sub>11</sub> : 20 % BCA + 20 % EE + 60 % DV, T <sub>12</sub> : 20 % As + 20 % EE + 60 % DV, T <sub>13</sub> : 20 % BCA + 20 % As + 20 % EE + 40 % DV. ....	15
<b>Figura 11.</b> Concentración de fósforo total (%) en cada uno de los tratamientos obtenidos por las diferentes mezclas de Bagazo de Caña de Azúcar (BCA), Aserrín (As), Estiércol Equino (EE) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje. T <sub>1</sub> : 20 % BCA + 80 % DV, T <sub>2</sub> : 50 % BCA + 50 % DV, T <sub>3</sub> : 80 % BCA + 20 % DV, T <sub>4</sub> : 20 % As + 80 % DV, T <sub>5</sub> : 50 % As + 50 % DV, T <sub>6</sub> : 80 % As + 20 % DV, T <sub>7</sub> : 20 % EE + 80 % DV, T <sub>8</sub> : 50 % EE + 50 % DV, T <sub>9</sub> : 80 % EE + 20 % DV, T <sub>10</sub> : 20 % BCA + 20 % As + 60 % DV, T <sub>11</sub> : 20 % BCA + 20 % EE + 60 % DV, T <sub>12</sub> : 20 % As + 20 % EE + 60 % DV, T <sub>13</sub> : 20 % BCA + 20 % As + 20 % EE + 40 % DV. ....	89

**Figura 12.** Concentración de potasio (mg/kg) en cada uno de los tratamientos obtenidos por las diferentes mezclas de Bagazo de Caña de Azúcar (BCA), Aserrín (As), Estiércol Equino (EE) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje. T<sub>1</sub>: 20 % BCA + 80 % DV, T<sub>2</sub>: 50 % BCA + 50 % DV, T<sub>3</sub>: 80 % BCA + 20 % DV, T<sub>4</sub>: 20 % As + 80 % DV, T<sub>5</sub>: 50 % As + 50 % DV, T<sub>6</sub>: 80 % As + 20 % DV, T<sub>7</sub>: 20 % EE + 80 % DV, T<sub>8</sub>: 50 % EE + 50 % DV, T<sub>9</sub>: 80 % EE + 20 % DV, T<sub>10</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 60 % DV, T<sub>11</sub>: 20 % BCA + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>12</sub>: 20 % As + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>13</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 20 % EE + 40 % DV. .... 92

**Figura 13.** Concentración de calcio (mg/kg) en cada uno de los tratamientos obtenidos por las diferentes mezclas de Bagazo de Caña de Azúcar (BCA), Aserrín (As), Estiércol Equino (EE) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje. T<sub>1</sub>: 20 % BCA + 80 % DV, T<sub>2</sub>: 50 % BCA + 50 % DV, T<sub>3</sub>: 80 % BCA + 20 % DV, T<sub>4</sub>: 20 % As + 80 % DV, T<sub>5</sub>: 50 % As + 50 % DV, T<sub>6</sub>: 80 % As + 20 % DV, T<sub>7</sub>: 20 % EE + 80 % DV, T<sub>8</sub>: 50 % EE + 50 % DV, T<sub>9</sub>: 80 % EE + 20 % DV, T<sub>10</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 60 % DV, T<sub>11</sub>: 20 % BCA + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>12</sub>: 20 % As + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>13</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 20 % EE + 40 % DV. .... 96

**Figura 14.** Concentración de magnesio (mg/kg) en cada uno de los tratamientos obtenidos por las diferentes mezclas de Bagazo de Caña de Azúcar (BCA), Aserrín (As), Estiércol Equino (EE) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje. T<sub>1</sub>: 20 % BCA + 80 % DV, T<sub>2</sub>: 50 % BCA + 50 % DV, T<sub>3</sub>: 80 % BCA + 20 % DV, T<sub>4</sub>: 20 % As + 80 % DV, T<sub>5</sub>: 50 % As + 50 % DV, T<sub>6</sub>: 80 % As + 20 % DV, T<sub>7</sub>: 20 % EE + 80 % DV, T<sub>8</sub>: 50 % EE + 50 % DV, T<sub>9</sub>: 80 % EE + 20 % DV, T<sub>10</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 60 % DV, T<sub>11</sub>: 20 % BCA + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>12</sub>: 20 % As + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>13</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 20 % EE + 40 % DV. .... 97

**Figura 15.** Concentración de hierro (mg/kg) en cada uno de los tratamientos obtenidos por las diferentes mezclas de Bagazo de Caña de Azúcar (BCA), Aserrín (As), Estiércol Equino (EE) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado

Municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje. T<sub>1</sub>: 20 % BCA + 80 % DV, T<sub>2</sub>: 50 % BCA + 50 % DV, T<sub>3</sub>: 80 % BCA + 20 % DV, T<sub>4</sub>: 20 % As + 80 % DV, T<sub>5</sub>: 50 % As + 50 % DV, T<sub>6</sub>: 80 % As + 20 % DV, T<sub>7</sub>: 20 % EE + 80 % DV, T<sub>8</sub>: 50 % EE + 50 % DV, T<sub>9</sub>: 80 % EE + 20 % DV, T<sub>10</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 60 % DV, T<sub>11</sub>: 20 % BCA + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>12</sub>: 20 % As + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>13</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 20 % EE + 40 % DV. .... 99

**Figura 16.** Concentración de cobre (mg/kg) en cada uno de los tratamientos obtenidos por las diferentes mezclas de Bagazo de Caña de Azúcar (BCA), Aserrín (As), Estiércol Equino (EE) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje. T<sub>1</sub>: 20 % BCA + 80 % DV, T<sub>2</sub>: 50 % BCA + 50 % DV, T<sub>3</sub>: 80 % BCA + 20 % DV, T<sub>4</sub>: 20 % As + 80 % DV, T<sub>5</sub>: 50 % As + 50 % DV, T<sub>6</sub>: 80 % As + 20 % DV, T<sub>7</sub>: 20 % EE + 80 % DV, T<sub>8</sub>: 50 % EE + 50 % DV, T<sub>9</sub>: 80 % EE + 20 % DV, T<sub>10</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 60 % DV, T<sub>11</sub>: 20 % BCA + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>12</sub>: 20 % As + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>13</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 20 % EE + 40 % DV. ....101

**Figura 17.** Concentración de manganeso (mg/kg) en cada uno de los tratamientos obtenidos por las diferentes mezclas de Bagazo de Caña de Azúcar (BCA), Aserrín (As), Estiércol Equino (EE) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje. T<sub>1</sub>: 20 % BCA + 80 % DV, T<sub>2</sub>: 50 % BCA + 50 % DV, T<sub>3</sub>: 80 % BCA + 20 % DV, T<sub>4</sub>: 20 % As + 80 % DV, T<sub>5</sub>: 50 % As + 50 % DV, T<sub>6</sub>: 80 % As + 20 % DV, T<sub>7</sub>: 20 % EE + 80 % DV, T<sub>8</sub>: 50 % EE + 50 % DV, T<sub>9</sub>: 80 % EE + 20 % DV, T<sub>10</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 60 % DV, T<sub>11</sub>: 20 % BCA + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>12</sub>: 20 % As + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>13</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 20 % EE + 40 % DV. ....102

**Figura 18.** Concentración de zinc (mg/kg) en cada uno de los tratamientos obtenidos por las diferentes mezclas de Bagazo de Caña de Azúcar (BCA), Aserrín (As), Estiércol Equino (EE) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje. T<sub>1</sub>: 20 % BCA + 80 % DV, T<sub>2</sub>: 50 % BCA + 50 % DV, T<sub>3</sub>: 80 % BCA + 20 % DV, T<sub>4</sub>: 20 % As + 80 % DV, T<sub>5</sub>: 50 % As + 50 % DV, T<sub>6</sub>: 80 % As + 20 % DV, T<sub>7</sub>: 20 % EE + 80 % DV, T<sub>8</sub>:

50 % EE + 50 % DV, T<sub>9</sub>: 80 % EE + 20 % DV, T<sub>10</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 60 % DV, T<sub>11</sub>: 20 % BCA + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>12</sub>: 20 % As + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>13</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 20 % EE + 40 % DV. ....103

**Figura 19.** pH final del compost en cada uno de los tratamientos obtenidos por las diferentes mezclas de Bagazo de Caña de Azúcar (BCA), Aserrín (As), Estiércol Equino (EE) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje. T<sub>1</sub>: 20 % BCA + 80 % DV, T<sub>2</sub>: 50 % BCA + 50 % DV, T<sub>3</sub>: 80 % BCA + 20 % DV, T<sub>4</sub>: 20 % As + 80 % DV, T<sub>5</sub>: 50 % As + 50 % DV, T<sub>6</sub>: 80 % As + 20 % DV, T<sub>7</sub>: 20 % EE + 80 % DV, T<sub>8</sub>: 50 % EE + 50 % DV, T<sub>9</sub>: 80 % EE + 20 % DV, T<sub>10</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 60 % DV, T<sub>11</sub>: 20 % BCA + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>12</sub>: 20 % As + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>13</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 20 % EE + 40 % DV. ....107

**Figura 20.** Conductividad eléctrica (dS/m) del compost en cada uno de los tratamientos obtenidos por las diferentes mezclas de Bagazo de Caña de Azúcar (BCA), Aserrín (As), Estiércol Equino (EE) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje. T<sub>1</sub>: 20 % BCA + 80 % DV, T<sub>2</sub>: 50 % BCA + 50 % DV, T<sub>3</sub>: 80 % BCA + 20 % DV, T<sub>4</sub>: 20 % As + 80 % DV, T<sub>5</sub>: 50 % As + 50 % DV, T<sub>6</sub>: 80 % As + 20 % DV, T<sub>7</sub>: 20 % EE + 80 % DV, T<sub>8</sub>: 50 % EE + 50 % DV, T<sub>9</sub>: 80 % EE + 20 % DV, T<sub>10</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 60 % DV, T<sub>11</sub>: 20 % BCA + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>12</sub>: 20 % As + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>13</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 20 % EE + 40 % DV. ....110

**Figura 21.** Capacidad de retención de humedad (% m/m) del compost en cada uno de los tratamientos obtenidos por las diferentes mezclas de Bagazo de Caña de Azúcar (BCA), Aserrín (As), Estiércol Equino (EE) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje. T<sub>1</sub>: 20 % BCA + 80 % DV, T<sub>2</sub>: 50 % BCA + 50 % DV, T<sub>3</sub>: 80 % BCA + 20 % DV, T<sub>4</sub>: 20 % As + 80 % DV, T<sub>5</sub>: 50 % As + 50 % DV, T<sub>6</sub>: 80 % As + 20 % DV, T<sub>7</sub>: 20 % EE + 80 % DV, T<sub>8</sub>: 50 % EE + 50 % DV, T<sub>9</sub>: 80 % EE + 20 % DV, T<sub>10</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 60 % DV, T<sub>11</sub>: 20 % BCA + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>12</sub>: 20 % As + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>13</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 20 % EE

+ 40 % DV. Volumen fijo para todos los tipos de biomasa sometidas a saturación con agua destilada. Promedio de tres repeticiones. Letras distintas indican promedios estadísticamente diferentes (Duncan,  $p \leq 0,05$ ).....113

**Figura 22.** Porcentaje de germinación (%) de semillas de *Lycopersicum esculentum* en los composts de cada uno de los tratamientos obtenidos por las diferentes mezclas de Bagazo de Caña de Azúcar (BCA), Aserrín (As), Estiércol Equino (EE) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje. T<sub>1</sub>: 20 % BCA + 80 % DV, T<sub>2</sub>: 50 % BCA + 50 % DV, T<sub>3</sub>: 80 % BCA + 20 % DV, T<sub>4</sub>: 20 % As + 80 % DV, T<sub>5</sub>: 50 % As + 50 % DV, T<sub>6</sub>: 80 % As + 20 % DV, T<sub>7</sub>: 20 % EE + 80 % DV, T<sub>8</sub>: 50 % EE + 50 % DV, T<sub>9</sub>: 80 % EE + 20 % DV, T<sub>10</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 60 % DV, T<sub>11</sub>: 20 % BCA + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>12</sub>: 20 % As + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>13</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 20 % EE + 40 % DV. Promedio de tres repeticiones. Letras distintas indican promedios estadísticamente diferentes (Duncan,  $p \leq 0,05$ )..115

## RESUMEN

En el presente estudio se evaluó el efecto de diferentes materiales orgánicos en la obtención de compost a partir de desechos vegetales provenientes del Mercado Municipal de Cumaná (MMC), a través de un proceso de compostaje aeróbico con apilamiento estático a cielo abierto y volteos quincenales. Se utilizó un diseño de tres bloques con 13 tratamientos cada uno y 720 L de biomasa inicial dispuesta en pilas cónicas de 1 m de alto. Los sustratos se prepararon con bagazo de caña de azúcar (B), aserrín (A), estiércol equino (E) y desechos vegetales (DV) en las siguientes proporciones: T<sub>1</sub> (20 % B + 80 % DV), T<sub>2</sub> (50 % B + 50 % DV), T<sub>3</sub> (80 % B + 20 % DV), T<sub>4</sub> (20 % A + 80 % DV), T<sub>5</sub> (50 % A + 50 % DV), T<sub>6</sub> (80 % A + 20 % DV), T<sub>7</sub> (20 % E + 80 % DV), T<sub>8</sub> (50 % E + 50 % DV), T<sub>9</sub> (80 % E + 20 % DV), T<sub>10</sub> (20 % B + 20 % A + 60 % DV), T<sub>11</sub> (20 % B + 20 % E + 60 % DV), T<sub>12</sub> (20 % A + 20 % E + 60 % DV), T<sub>13</sub> (20 % B + 20 % A + 20 % E + 40 % DV) con la finalidad de caracterizar los procesos de compostaje de cada una de estas mezclas orgánicas. La investigación se llevó a cabo bajo las condiciones de un bosque muy seco tropical al ser de la ciudad de Cumaná (10°26'32" N, 64°09'14" O). Los valores de temperatura alcanzados durante el proceso estuvieron en un rango entre 30-62 °C; de 30 a 40 °C en fase mesófila, de 40 a 60 °C en etapa termófila, las etapas de maduración y estabilización con temperaturas semejantes al medio ambiente local (30 °C), siendo T<sub>1</sub>, T<sub>9</sub> y T<sub>12</sub> los tratamientos con las temperaturas más altas en etapa termófila (60-63 °C). Los valores de pH oscilaron entre 6,7 a 8,10, todas las pilas alcanzaron un volumen de reducción cercano al 80%, la presencia de lixiviados se observó más abundantes en aquellos tratamientos con 50-80 % DV. Se observaron diferentes tonalidades (verde a negro intenso) consistencia pastosa, olor fuerte penetrante sobre todo en aquellos tratamientos con 50-80% DV, los cuales al final del estudio obtuvieron una coloración marrón y negro intenso con agradable olor a tierra de bosque. La presencia de bacterias y hongos estuvo durante todo el proceso de descomposición, siendo las actinobacterias los microorganismos predominantes en todos los tratamientos. En los trece tratamientos, N, K, Mg, Ca y C orgánico fueron los elementos encontrados en mayor proporción; los contenidos en metales Cu y Fe en algunos tratamientos fueron nulos y en otros estuvieron por debajo de los límites establecidos por la legislación ambiental. La conductividad eléctrica varió en un amplio intervalo, con valor más alto en T<sub>3</sub> (12,08 dS/m). En todos los tratamientos la germinación fue mayor al 70 %. El porcentaje de sobrevivencia de *Eisenia andrei* en los diferentes sustratos fue mayor al 50 %, lo que indica que los composts obtenidos aportaron los nutrientes necesarios para el crecimiento y reproducción de las lombrices. Los composts producidos a través de los desechos vegetales provenientes del (MMC) presentaron valores de pH, temperaturas apropiadas, contenidos elevados de macro y micronutrientes, abundancia y variedad de microorganismos, niveles mínimos de metales, así como un grado de madurez óptimo (demostrado por los bioensayos).

## INTRODUCCIÓN

Desde que la agricultura se inició, hace cerca de 5 000 años, los campesinos aseguraron la fertilidad de sus campos mediante el uso de materiales orgánicos descompuestos de los residuos animales y vegetales de sus granjas, técnica basada en lo que ocurría en la naturaleza sin la ayuda del ser humano, donde la materia orgánica se mezcla en el suelo, descomponiéndose y aportando sus nutrientes a la tierra de la que se alimentan de nuevo las plantas. Esta práctica fue abandonada en los países desarrollados y sustituida por fertilizantes químicos, observándose un gradual pero constante descenso en la fertilidad de los campos, debido a la carencia de materia orgánica, haciendo desaparecer los organismos descomponedores, encargados de fabricar humus (Rynk, 2003).

En 1920, el científico británico Alberth Howard desarrolló el método de fermentar capas o estratos de materiales, convirtiéndose en el estándar inicial para elaborar compost. A gran escala, este proceso ha sido redescubierto y potenciado con nuevos aportes biotecnológicos, pero que aún se encuentra en su período de infancia ingenieril (Espino, 2003).

El compostaje no es más que el proceso mediante el cual diversos materiales orgánicos se descomponen y estabilizan debido a la acción de poblaciones mixtas de microorganismos, obteniéndose un producto final denominado compost, orgánicamente estable, libre de patógenos y semillas de malezas que puede ser aplicado de manera eficiente al suelo para mejorar sus propiedades (Haug, 1993).

Desde la perspectiva medioambiental, el compostaje facilita la gestión de los residuos orgánicos, reduciendo su peso, volumen y peligrosidad. Puede servir como fuente de materia orgánica para mantener o ayudar a la formación del

humus del suelo, mejorar el crecimiento de cultivos en la agricultura comercial y doméstica, reducir los patógenos que atacan a las plantas y aumentar la resistencia a las enfermedades, contiene valores apreciables de nutrientes como nitrógeno, fósforo y una variedad de elementos traza esenciales (Soliva, 2001).

El manejo inadecuado de los residuos orgánicos tiene un fuerte impacto sobre el medio ambiente, contamina la atmósfera, el suelo y las aguas (superficiales y subterráneas), debido principalmente a sus altos contenidos en materia orgánica inestable e inmadura, elementos minerales y a la presencia de compuestos orgánicos recalcitrantes, metales pesados, fitotoxinas, patógenos vegetales y animales, etc., los cuales son altamente contaminantes (Vogtmann *et al.*, 1993; Cegarra *et al.*, 1994).

La mayoría de las investigaciones sobre residuos orgánicos en los países desarrollados, han concentrado sus esfuerzos en la transformación de estos residuos a biogás y compost (Tchobanoglous *et al.*, 1994, Salas y Giraldo, 1996, Cecchi y Traverso, 1998, Farias *et al.*, 1999, Hamzawi *et al.*, 1999, Castillo *et al.*, 2003). En estos últimos años se han desarrollado acciones enfocadas en la reducción de los desequilibrios ambientales generados por la actividad humana, las cuales han propiciado el surgimiento de los “bonos de Carbono”, establecidos como contratos de compra – ventas a través de los cuales una parte paga a otra por concepto de reducción de emisiones de gases efecto invernaderos (GEI), o por el derecho de liberar un determinado monto de emisiones GEI a la atmósfera terrestre, contratos utilizados por el comprador para cumplir sus objetivos de compromisos vinculados con la mitigación del cambio climático. De igual manera, el tratado de Kioto persigue reducir las emisiones netas de GEI en los países desarrollados (Cela, 2004).

Es importante mencionar que el cambio climático está impactando



negativamente en el medio ambiente y sus efectos son perjudiciales para el futuro del planeta. El mercado de carbono es quizá el instrumento económico para desarrollar la competitividad comercial de nuevas tecnologías basadas en fuentes alternativas de energía. Urge por lo tanto la necesidad de presentar una alternativa que demuestre la utilidad de compostar la fracción orgánica de los residuos, haciendo una separación en origen para obtener una mejor calidad del compost que sirva como fertilizante natural, corrector de la estructura del suelo, protector contra la erosión o sustrato de cultivo y sobre todo reducir el impacto ambiental que ocasionan los desechos orgánicos (Cela, 2004).

El compostaje es el sistema que más respeta el ciclo de conservación de la materia y el que mayor aplicación encuentra en la agricultura. Es un proceso tecnológico industrializable, sin un grado mayor de complejidad, técnico y económicamente viable, poco contaminante y con buena aceptación social, en comparación con los vertederos o las plantas incineradoras (Soliva, 2001). Es un proceso biológico termofílico, en donde la materia orgánica es descompuesta por una gran cantidad de bacterias, hongos, protozoos, ácaros, miriápodos, entre otros organismos aeróbicos, que digieren los compuestos orgánicos transformándolos en otros más simples; llevándose a cabo bajo condiciones controladas que originan un producto con grandes beneficios cuando es adicionado al suelo (Peña, 2002).

La aplicación de enmiendas orgánicas no solo mejora la estructura del suelo y actúa como una fuente de nutrientes, sino que además puede tener fuerte influencia sobre la microflora del mismo. La aplicación de un compost de buena calidad puede incrementar la biomasa microbiana total del suelo, mejorando su actividad, la cual ha sido relacionada con algunos parámetros bioquímicos y biológicos indicadores de la calidad de la materia orgánica, tales como: la respiración, la actividad enzimática, entre otros (Albiach *et al.*, 2000; Perucci *et*

*al.*, 2000; Debosz *et al.*, 2002).

Como los microorganismos son los responsables de la descomposición de la materia orgánica, es conveniente monitorear su actividad durante el proceso, ya que para que éstos puedan vivir y desarrollar la actividad descomponedora necesitan unas condiciones óptimas de temperatura, humedad y oxigenación. La actividad microbiana depende en gran parte de la naturaleza del material orgánico, y la tasa de descomposición del mismo varía con los contenidos de nitrógeno (N), azufre (S) y carbono (C) solubles, lignina y varios carbohidratos (Janzen y Kucey, 1988). Inicialmente algunas especies se multiplican rápidamente cambiando el medio ambiente y luego desaparecen para ser sustituidas por otras poblaciones microbianas, debido a factores selectivos, tales como el contenido de humedad, la disponibilidad de oxígeno, pH, temperatura y la relación (C/N), que determinan la prevalencia y sucesión de los microorganismos del compostaje (Soliva, 2001).

Para la elaboración de compost sólo son necesarios los elementos fundamentales (residuos sólidos orgánicos) provenientes de vegetales, animales, procesos industriales o desechos urbanos, entre otros (Sztern y Pravia, 1999); los cuales pueden ser sometidos a descomposición aeróbica o anaeróbica. El proceso aeróbico implica la descomposición en presencia de oxígeno (aire), obteniéndose como principales productos del metabolismo biológico: dióxido de carbono, agua y calor (Eweis, 1999); mientras que el compostaje anaerobio es la descomposición del material orgánico en ausencia de oxígeno, obteniéndose como productos metabólicos finales: metano, dióxido de carbono y numerosos compuestos orgánicos de bajo peso molecular como ácidos y alcoholes. Los sistemas de compostaje anaerobio dada su complejidad se utilizan en menor proporción que los aerobios, pero son importantes ya que permiten generar biogás a partir de residuos humanos, animales, agrícolas y residuos sólidos urbanos (Kiely, 1999).

El compostaje aerobio ha tenido mayor aplicación dada su mayor flexibilidad, las altas velocidades de estabilización y la relativa fácil operación de los sistemas (Eweis, 1999), éste ocurre en fases distintas, en la primera se da una gran actividad de bacterias mesofílicas quienes utilizan gran parte del carbono como fuente de energía, expulsando CO<sub>2</sub> y generando calor debido a que las reacciones metabólicas son de naturaleza exotérmica. La generación de calor incrementa la temperatura, lo que da paso a una segunda fase, en la cual la materia orgánica alcanza su bioestabilización a través de reacciones bioquímicas de oxidación, llevadas a cabo por organismos de naturaleza termofílica. En la última fase denominada de maduración, la temperatura disminuye actuando mohos y actinobacterias que contribuyen a la estabilidad del compost (Grossi, 1993; Tchobanoglous, 1994).

Rutinariamente el compostaje ha sido llevado a cabo por apilamiento estático, simplemente con volteos frecuentes o con aireación forzada, siendo por defecto el más simple y con necesidad de mucho espacio, pero resulta más barato que los sistemas cerrados (Giró *et al.*, 1993). Diferentes técnicas de compostaje son aplicadas para generar un producto revalorizado a partir de desechos domésticos e industriales; sin embargo, aún no se han desarrollado de manera suficiente los procedimientos y sistemas de control que permitan procesos de compostajes eficientes a nivel comercial. Esta deficiencia se debe a que las interacciones entre los diversos factores que intervienen en este proceso biológico son complejas y con un fuerte componente local, que no está aún bien definido ni comprendido, a pesar de los esfuerzos considerables que se han puesto en ello. Esta carencia en la técnica del compostaje conduce a que los proyectos de elaboración de compost enfrenten problemas técnicos, económicos, sociales y ambientales (Yáñez *et al.*, 2007).

En Ecuador, durante el proceso de compostaje, solamente el 14% de los proyectos realiza un control técnico y el 86% restante solo realiza control

manual o empírico como son el tacto, olor, color, etc. (Lugo, 1998). Otro problema identificado, es que las metodologías de compostaje están dirigidas fundamentalmente a ambientes de regiones templadas, siendo limitada la literatura que apunta a zonas tropicales húmedas (Yáñez *et al.*, 2007). En Italia, se han llevado a cabo diferentes tipos de compostaje obteniendo un producto final con contenido de nitrógeno, fósforo y potasio adecuados para ser utilizados como fertilizante. En Venezuela, se ha ensayado con diferentes desechos agroindustriales, tales como: café, bagazo de uva, bagazo de caña de azúcar, sábila, obteniéndose productos que pueden ser utilizados como abono orgánico, debido al cambio que se produce en sus características físicas, químicas y organolépticas (Chandler *et al.*, 2008).

En lo que respecta a Cumaná, capital del estado Sucre, es común observar grandes cantidades de desperdicios de todo tipo acumulándose por calles y avenidas, específicamente en el mercado municipal, donde se desechan restos de frutas, hortalizas, verduras, generando un foco de contaminación y dando una mala impresión a muchos de sus ciudadanos y a los turistas que la visitan en varias épocas del año (Díaz, 2000).

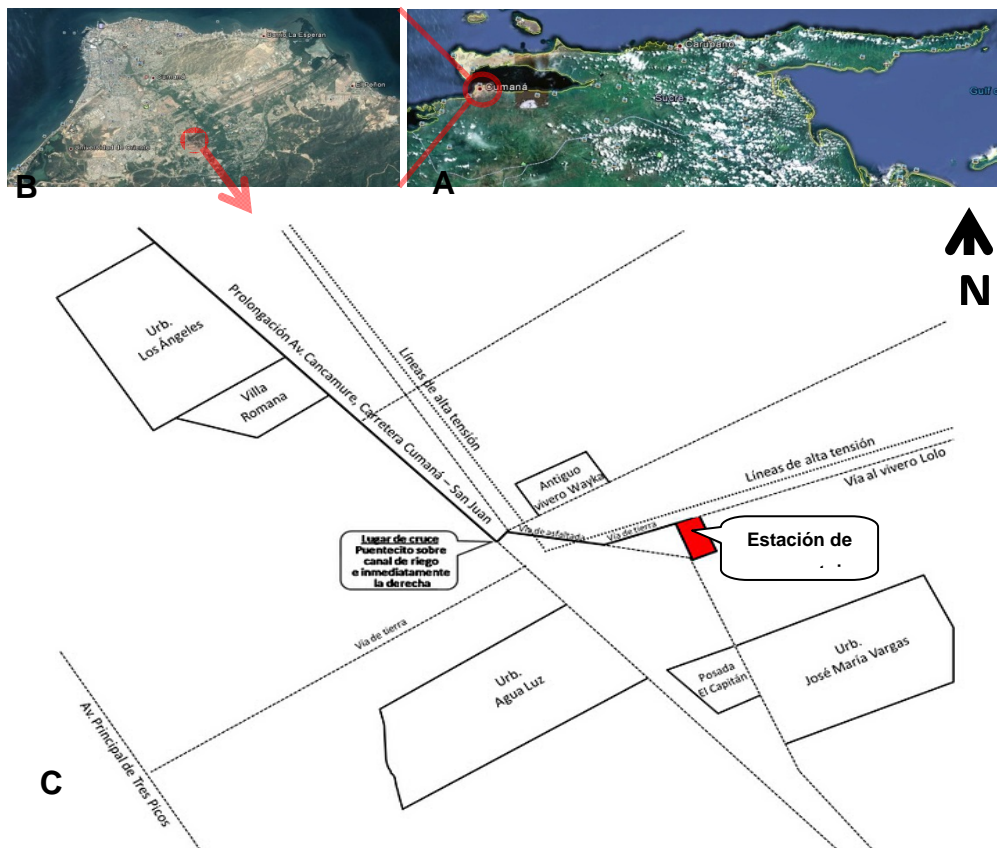
La basura que se genera en los hogares, centros hospitalarios, escuelas, comercios y otros establecimientos de Cumaná, tiene como destino final el vertedero "El Peñón", un lugar que no reúne las condiciones apropiadas, ya que los desperdicios permanecen expuestos a la intemperie, favoreciendo la proliferación de moscas, cucarachas, roedores, aves carroñeras y otros agentes transmisores de enfermedades. Una solución viable al problema, sería la puesta en funcionamiento de una estructura capaz de transformar los desechos sólidos en productos útiles, y que además de minimizar o revertir el problema de la basura podría propiciar la instalación de empresas para generar fuentes de empleo y ayudar a mejorar la situación económica de los habitantes (Díaz, 2000).

En este sentido, el presente trabajo tuvo como propósito estudiar el compostaje de desechos vegetales generados en el Mercado Municipal de Cumaná en combinaciones diferentes con bagazo de caña de azúcar, aserrín y estiércol equino, empleando el método de apilamiento estático a cielo abierto con volteos quincenales, a fin de obtener información preliminar sobre este proceso bajo condiciones locales y contribuir en la generación de tecnologías orientadas a mitigar los impactos ambientales de estos residuos orgánicos y su potencial transformación en sustratos de utilidad en la agricultura y jardinería.

# METODOLOGÍA

## Área de estudio

El estudio del efecto de diferentes materiales orgánicos en la obtención del compost se realizó en un terreno de 2 000 m<sup>2</sup> a cielo abierto en una estación privada ubicada en Calle Las Lucias, sector Alejandría Parcela N°1, vía al vivero Loló, Cumaná, Venezuela. La estación se ubica geográficamente a 10°26'32" N y 64°09'14" O; bajo condiciones de un bosque muy seco tropical, al Sur de la ciudad de Cumaná, con temperaturas de 23-33°C.



**Figura 1:** Ubicación del área de estudio. A) Estado Sucre, Venezuela. B) Ciudad de Cumaná. C) plano de acceso al lugar de trabajo.

## **Colecta del material**

Para la colecta de los desechos vegetales en el Mercado Municipal de Cumaná (MMC), se realizó una entrevista previa a los expendedores con la finalidad de reconocer su aporte y disponibilidad en gestionar ordenadamente sus desechos orgánicos (Anexo 1). Se instalaron contenedores metálicos en diferentes áreas de este centro, específicamente en aquellos sitios donde se observó mayor producción de desechos orgánicos de origen vegetal (frutas, verduras, hortalizas, raíces, tubérculos), monitoreando su evolución durante los primeros tres meses (Anexo 2).

## **Descripción del experimento**

Se utilizó un diseño en bloques con 13 tratamientos cada uno para un total de 39 pilas experimentales de 720 litros, de aproximadamente 1m de altura con una separación de 1 m entre cada pila.

El bagazo de caña de azúcar, fue recolectado en los trapiches de la Urbanización Barrio Sucre y del Mercado Municipal de Cumaná. Este tipo de material orgánico presenta una relación carbono/nitrógeno: 50/1 (Shuldt, 2006). El aserrín, virutas de madera (relación carbono/nitrógeno: 90/1), fue obtenido del aserradero ubicado en el sector Jagüey de Luna, Cumaná, estado Sucre. El estiércol equino (carbono/nitrógeno: 30/1), se recolectó en una caballeriza del sector Tres Picos donde funciona el Club de Coleo del estado Sucre. Los desechos vegetales, entre ellos, hojas de hortalizas como lechuga (*Lactuca sativa*) repollo (*Brassica oleracea*), tomate (*Lycopersicum esculentum*), zanahoria (*Daucus carota*), pepino (*Cucumis sativus*), cebolla (*Allium cepa*), raíces, tubérculos, frutos de piña (*Ananas comosus*), naranjas (*Citrus sp.*), guayabas (*Psidium guajava*) y otros; fueron obtenidos en el Mercado Municipal de Cumaná, ubicado en la Avenida El Islote, estado Sucre.

Una vez en la estación, se realizó una clasificación de los desechos orgánicos, separando las materias gruesas no biodegradables (recipientes, bolsas plásticas, botellas, pitillos, latas de aluminio, metales, etc.) Para aumentar la superficie de contacto y facilitar el proceso de biodegradación durante el compostaje, los restos vegetales fueron previamente procesados en una máquina trituradora modelo B-616 de 3.600 rpm, especial para materiales húmedos y blandos. Los fragmentos vegetales fueron depositados en tobos plásticos de 19 litros de capacidad; donde se transportaron hasta el sitio donde se mezclaron con los otros materiales orgánicos con la ayuda de un trompo industrial de 400 litros de capacidad total. Cada pila de 720 litros se estableció con la acumulación de cuatro sesiones de mezclado (180 litros c/u). Para la mezcla a compostar se emplearon tres residuos orgánicos de diferente naturaleza: bagazo de caña de azúcar (B), aserrín (A), estiércol equino (E), junto con los desechos vegetales (DV) triturados y combinados en diferentes proporciones (20, 50, 80% v/v). Los tratamientos en cada uno de los tres bloques se describen en la tabla 1.

Una vez realizadas dichas mezclas, éstas fueron transportadas en carretillas hasta el sitio, donde se establecieron las pilas, las cuales fueron sometidas a un proceso de compostaje aeróbico a cielo abierto, durante un período de tres meses, empleando el método de apilamiento y aireadas con volteos. Estos volteos se llevaron a cabo por método tradicional o artesanal haciendo uso de pala y horcas, colocando en tobos plásticos el material compostado para llevar registro del porcentaje de reducción o volumen de la masa vegetal compostada y devuelta a su sitio de origen. En el sentido de que en los primeros 10-15 días sucede la mayor parte del proceso de descomposición, se estableció un periodo de estudio de 91 días, al cabo del cual se esperó que el material pasara por la mayor parte del proceso activo de descomposición, perdiendo peso y volumen efectivamente.



**Tabla 1.** Descripción de los tratamientos evaluados y la proporción porcentual de cada uno de los residuos orgánicos que se sometieron a compostaje.

Tratamiento	Proporción de materiales orgánicos (% v/v)			
	DV	BCA	As	EE
T <sub>1</sub>	80	20	-	-
T <sub>2</sub>	50	50	-	-
T <sub>3</sub>	20	80	-	-
T <sub>4</sub>	80	-	20	-
T <sub>5</sub>	50	-	50	-
T <sub>6</sub>	20	-	80	-
T <sub>7</sub>	80	-	-	20
T <sub>8</sub>	50	-	-	50
T <sub>9</sub>	20	-	-	80
T <sub>10</sub>	60	20	20	-
T <sub>11</sub>	60	20	-	20
T <sub>12</sub>	60	-	20	20
T <sub>13</sub>	40	20	20	20

DV: Desechos vegetales, BCA: Bagazo de Caña de Azúcar, As: Aserrín, EE: Estiércol Equino

### Variables evaluadas

**Temperatura:** Se tomó la temperatura (°C), diariamente a la misma hora (8:00 am), inmediatamente después de establecidas las pilas, esta fue medida con la ayuda de un termómetro bimetálico analógico MCA-TAYLOR-MODELO 6097-1; en cinco puntos al azar del montículo (parte superior, media, base y laterales). Con ayuda de una vara, se realizó un orificio (15 cm de profundidad) en el lugar donde se introdujo el termómetro y el pH-metro. Para mantener la humedad entre 60-70 % y favorecer las condiciones de compostaje, se agregó agua reposada a cada pila a través de una regadera con capacidad de 6 litros.

**pH:** Durante el compostaje y pH del compost: El pH se midió diariamente sobre diferentes puntos (parte superior, media, base y los laterales) de la pila

con ayuda de un pH-metro de campo HANNA-MODELO H198103. En el compost el pH se determinó por potenciometría en extracto acuoso 1:5 (sólido-líquido).

**Capacidad de retención de humedad (%):** se determinó saturando con agua destilada un volumen fijo de cada uno de los productos de compostaje, se dejó reposar y se registró el peso húmedo. Las muestras fueron colocadas en estufa por 48 horas a 105 °C. Se registró el peso seco y se aplicó la fórmula siguiente:

$$\text{CRH (\%)} = \frac{\text{Peso húmedo} - \text{Peso seco}}{\text{Peso húmedo}} \times 100$$

**Volumen:** Se colocó la biomasa en proceso de compostaje en tobos plásticos (19 L) para el cálculo del porcentaje de reducción o volumen de la pila.

**Análisis físico-químico del compost:** se tomó una muestra del sustrato en la etapa final (madurez de la abonera) en un punto al azar de cada una de las pilas (13 muestras), se etiquetaron y enviaron al Laboratorio de Servicios de Análisis de Suelos y Agua de la Universidad Experimental Rómulo Gallegos, ubicado en San Juan de los Morros, Venezuela, para determinar: pH, conductividad eléctrica, y los contenidos de carbono, nitrógeno, fósforo, potasio, calcio, magnesio, zinc, cobre, hierro y manganeso.

### **Bioensayos de germinación**

Es una prueba utilizada para evaluar la estabilidad y madurez del abono compostado. Puede evaluarse a través de la germinación de semillas, elongación de raíces o el crecimiento de plantas en compost solo o en mezclas con el suelo. En este trabajo se evaluó la fitotoxicidad de los productos de

compostaje por dos bioensayos de germinación:

1) Germinación agronómica de semillas certificadas de *Lycopersicum esculentum* (tomate), distribuidas al azar, para conocer la respuesta biológica de acuerdo al grado de maduración de la materia orgánica. Se usaron bandejas de aluminio (20x30 cm) en las que se depositaron previamente 3 L de cada uno de los productos de compostaje (tres meses). Se sembraron 100 semillas por tratamiento en cada bandeja, con sus respectivas repeticiones (39 en total). Los germinadores fueron colocados en condiciones ambientales de vivero. Se llevaron registros del número de plántulas emergentes durante 30 días después de la siembra y se determinó el porcentaje de germinación (% G) mediante la fórmula:

$$\%G = \frac{\text{Número de plántulas que emergen de la superficie}}{\text{Número de semillas sembradas}} \times 100$$

2) Test *in vitro* de germinación: con el efecto de las suspensiones acuosas de los composts (Polo, 2011). Se colocó 1 ml de este material acuoso en cápsulas de Petri con papel filtro bien empapado y 25 semillas de *L. esculentum* distribuidas al azar. El testigo fue agua destilada y los tratamientos cada uno de los zumos de los compost obtenidos luego de tres meses de establecidos en campo. Se contaron las semillas germinadas por cada placa para luego determinar el índice de germinación (IG), integrando el porcentaje relativo de germinación y crecimiento relativo de las raíces, lo cual permite establecer los niveles de fitotoxicidad (severa, moderada, baja o nula); a través de la siguiente fórmula:

$$IG = \frac{PGR \times CRR}{100}$$

Donde: PGR = Porcentaje de germinación relativa;

CRR = Crecimiento relativo de radícula:

$$\text{PGR}\% = \frac{\text{Número de semillas germinadas en extracto}}{\text{Número de semillas germinadas en testigo}} \times 100$$

$$\text{CRR}\% = \frac{\text{Elongación de radícula en extracto}}{\text{Elongación en radícula en testigo}} \times 100$$

**Bioensayo con lombrices:** Se colocaron 20 lombrices rojas californianas (*Eisenia andrei*) en envases de 1L con muestra del material compostado. Se tomaron lombrices de diferentes edades, colocadas en la superficie del material orgánico a probar. Se registró el tiempo de penetración en el sustrato y el número de lombrices a las 48 horas y 30 días para evaluar como afectó la calidad del compost en su sobrevivencia y tasa reproductiva.

### **Análisis Estadístico**

A las variables capacidad de retención de agua, germinación agrícola, índice de germinación, tiempo de penetración de las lombrices, porcentaje de sobrevivencia de las lombrices se les realizó análisis de varianza (ANOVA) y prueba de ámbitos múltiple de Duncan. Todas las pruebas estadísticas se realizaron a un nivel de significancia de  $\alpha=0,05$ .

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los residuos son uno de los mayores problemas ambientales con los que se encuentran las sociedades modernas. Este hecho deriva del incremento desproporcionado de la generación de residuos y de la dificultad de encontrar y aplicar soluciones ambientalmente apropiadas para su tratamiento. El sobre envasado, los productos de usar y tirar, la no reutilización o reparación de los bienes de consumo, la aparición en el mercado de nuevos materiales y compuestos, la imposición de modas, un consumismo generalizado, han sido algunas de las causas por las que los residuos han aumentado de forma preocupante (Márquez y Urquiaga, 2005).

En nuestras ciudades han proliferado los vertederos en cantidad y en tamaño, produciéndose multitud de problemas ambientales y sociales (malos olores, contaminación atmosférica, contaminación de aguas y suelos, degradación del paisaje, degradación social), algunos de ellos todavía sin solución. Por otro lado, cada vez es mayor el rechazo social que encuentran las incineradoras de residuos por los peligros potenciales y reales ocasionados en la salud y por su incompatibilidad con una política integral de prevención y reciclaje de residuos. Las tasas de reciclado de materiales siguen siendo bajas, debido entre otras causas a un ineficiente sistema de recogida y separación, a la falta de información ciudadana, o a la escasa voluntad por recuperar algunos materiales (Márquez y Urquiaga, 2005).

De acuerdo con los resultados obtenidos en éste estudio la aplicación de la entrevista a los expendedores que laboran en el Instituto Autónomo Mercado Municipal de Cumaná(IAMMC), al inicio de esta investigación durante el mes de diciembre de 2011, fue posible determinar que el IAMMC es uno de los centros de acopio más importante del oriente venezolano e incluso del estado Sucre, con mayor distribución en productos agrícolas (frutas, verduras,

hortalizas, raíces, tubérculos, entre otros), intensificándose en días de mayor abastecimiento (fiestas navideñas, carnaval, semana santa, vacaciones escolares) y sobre todos fines de semana; comercializándose en este lugar altos volúmenes de alimentos y por ende generándose grandes cantidades de desechos orgánicos (UNETE-CTR, 2012).

Evidentemente también se observó que el mercado no cuenta con áreas específicas para la deposición final de los residuos sólidos que se generan a diario, ni mucho menos se toman medidas para la protección de estos residuos; permaneciendo expuestos a la intemperie tanto por los pasillos internos de la nave principal como su patio central; ocasionando una mala impresión a muchos de sus ciudadanos y temporadistas que lo visitan en diferentes épocas del año (UNETE-CTR, 2012).

Se pudo constatar que la mayoría de los expendedores almacenan temporalmente los residuos de su propia actividad comercial hasta la hora de mediodía en bolsas plásticas, cajas de cartón, en las puertas de sus locales, para su posterior recogida por parte de los operadores del servicio de mantenimiento y aseo de dicha institución. En muchas ocasiones, estos contenedores improvisados de desperdicios vegetales son hurgados por animales domésticos o personas en busca de alimentos, dejando el resto de los desperdicios tirados por pasillos, estacionamientos y aceras del lugar (Iguaran, 2011).

En la entrevista previa, los expendedores manifestaron que los procesos de recolección, limpieza, barrido y transporte de los residuos sólidos del IAMMC, son ineficientes ya que los operadores del servicio de aseo no cuentan con los equipos y herramientas necesarias para la coleta de estos materiales, ni mucho menos con un pago justo y puntual de sus servicios, manifestando además la frecuente suspensión de los servicios por paros laborales y fallas

administrativas (UNETE-CTR, 2012). A pesar de que han realizado grandes esfuerzos para movilizar los residuos depositados en las instalaciones del mencionado centro; el volumen de desperdicios supera la capacidad de recolección diaria del sistema de aseo urbano, produciéndose enormes acumulaciones de basura que conlleva a la proliferación de animales callejeros, malos olores, lixiviados, obstrucción de los sistemas de drenaje y sobre todo dificultades en el desarrollo normal del trabajo en las debidas condiciones sanitarias para el expendio de alimentos (Imery, 2011).

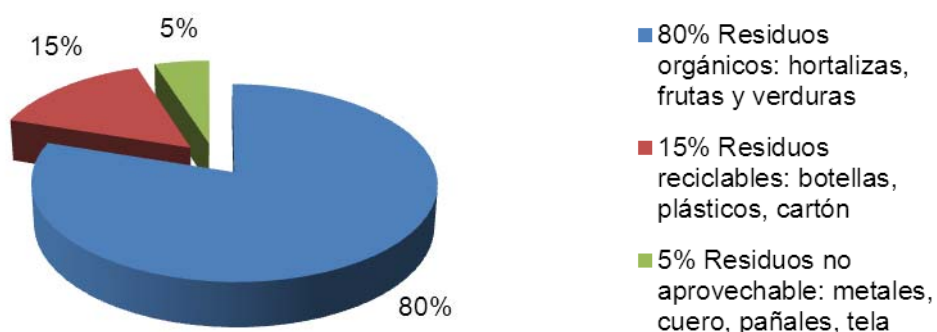
En atención a la problemática expuesta y con recursos económicos y logísticos del proyecto estratégico sobre técnicas de compostaje (FONACIT 2011000437) que abarcó a esta investigación, se instalaron 30 contenedores metálicos para la recogida de los desechos orgánicos de origen vegetal. De esta forma se disponía de material para los ensayos de compostaje y además se contribuía con la disminución de la cantidad de desechos orgánicos producidos en ese centro de acopio, desde diciembre de 2011 hasta abril de 2012.

La negación inicial por parte de algunos expendedores fue superada a medida que avanzaba el estudio, debido a la constancia y puntualidad en la recolección de la basura y la higienización oportuna de los contenedores. Estos expendedores mostraron aceptación y participación en solventar la problemática que originan los desechos vegetales, colaborando diariamente con la deposición de sus residuos orgánicos en los respectivos contenedores. Se recolectó una cantidad diaria aproximada de 1,5 m<sup>3</sup> de desechos vegetales, aliviando con esto el sistema de aseo urbano de la municipalidad y aprovechando dicha biomasa para procesos de compostaje, reduciendo además el impacto nocivo de la descomposición no controlada de esos desechos (Imery, 2011).

En los contenedores instalados se visualizaron varios tipos de materiales,

siendo los más predominantes los residuos de tipo: reciclables aprovechables, orgánicos aprovechables e inorgánicos no aprovechables, entendiéndose como reciclables, aquellos como el papel, cartón, vidrios, plásticos; como orgánicos, restos de comida, frutas, verduras, hortalizas, ramas, y por los no aprovechables los metales, pilas desgastadas, pañales, entre otros (Úlle, 2009).

Los residuos orgánicos que se generan en mayor proporción en IAMMC corresponden a los residuos orgánicos como hortalizas, frutas, verduras, restos de ramas, los cuales alcanzaron un porcentaje del 80%, seguido de los reciclables con un 15 % (botellas de vidrios, plásticos, cartón) y los no aprovechables con un 5 % aproximadamente (Figura 1).



**Figura 2:** Cuantificación de los residuos sólidos generados en el Mercado Municipal de Cumaná (MMC).

Es importante aclarar que se hace referencia a los restos vegetales encontrados en los contenedores instalados y no a la totalidad generada en el mercado, debido a que una fracción de los desechos vegetales son apartados previamente por los expendedores para consumo humano o su aprovechamiento en la alimentación de animales de granja. Estos resultados concuerda con los datos reportados por la Universidad Nacional de Colombia en el año 2007, durante su estudio en los meses de diciembre 2006 y junio



2007 (Caracterización y cuantificación de los residuos sólidos generados en las plazas de mercado distritales en Bogotá-Colombia), en donde el 100 % de los residuos corresponden a restos orgánicos, clasificados de la siguiente manera: el 20 % provenientes de las frutas, el 40 % de verduras y el otro 40 % de hortalizas.

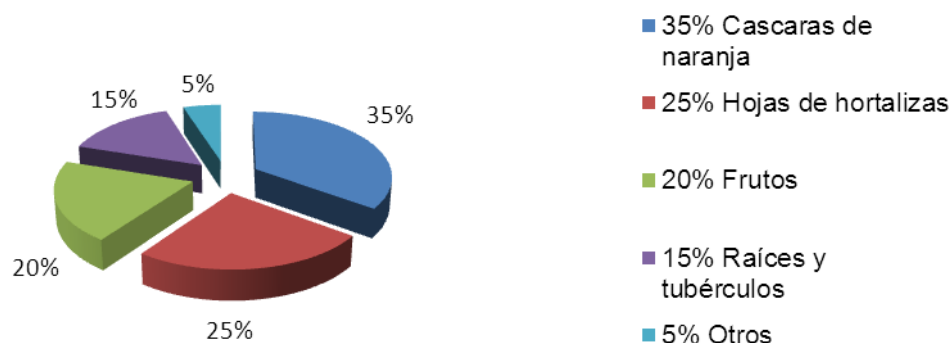
Los contenedores fueron clasificados en contenedores A, B y C de acuerdo con la cantidad y calidad de los desechos vegetales encontrados en ellos (Tabla 2). Los contenedores A presentaron restos vegetales en excelente calidad con mínimo grado de descomposición; a diferencia de los restos vegetales encontrados en los contenedores B, los cuales presentaron un grado mayor de descomposición con desprendimiento de líquidos, presencia de mohos y larvas de moscas.

**Tabla 2:** Cantidad y calidad de los residuos vegetales presentes en los distintos contenedores instalados en MMC.

Tipo de contenedor	Cantidad de contenedores	Cantidad de desechos vegetales	Calidad de los desechos vegetales
A	14	80-150 L	Buena
B	13	60-150 L	Media
C	3	0-5 L	Nula

La mayor parte de los restos vegetales corresponden a tubérculos, verduras, frutas, hortalizas, ramas con porcentajes que en promedio fueron mayores al 20 %. Los residuos son más ricos en cáscaras de naranjas, cambur, lechosa, mandarina, yuca, piña, pepino, auyama, ocumo, cebolla, tomate, ají, pimentón, repollo, espinaca, perejil, ajoporro, entre otros. Cabe destacar el elevado contenido de restos de naranjas que en algunas muestras alcanzó porcentajes superiores al 30%. Los contenedores C fueron los que menos desechos

vegetales aportaron, observándose en ellos todo tipo de residuos aprovechables y no biodegradables como cartón, plásticos, pitillos, vidrios, pañales, pilas desgastadas, metales (Figura 3).



**Figura 3:** Cuantificación de los residuos orgánicos de origen vegetal encontrados en los contenedores instalados en el Mercado Municipal de Cumaná (MMC).

Guzmán y Paredes (1995), al igual que Howard *et al.*, 2003 sostienen que los restos vegetales de mercado al estar constituidos por almidón, carbohidratos, fibras, celulosa y polisacáridos, pueden ser aprovechados por procesos biotecnológicos a través de técnicas novedosas adaptadas para el tratamiento de estos desechos, así como por medio de la transformación enzimática de los complejos amiláceos y celulósicos en azúcares que posteriormente son fermentados hasta alcohol u otros productos de valor agregado (generación de biogás y compost).

La mayoría de las investigaciones sobre residuos orgánicos en países desarrollados han concentrado sus esfuerzos en la transformación de estos residuos a biogás y compost (Tchobanoglous *et al.*, 1994; Salas y Giraldo, 1996; Cecchi y Traverso, 1998; Farias *et al.*, 1999; Hamzawi *et al.*, 1999; Castillo *et al.*, 2003). Igualmente, se han llevado a cabo estudios para el diseño de procesos de conversión de residuos sólidos municipales a alcohol, algunos de

los cuales han sido patentados para su implementación a nivel comercial (Titmas, 1999). Se ha reportado que la compañía “Masada Resource Group” inició en 2004 la operación de la primera planta productora de etanol en Estados Unidos a partir de residuos sólidos municipales mediante la hidrólisis ácida de la celulosa contenida en los mismos (Ames y Werner, 2003). Sin embargo, la mayoría de estos procesos se limita al tratamiento de la celulosa mediante hidrólisis ácida y no exploran la utilización de enzimas ni la potencialidad de hidrolizar el almidón presente en los residuos sólidos de origen vegetal.

En Venezuela, se han desarrollado algunas experiencias de compostajes con desechos agroindustriales, tales como: café, bagazo de uva, bagazo de caña de azúcar, sábila, mediante el proceso de biodegradación aeróbica y el uso de una mezcla polienzimática como catalizadora del proceso (Rodríguez, 1997; Acosta, 2002; Pernalet, 2008; Sánchez, 2009).

### **Variables evaluadas:**

#### Temperatura

La variación de la temperatura en las pilas es uno de los factores más importantes que rige la tasa de las reacciones bioquímicas en el proceso de compostaje (Fontanive *et al.*, 2004) e indica el desarrollo del proceso de descomposición aeróbica de la materia orgánica (Thivierge y Seito, 2005). El incremento de la temperatura en la abonera tiene dos efectos: acelerar la descomposición y eliminar o disminuir de las poblaciones de microorganismos patogénicos existentes, además de eliminar a través de altas temperaturas (pasteurización) las larvas de moscas presentes en los materiales utilizados en el proceso.

Thivierge y Seito (2005), expresan que es importante que el compost alcance la

temperatura de la pasteurización para que todas las semillas de malas hierbas y las esporas sean afectadas. La fase de pasteurización ocurre cuando las pilas alcanzan las temperaturas de 55-65 °C. Dichas elevaciones de temperatura son la consecuencia de la actividad de microorganismos que degradan el material orgánico en presencia del oxígeno; gérmenes termófilos y en particular las actinobacterias productoras de una serie de antibióticos que sirven para preparar el nicho ecológico de los hongos humificadores.

Al medir la temperatura diariamente en este estudio durante todo el proceso se observó que todos los tratamientos exhibieron una curva clásica de temperatura para las primeras etapas del mismo (Sasek *et al.*, 2003; Carrasco, 2007; Tortarolo *et al.*, 2008).

Durante el estudio, la evolución de la temperatura dividió al proceso en cuatro fases distintas (Figuras 4-7). Una fase mesófila con temperaturas entre los 30-40 °C, una fase termófila con temperaturas entre los 40-63 °C, una fase mesófila de enfriamiento caracterizada por presentar descenso en la temperatura (por debajo de 40 °C) y una fase de maduración o estabilización con temperaturas semejantes a la del medio ambiente local (28-30 °C) (Sasek *et al.*, 2003). Patrones similares fueron informados para una variedad de residuos: corteza de madera (Hoitink *et al.*, 1977), aguas cloacales (Nakasaki *et al.*, 1985), pulpa de uva (Faure y Deschamps, 1990) y en el tratamiento de alperujo (Varnero *et al.*, 2011).

Según Rivero de Trinca (1999), el control de la temperatura es indispensable, señalándose que entre 40–60 °C se logran los mejores resultados; valores extremos, tanto inferiores como superiores llevan a la inhibición de la actividad de los microorganismos, bajando la eficiencia del proceso de descomposición. La baja eficiencia del proceso no permitirá la esterilización del sustrato y la eliminación de las semillas de malezas.

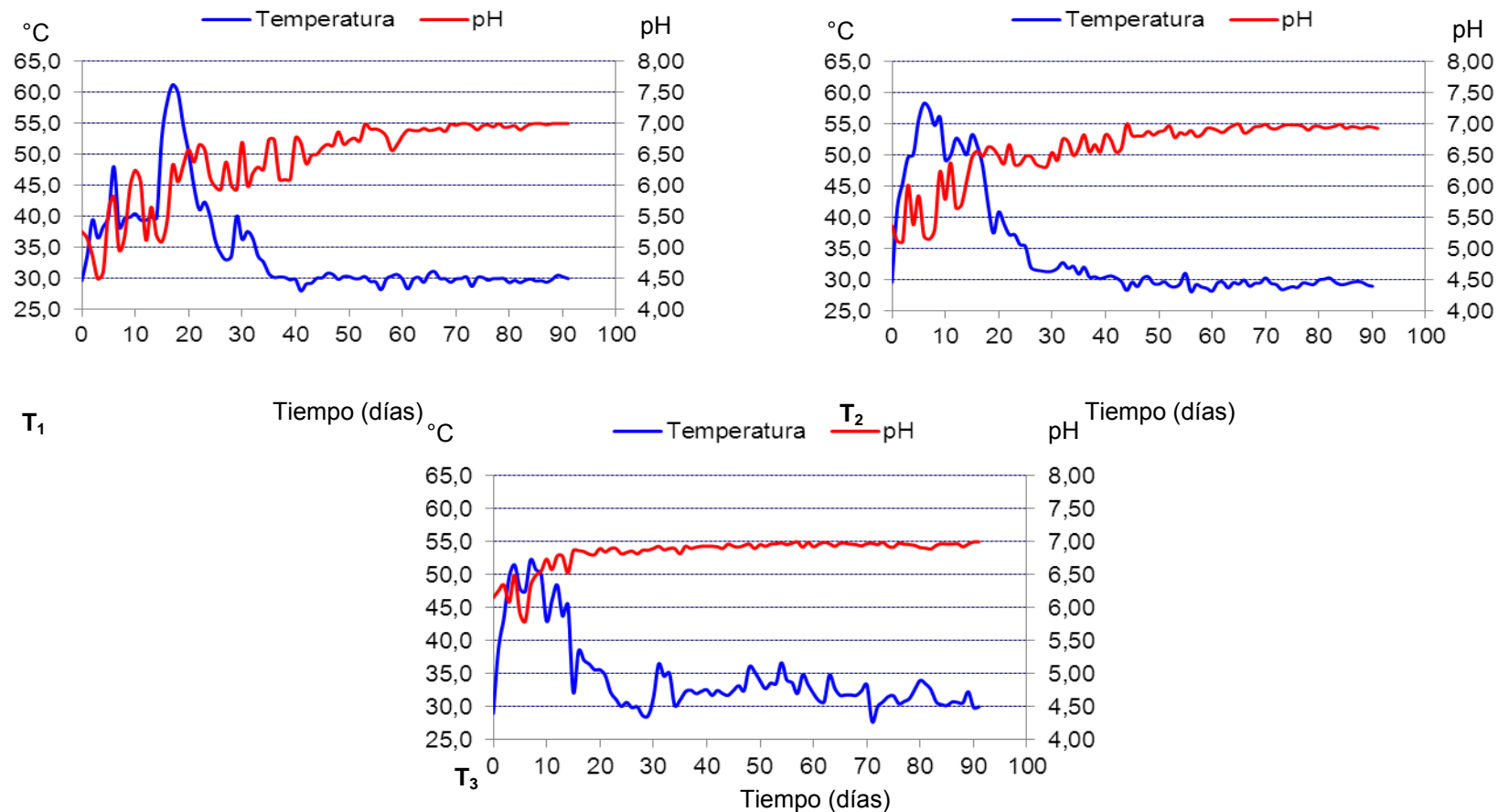
Las remociones y reconfiguraciones de las pilas en el presente estudio, a través de las operaciones de volteos puntuales durante el compostaje, permitieron el aireo del material, lo que provocó que la secuencia de las etapas de compostaje descritas anteriormente se presentaran por lo general más de una vez, como se observó en los tratamientos T<sub>1</sub> (Figura 4A), T<sub>3</sub> (Figura 4C), T<sub>4</sub> (Figura 5A), T<sub>7</sub> (Figura 6A), T<sub>8</sub> (Figura 6B), T<sub>10</sub> (Figura 7A) y T<sub>11</sub> (Figura 7B), similar a lo indicado por Aguiar (2006).

La fase mesófila se observó a partir de las 24 a 48 horas con una duración de quince días para algunos tratamientos (T<sub>1</sub>, T<sub>4</sub> y T<sub>7</sub>), para otros tuvo una duración de apenas horas (T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub>, T<sub>5</sub>, T<sub>8</sub>, T<sub>9</sub>, T<sub>10</sub>, T<sub>12</sub> y T<sub>13</sub>), e incluso, el tratamiento T<sub>11</sub> entró rápidamente en fase termófila, sin permitir el registro de fase mesófila. Estos datos concuerdan con los reportados por Larco (2004), de acuerdo a sus registros diarios de temperatura, en un proceso de compostaje de brozas de café, en el cual no observó la fase inicial mesófila debido a que el material fue recolectado con cierto grado de madurez y no fresco, lo que adelantó la evolución de la etapa de degradación de los materiales. En nuestro caso, el adelanto a la fase termófila en el T<sub>11</sub> (Figura 7B), posiblemente se deba a la carga de nutrientes y microorganismos aportados por los materiales de partida (60 % de desechos vegetales + 20 % de bagazo de caña + 20 % de estiércol), además del equilibrio entre los parámetros físicos-químicos al inicio del compostaje (Aguiar, 2006).

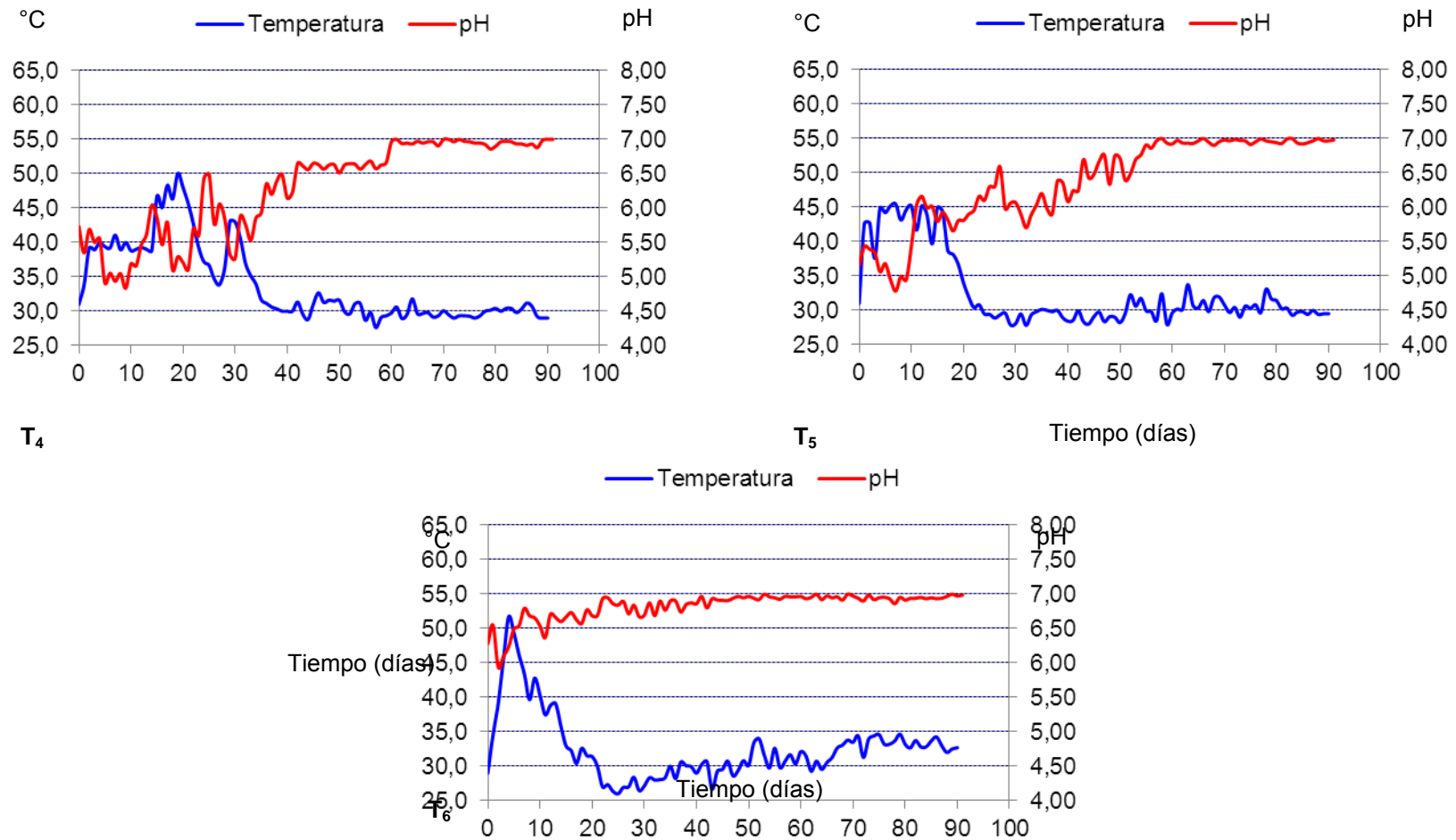
Las mediciones diarias de la temperatura interna de las pilas en proceso de compostaje indicaron que la fase termófila se alcanzó luego de los primeros quince días en los tratamientos con altos porcentajes de desechos vegetales (T<sub>1</sub>, T<sub>4</sub> y T<sub>7</sub>). Por su parte, el resto de los tratamientos, menos ricos en proteínas y humedad (T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub>, T<sub>5</sub>, T<sub>6</sub>, T<sub>8</sub>, T<sub>9</sub>, T<sub>10</sub>, T<sub>11</sub>, T<sub>12</sub> y T<sub>13</sub>), alcanzaron esta fase al momento de instalarse las pilas, e incluso, transcurridas las 24-72

horas. En el tratamiento T<sub>5</sub>, la temperatura se mantuvo en los 45 °C durante 19 días. En el caso de los tratamientos T<sub>1</sub>, T<sub>4</sub> y T<sub>7</sub>, la fase termófila se extendió durante quince días; mientras que en los tratamientos T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub>, T<sub>5</sub>, T<sub>8</sub>, T<sub>9</sub>, T<sub>10</sub>, T<sub>11</sub>, T<sub>12</sub> y T<sub>13</sub>, se extendió por veinte días aproximadamente. En el T<sub>6</sub> (Figura 5C) esta fase duró alrededor de once días. Estos períodos en rangos termófilos reflejan que esta fase es muy corta para este tipo de residuo debido a su composición química elemental (carbohidratos, lignina, polisacáridos, celulosa) y agentes estructurantes que presenta (Álvarez, 1997); en el cual existió una mayor oxigenación que intensificó la acción de los microorganismos termófilos y favoreció la alta temperatura alcanzada (52 °C), lo que a su vez permitió la degradación de las fracciones orgánicas más resistentes.

En los tratamientos T<sub>1</sub>, T<sub>4</sub> y T<sub>7</sub>, que presentaron la fase termófila después de transcurridos los primeros quince días del proceso, se evidenció que hubo una diferencia de estos con el resto de los tratamientos, demostrando que en aquellas mezclas donde la proporción de desechos vegetales fue mayor (80 %) tienden a compactarse y a producirse en ellas condiciones de anaerobiosis en ciertas áreas de la pila, formándose conglomerados que impidieron al principio una adecuada aireación, lo que repercute directamente en el descenso de la temperatura (Varnero *et al.*, 2011).

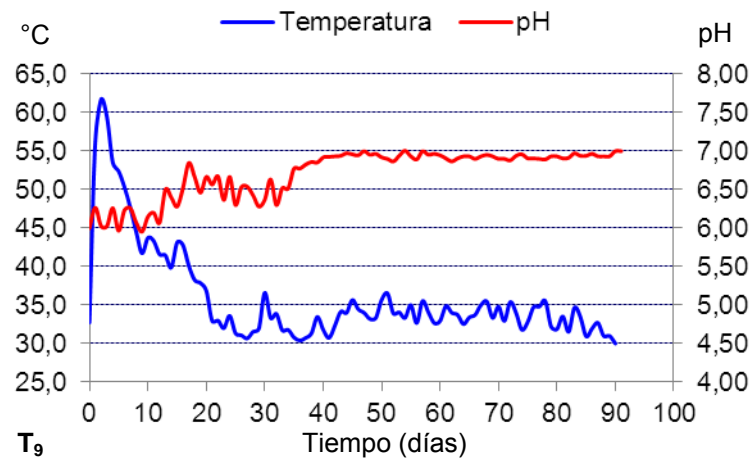
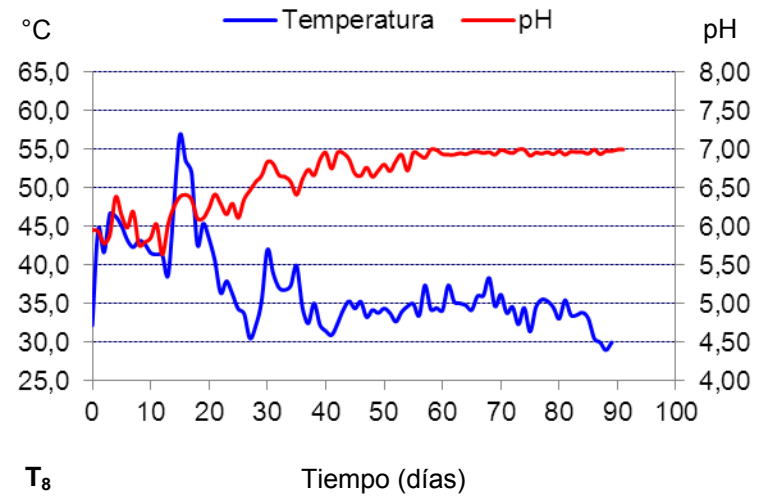
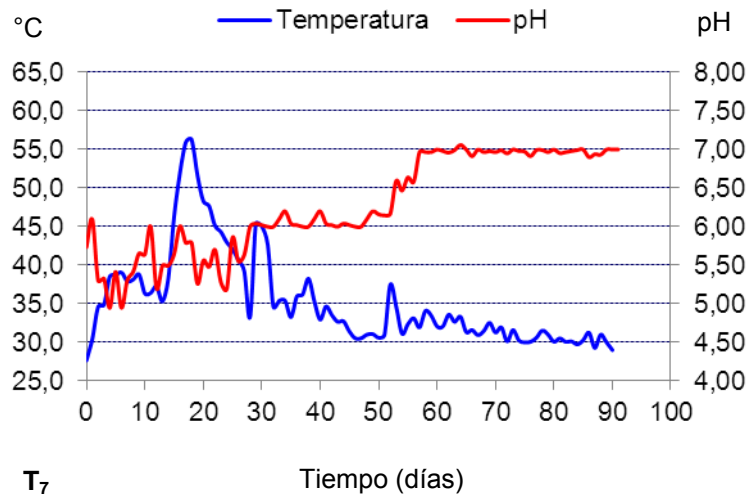


**Figura 4.** Temperatura y pH durante el proceso de compostaje de las mezclas de Bagazo de Caña de Azúcar (BCA) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná. T<sub>1</sub>) 20 % BCA + 80 % DV, T<sub>2</sub>) 50 % BCA + 50 % DV, T<sub>3</sub>) 80 % BCA + 20 % DV. Biomasa dispuesta en pilas estáticas con volteos quincenales. Promedio de tres repeticiones.

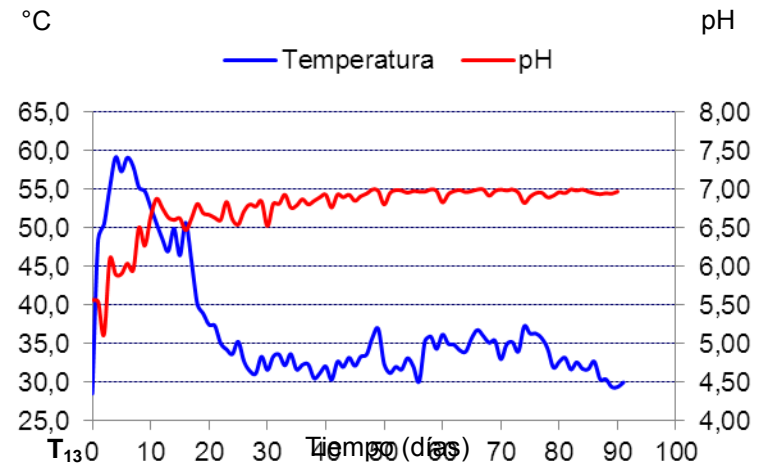
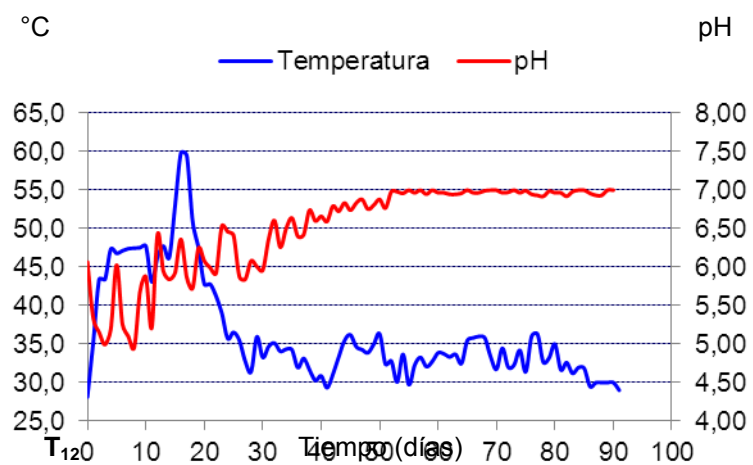
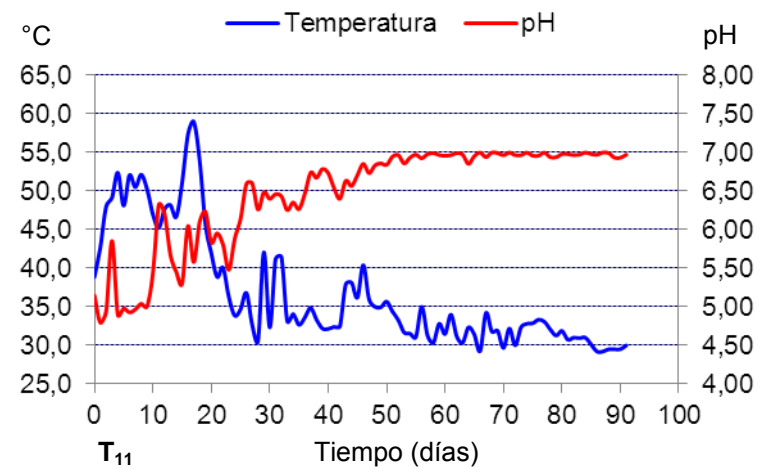
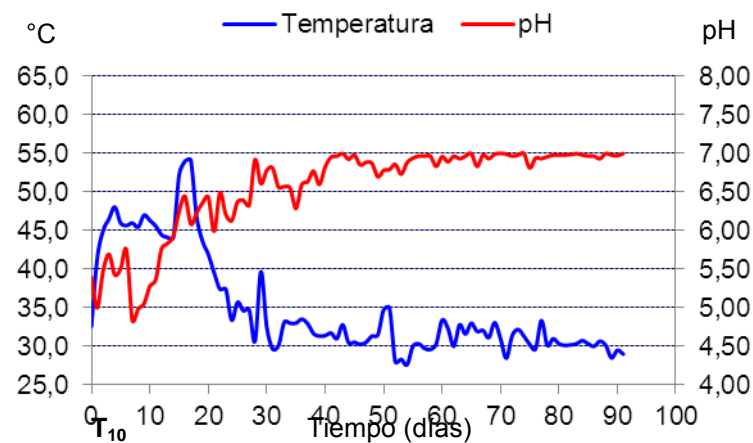


**Figura 5.** Temperatura y pH durante el proceso de compostaje de las mezclas de Aserrín (As) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná. T<sub>4</sub>) 20 % As + 80 % DV, T<sub>5</sub>) 50 % As + 50 % DV, T<sub>6</sub>) 80 % As + 20 % DV. Biomasa dispuesta en pilas estáticas con volteos quincenales. Promedio de tres repeticiones.





**Figura 6.** Temperatura y pH durante el proceso de compostaje de las mezclas de Estiércol Equino (EE) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná. T<sub>7</sub>) 20 % EE + 80 % DV, T<sub>8</sub>) 50 % EE + 50 % DV, T<sub>9</sub>) 80 % EE + 20 % DV. Biomasa dispuesta en pilas estáticas con volteos quincenales. Promedio de tres repeticiones.



**Figura 7.** Temperatura y pH durante el proceso de compostaje de las mezclas combinadas de Bagazo de Caña de Azúcar (BCA), Aserrín (As), Estiércol Equino (EE) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná. T<sub>10</sub>) 20 % BCA + 20 % As + 60 % DV, T<sub>11</sub>) 20 % BCA + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>12</sub>) 20 % As + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>13</sub>) 20 % BCA + 20 % As + 20 % EE + 40 % DV. Biomasa dispuesta en pilas estáticas con volteos quincenales. Promedio de tres repeticiones.

No se observaron temperaturas superiores a 70 °C que pudieran inhibir la actividad microbiana. Las temperaturas máximas alcanzadas en los tratamientos T<sub>9</sub> (Figura 6C), T<sub>11</sub> (Figura 7B), T<sub>12</sub> (Figura 7C) y T<sub>13</sub> (Figura 7D), al inicio del proceso, corresponden a la intensa actividad degradativa por parte de los microorganismos termófilos sobre los compuestos menos resistentes a la descomposición (Varnero *et al.*, 2011) y al contenido de carbono orgánico y lignina presente en los materiales, los cuales suministraron el sustrato necesario para la proliferación de los microorganismos responsables de la descomposición.

Según Acosta (2002), la actividad de los microorganismos que intervienen al inicio del proceso es máxima, como consecuencia de tener a su alcance gran cantidad de compuestos fácilmente biodegradables, tales como azúcares, lípidos, fenoles, ácidos orgánicos, etc. En este caso, probablemente se derive del residuo vegetal fresco presente en la mezcla.

El proceso de compostaje entró a fase de enfriamiento a partir de los 30-35 días; con excepción del tratamiento T<sub>6</sub> (80 % aserrín + 20 % desechos vegetales) que se dió a partir de los 10 días de iniciado el proceso de compostaje, posiblemente debido al agotamiento de nutrientes, a la disminución de las sustancias fácilmente biodegradables en los vegetales, provocando así la estabilización al final del proceso (Acosta, 2003; Moreno y Mormeneo, 2008).

Finalmente, el material en compostaje entró a fase de maduración y estabilización a partir de los 40 días, aproximadamente, para la mayoría de las pilas y en donde la temperatura fluctuó entre los 35-30 °C, para finalizar a los 90 días de estudio con temperaturas comprendidas entre los 30-29 °C, etapa en la que el material se enriquece de microorganismos benéficos para las plantas y que tuvo una duración entre seis a siete semanas. Coger *et al.*, 2001, observaron que después del día 40 la temperatura comenzó a disminuir hasta

los 27 °C, denominando esta fase de curación, y aseguran que se presenta cuando la temperatura del material se encuentra entre los 43-26 °C, datos muy similares a los encontrados en los compost producidos en esta investigación. La madurez del compost se alcanzó cuando las temperaturas se estabilizaron y se igualaron a la temperatura ambiente, lo que se logra en un período de 3 a 4 meses (Thivierge y Seito, 2005).

En todos los tratamientos se observó la aparición de actinobacterias al siguiente día del tratamiento, cuando la temperatura se encontraba entre los 30-50 °C, predominando estas bacterias a unos 15-30 cm de profundidad, presentando una textura aterciopelada de color blanco, e incluso en los tratamientos cuyas mezclas estaban conformadas por un 80 % de bagazo de caña (T<sub>3</sub>) se visualizó una abundante población de hongos sombreritos a partir del séptimo día de tratamiento. El micelio de este hongo puede crecer a temperaturas entre 0 y 35 °C, con temperatura óptima de 30 °C, en un rango de pH entre 5,5 y 6,5 y se ha observado que después de cosechar los cuerpos fructíferos de algunos hongos, en los materiales usados como sustratos las cantidades finales de hemicelulosa, celulosa y lignina se han reducido en un 80 %, sugiriendo que todos los materiales que contienen estos compuestos lignocelulósicos, pobres en nitrógeno, pueden ser usados como sustratos para hongos comestibles, tal es el caso de *Pleurotus* spp (Garzón y Cuervo, 2008).

Es importante señalar que a lo largo del proceso, como producto de los volteos de la biomasa en compostaje, se observaron picos de temperatura, e incluso, repeticiones de etapas meso y termogénicas, con temperaturas entre los 35-45 °C (Figuras 4-7). Posiblemente este comportamiento es debido a la presencia de materiales fuertemente resistentes como la lignina, celulosa y hemicelulosa, a las operaciones de aireación manual de las pilas, a la adición de agua mediante el regado frecuente, que favorecieron las poblaciones microbianas aeróbicas y desencadenaron alzas de las temperaturas con posteriores

descensos de las mismas, e igualmente a la activación de los organismos termófilos que sobrevivieron a las temperaturas más calientes, realizando la degradación de la celulosa (Varnero *et al.*, 2011).

Las temperaturas más bajas durante los procesos de compostaje en fase termófila se registraron en los T<sub>3</sub>, T<sub>4</sub>, T<sub>5</sub>, T<sub>6</sub> y T<sub>10</sub>, temperaturas comprendidas entre los 45-54 °C, con excepción del T<sub>5</sub> que se mantuvo en fase termófila con temperaturas de 45 °C, nivel mínimo aceptado para una fase termófila (Carrasco, 2007).

Las temperaturas de 35-40 °C se consideran apropiadas para eliminar patógenos, parásitos y semillas de malezas. Los bajos valores de temperatura alcanzados durante la evolución del compostaje podrían en parte atribuirse a la relación carbono-nitrógeno (C/N), lo que pudo incidir en la termogénesis del compostaje (INTEC, 1999). Por otro lado, las condiciones climáticas de la zona, por lo que el gradiente de temperatura favoreció la pérdida de calor de la pila y por último el aserrín, material que brindó porosidad y volumen a la pila, permitiendo mayor aireación al material de compostaje (T<sub>5</sub>) (Vento, 2000).

Según Dalzell *et al.*, 1991, la relación temperatura–tiempo es el factor más significativo en la causa de muerte de los patógenos, por encima de un cierto nivel de temperatura, una temperatura más alta por un período corto de tiempo o una temperatura más baja por un período más largo pueden tener el mismo efecto en contra de la supervivencia de los organismos patógenos. Esto se confirma en el presente estudio, al encontrarse temperaturas de 45 °C en el T<sub>5</sub> por un tiempo prolongado, lo que posiblemente aseguró la higienización del producto obtenido.

En los tratamientos T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub>, T<sub>7</sub>, T<sub>8</sub>, T<sub>9</sub>, T<sub>11</sub>, T<sub>12</sub> y T<sub>13</sub>, se registraron las temperaturas más altas que estaban por encima de los 50 °C, sugiriendo que se

eliminaron durante el compostaje los potenciales patógenos como hongos, esporas y semillas de malas hierbas. En el caso de T<sub>9</sub>, compuesto por 80 % de estiércol y 20 % de desechos vegetales, se presentó la temperatura más alta durante la fase termófila (63 °C), posiblemente, debido a la cantidad de carga microbiana presente en el material de partida. Estos datos se corresponden con los reportados por Pravia y Sztern (1999) y Tortarolo *et al.*, 2008, quienes señalan temperaturas entre 40 y 75 °C para mezclas similares, lo cual resulta conveniente para lograr una esterilización efectiva de patógenos, parásitos y semillas de malas hierbas (Pascual, 1995; Leifeld *et al.*, 2001; Pordomingo, 2003; Reategui *et al.*, 2006; Martínez *et al.*, 2008).

Coger *et al.*, 2001 determinaron que para la destrucción de patógenos se requiere que la temperatura sobrepase los 54 °C, manteniendo una adecuada ventilación; mientras que Pfaller *et al.*, 1994, Droffner y Brinton (1995), indican que durante el proceso de preparación del abono se requieren temperaturas de 60 °C durante tres semanas para conseguir la eliminación de microbios, en especial patógenos para el ser humano. De acuerdo a Suslow (1997), cuando la temperatura del material alcanza los 60 °C se requiere de una hora para provocar la mortalidad de una población inicial de un millón de células bacterianas, especialmente de *Escherichia coli* o *Salmonella*. MacGregor *et al.*, 1981 encontraron que las temperaturas óptimas, basadas en el máximo de descomposición, estuvieron dentro de un rango de 52-65 °C, coincidiendo con Bach *et al.*, 1984, McKinley y Vestalm (1984). Van Heerden *et al.*, 2002, sugieren que el logro de una temperatura de 55 °C o superior, por lo menos durante quince días es imprescindible para la inactivación de agentes patógenos.

Las altas temperaturas al inicio del proceso de compostaje están también fuertemente relacionada con la alta humedad inicial, lo cual fue suficiente para promover la vida en la pila y las bacterias pudieran realizar su función (Dalzell *et*

*al.*, 1991, a la materia fresca de las diferentes mezclas orgánicas que contienen carbono y nitrógeno, la celulosa de algunos materiales que son fuente de carbono transformables en azúcares y energía por las bacterias, las proteínas que son fuente de nitrógeno y permiten el desarrollo de las bacterias y, por último, la energía liberada en la descomposición del material, en el cual se desprende calor y por ende origina un aumento de la temperatura de la pila (Dalzell *et al.*, 1991).

Es importante mencionar que los tratamientos T<sub>1</sub>, T<sub>4</sub> y T<sub>7</sub>, al inicio del proceso, presentaron un exceso tanto de humedad como de aporte de nitrógeno, que trajo como consecuencia el desprendimiento de líquidos y compactación de la masa vegetal, restringiendo la circulación del oxígeno y, por ende, la ralentización de la actividad metabólica de los diferentes grupos de microorganismos aeróbicos que participan durante el proceso de compostaje, hecho que permite la proliferación de bacterias anaeróbicas y hongos que, además de ser los responsables de que el proceso libere malos olores, generan sustancias que pueden ser tóxicas para los cultivos (Bueno, 2003).

Las mezclas que estaban conformados por un 50 % de desechos vegetales (T<sub>2</sub>, T<sub>5</sub> y T<sub>8</sub>), a pesar de presentar una ligera generación de lixiviados por el lavado de los materiales productos de lluvias registradas al día siguiente de instalarse la abonera, no presentaron compactación del material y entraron rápidamente a fase termófila, muy probablemente motivado a que las mezclas presentaron un equilibrio de los parámetros físicos-químicos como la temperatura, porosidad, humedad, aireación, pH y una relación C/N adecuada, suministrando el sustrato necesario para la proliferación de los microorganismos responsables de la descomposición (hongos, bacterias, actinobacterias) (Acosta, 2002).

Al presentarse un equilibrio entre los restos orgánicos y los parámetros físicos-químicos, se facilitó el incremento continuo de la temperatura durante veinte

días consecutivos, estimulando el crecimiento, respiración y reproducción de un gran número de microorganismos, ya que son fuente de carbono y energía de rápida utilización y bajo costo (Pascual, 1995).

Los restos de tejidos vegetales frescos están constituidos por un 75 % de agua y un 25% de materia seca, formada a su vez por un 10 % de componentes minerales, siendo el resto componentes orgánicos como el oxígeno (90 %), seguido del nitrógeno, azufre, fósforo, potasio, calcio, magnesio, entre otros (Peña *et al.*, 2000). El bagazo de caña de azúcar y el aserrín son considerados materiales lignocelulósicos, ricos en azúcares y fibras, constituidos principalmente por celulosa, hemicelulosa y lignina (SICA, 2006), con un alto poder calorífico, unido a su composición química elemental (Díaz, 2008). Seguramente, estas características permitieron absorber y conservar el exceso de agua desalojado de los tejidos vegetales, logrando mantener los niveles de humedad dentro de la pila necesarios para ser utilizado como vehículos por los microorganismos en el transporte de nutrientes y elementos energéticos a través de su membrana celular, captando el oxígeno retenido en los intersticios del material poroso, facilitando así la descomposición aeróbica y la aceleración de la actividad microbiana (FAO, 1991).

En el caso del estiércol equino, éste es considerado como una fuente de reservas de nutrientes (N, P, K, Na, Ca, Mg, Fe, Zn) y de sustancias energéticas, que incluso puede sustituir al compost en caso de que no se disponga del mismo, pues mejora y aporta nutrientes al suelo cuando se aplica directamente (FAO, 1991; Jeavons, 1991; ANDFIASS, 1998). Bautista (1983), Fernández y Novo (1988), plantean que el estiércol sirve para introducir microorganismos muy activos para la descomposición de materia orgánica, los cuales establecen una sucesión biológica donde cada uno de los elementos que la integran compiten entre sí para ocupar un espacio vital dentro del medio en que se encuentran, degradando fácilmente los compuestos disponibles.



La condición de anaerobiosis en T<sub>1</sub>, T<sub>4</sub> y T<sub>7</sub> (aquellos tratamientos con 80 % de desechos vegetales), se presentó durante las primeras tres semanas de compostaje, debido a que el exceso de humedad desplazó el aire de los espacios libres existentes entre las partículas, redujo la transferencia de oxígeno y trajo consigo la compactación del material y la muerte o inhibición de los microorganismos aeróbicos implicados durante el proceso de descomposición, predominando así las bacterias anaeróbicas causante de los malos olores y de la disminución de la velocidad del proceso. En estas condiciones se desprende menos energía y evita que la temperatura se eleve lo suficiente (Domínguez *et al.*, 1996). Estos resultados coinciden con lo reportado por Méndez y Soto (2003), quienes sugieren que altos niveles de humedad limitan la buena oxigenación del proceso y puede facilitar una mayor pérdida de nitrógeno, tanto por una pobre actividad microbiana aeróbica, como porque se crean condiciones de reducción que favorecen la desnitrificación. En estos tratamientos la situación mejoró al realizarse los primeros volteos, suministrando a las pilas el oxígeno necesario para reiniciar la actividad de los microorganismos aeróbicos y controlar el exceso de humedad por evaporación, observándose el efecto chimenea que redujo el contenido de agua, aportó aire dentro de la pila e indujo la eliminación de huevos y larvas de moscas (Haug, 1993).

Generalmente el aire dentro de la pila se calienta y se satura en agua, desplazándose hacia arriba por efecto de su menor densidad y provoca un ligero vacío que produce la entrada del aire fresco desde el exterior. Esto posiblemente ocurrió en T<sub>1</sub>, T<sub>4</sub> y T<sub>7</sub>, donde la homogeneización del material, la redistribución de los microorganismos, la reducción del tamaño de las partículas por la trituración inicial de los materiales, la humedad y los nutrientes favorecieron el proceso de compostaje y brindaron nuevas superficie de ataque a los microorganismos (Barrena, 2006).

La relación C/N, también influyó fuertemente en las condiciones de anaerobiosis que presentaron T<sub>1</sub>, T<sub>4</sub> y T<sub>7</sub>, ya que para que exista un buen crecimiento de microorganismos en la pila, es necesario que haya un balance entre carbono y nitrógeno que son los macronutrientes más importantes para los microorganismos del compostaje. Las bacterias usan el carbono para su oxidación metabólica, parte lo convierten en dióxido de carbono que se libera al ambiente y otra parte lo combinan con nitrógeno para el crecimiento de sus células; cuando hay exceso de nitrógeno se libera como amoníaco, generando malos olores (Navarro s/f).

Según Acosta *et al.*, 2006, una relación C/N elevada, es decir una elevada cantidad de materiales ricos en carbono, disminuye la actividad biológica dentro de la pila de compostaje; mientras que una relación C/N baja, afecta menos el proceso, pero ocasiona que el exceso de nitrógeno se pierda en forma de amoníaco. En la tabla 3 se puede observar la relación C/N inicial para cada uno de los tratamientos en estudio. La baja relación C/N presente en T<sub>1</sub>, T<sub>4</sub> y T<sub>7</sub> (tratamientos ricos en desechos vegetales que aportan principalmente nitrógeno) aparentemente no afectó el proceso de compostaje, pero se evidenció la pérdida de nitrógeno por lixiviación y en forma volátil por los malos olores que desprendieron estas pilas, en las cuales proliferaron moscas (especialmente del vinagre o de la fruta y la mosca soldado). Además de las molestias causadas por estos insectos y sus consecuencias sanitarias, al considerar lo señalado por Tchobanoglous (1994), es posible que el exceso de nitrógeno en estos tratamientos limite la síntesis del material celular en los microorganismos, disminuya su crecimiento y retarde el proceso de estabilización de la materia orgánica, deduciéndose entonces que en alguna medida se afectó la calidad final del compost.

En el caso de T<sub>3</sub>, T<sub>6</sub> y T<sub>9</sub>, tratamientos que presentaron mayor proporción (80 %) de materiales de más lenta degradación (especialmente bagazo de caña de

azúcar y aserrín), es necesario adicionar más contenido de materia orgánica fresca y fácilmente biodegradable como residuos de pulpas de frutas, podas verdes, etc. (Eweis *et al.*, 1999). Esta suposición se sustenta en trabajos que afirman que la degradación de residuos frescos vegetales durante la fase termófila se caracteriza por un incremento del grupo de organismos dominantes en esta etapa (Van Heerden *et al.*, 2002).

**Tabla 3.** Relación carbono/nitrógeno (C/N) inicial de las mezclas de bagazo de caña de azúcar, aserrín, estiércol y desechos vegetales en cada uno de los tratamientos.

Tratamiento	Proporción de materiales orgánicos (% v/v)				Relación C/N inicial (*)
	DV	BCA	As	EE	
T <sub>1</sub>	80	20	-	-	22
T <sub>2</sub>	50	50	-	-	33
T <sub>3</sub>	20	80	-	-	43
T <sub>4</sub>	80	-	20	-	30
T <sub>5</sub>	50	-	50	-	53
T <sub>6</sub>	20	-	80	-	75
T <sub>7</sub>	80	-	-	20	18
T <sub>8</sub>	50	-	-	50	23
T <sub>9</sub>	20	-	-	80	27
T <sub>10</sub>	60	20	20	-	37
T <sub>11</sub>	60	20	-	20	25
T <sub>12</sub>	60	-	20	20	33
T <sub>13</sub>	40	20	20	20	40

DV: Desechos vegetales, BCA: Bagazo de Caña de Azúcar, As: Aserrín, EE: Estiércol Equino. \*: Relación C/N calculada en base a los contenidos de carbono total y nitrógeno total en cada uno de los componentes de la biomasa, según Schuldt (2006).

Es evidente que las biomásas con una relación C/N más adecuada (entre 30/1 y 40/1), presentaron una fase termófila de mayor duración. Es importante tener en

cuenta que la mejor opción al proyectar sistemas de compostaje es elaborar mezclas con materiales de diferente origen y que tengan características complementarias. De este modo, se consigue preparar sustratos con un equilibrio en el contenido de nutrientes, microorganismos y propiedades físicas y químicas que favorecen el proceso y permiten obtener una mejor calidad de compost (Cegarra, 1996). Dicha situación se corrobora con los resultados obtenidos en este estudio, ya que al conformarse mezclas combinadas de desechos vegetales, aserrín, bagazo de caña de azúcar y estiércol equino, en proporciones más adecuadas ( $T_{10}$ ,  $T_{11}$ ,  $T_{12}$  y  $T_{13}$ ), no se observó la generación de lixiviados, el desprendimiento de malos olores, la compactación del material y la fase termófila se inició rápidamente y con mayor duración. Las elevadas temperaturas alcanzadas indican que el proceso fue eficiente, asegurando que el compost a partir de estos materiales se encuentra libre de patógenos. Además, la aireación proporcionó niveles adecuados de oxígeno para el rápido crecimiento de los microorganismos típicos del compostaje (Ferrer *et al.*, 1993).

En esta investigación se pudo observar que el comportamiento de la temperatura presentó dos fases bien definidas. La primera se le puede definir como fase activa, se desarrolló en 30 días y se caracterizó por alcanzar etapas termófilas (63 °C) y de enfriamiento hasta valores de 30 °C. La segunda etapa, se le puede definir como curación, se inició a partir del día 40 y se caracterizó por la disminución de la temperatura, presentando fluctuaciones hasta estabilizarse a temperatura ambiente. Algunos autores como Hong *et al.* (1997) y Yáñez *et al.*, 2007, concuerdan con estos resultados.

## **pH**

El pH es el primer indicador sobre el estado nutricional del suelo, determina la presencia de microorganismos y los procesos bioquímicos en los que intervienen, junto con la disponibilidad de los nutrientes (Uribe *et al.*, 2001; Durán y Henríquez, 2007). Es un buen indicador de cómo ha evolucionado el

proceso degradativo (Domínguez *et al.*, 2001). Según algunos autores la evolución del pH en el compostaje presenta tres fases. Durante la fase mesófila inicial se observa una disminución del pH debido a la acción de los microorganismos sobre la materia orgánica más lábil, produciéndose una liberación de ácidos orgánicos. Eventualmente, esta bajada inicial del pH puede ser muy pronunciada si existen condiciones anaeróbicas, pues se formarán aún más cantidad de ácidos orgánicos. En una segunda fase se produce una progresiva alcalinización del medio, debido a la pérdida de los ácidos orgánicos y la generación de amoníaco procedente de la descomposición de las proteínas. En la tercera fase, el pH tiende a la neutralidad debido a la formación de compuestos húmicos que tienen propiedades tampón (Sánchez-Monedero, 2001).

En este estudio, al igual que la temperatura, el pH de la masa vegetal también sufrió variaciones (Figuras 4-7), al inició el pH de todos los tratamientos fue moderadamente ácido, alcanzando un pH final de 7. Estos resultados concuerdan con los reportados por otros investigadores (Vallini *et al.*, 1983; Faure y Deschamps, 1990; Ferrer *et al.*, 1997; Ferrer *et al.*, 2001; Varnero *et al.*, 2011). A medida que transcurría el tiempo, el pH se incrementó. Todos los compost aeróbicos obtenidos en este estudio tuvieron una estabilización del pH a partir de los 50 días, lo cual demuestra que hubo pérdida de ácidos orgánicos y liberación de amoníaco por efecto de la descomposición microbiana (Faure y Deschamps, 1990). El pH estuvo entre los niveles óptimos y adecuados para un buen crecimiento microbiano. De 4,5-7,0 para el crecimiento de hongos y de 6-7 para las bacterias (Aguar, 2006; Chandler, 2008).

Los valores de pH observados en los trece tratamientos en sus diferentes etapas tuvieron una tendencia de lo ácido a lo neutro; los cuales concuerdan con lo registrados por Melgarejo *et al.*, 1997; Castillo *et al.*, 2000; López-Jiménez *et al.*, 2003; Delgado *et al.*, 2004; Garg *et al.*, 2005; Singh *et al.*, 2005;

Gutierrez *et al.*, 2007, quienes reportaron valores que tienden a lo ácido o neutro en desechos de cocina y restos vegetales; los valores de pH en los compost obtenidos a partir de estos desechos presentaron valores iguales a pH neutro al finalizar el estudio. Además se encontraron en el rango de 6-8, sugerido como adecuado para una enmienda orgánica (Zucconi y De Bertoldi, 1987). Este comportamiento es ideal, pues una enmienda orgánica con pH neutro ayuda a la solubilización de los nutrientes y evita la formación de complejos químicos insolubles dentro del compost (Durán y Henríquez, 2007).

El descenso del pH en algunos tratamientos al iniciarse el estudio, en dependencia con la maduración de la enmienda, estuvo asociado a la formación de ácidos húmicos y fúlvicos (Larco, 2004), a la degradación de ácidos orgánicos y al efecto amortiguador de la materia orgánica (Delgado *et al.*, 2004), indicando una descomposición balanceada influenciada por la adecuada aireación del material que estimuló la actividad de las comunidades microbiológicas presentes en el material, facilitando la rápida transformación de los desechos en humus (Santamaría *et al.*, 2001; Durán y Henríquez, 2007).

En aquellos tratamientos que presentaron 50 y 80 % de desechos vegetales y el resto de bagazo de caña (T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub>) o aserrín (T<sub>4</sub> y T<sub>5</sub>), el pH descendió considerablemente de 5,4 a 4,6 a los cinco días de iniciado el estudio, con excepción de los tratamientos mezclados con un 50 y 80 % de desechos vegetales y estiércol que mantuvieron un pH inicial por encima de 6, resultados que concuerdan con los encontrados por Finstein y Morris (1975); Cárdenas y Wang (1980), quienes sostienen que durante las primeras horas el pH desciende ligeramente a valores de pH ácido para subir después a medida que el material se descompone y estabiliza, permaneciendo finalmente en valores en torno a 7,0-8,0.

Valores de pH ácidos indican la ocurrencia de procesos anaeróbicos en la biomasa en compostaje, caso que ocurrió inicialmente en T<sub>1</sub>, T<sub>4</sub> y T<sub>7</sub>,

consecuencia de condiciones anaeróbicas donde actúan las bacterias acidificantes, produciendo la emisión de malos olores, disminución en la velocidad del proceso y, por ende, la disminución del pH, a esto también se le atribuye el grado de acidez de los sustratos utilizados en la mezcla (Costa *et al.*, 1995; Domínguez, 2001).

Carnes y Lossin (1970); Nogales *et al.*, 1982 reportaron que en los primeros momentos del proceso de compostaje, el pH inicial puede sufrir un descenso, debido a que los microorganismos actúan sobre la materia orgánica más lábil, produciéndose una liberación de ácidos orgánicos. Corominas y Pérez (1994) informan que si la pila tiene zonas anaeróbicas se forman ácido butírico, acético y propiónico que reducen el pH.

La elevación posterior del pH estuvo muy relacionada con las subidas bruscas de la temperatura, coincidiendo con fases termófilas en todos los tratamientos, debido probablemente por la pérdida de nitrógeno en forma de amoníaco ( $\text{NH}_4^+$ ), consecuencia de la degradación de las proteínas y bases nitrogenadas, en las cuales las bacterias retoman su actividad (Carnes y Lossin, 1970; Nogales *et al.*, 1982), disminuyendo en la fase final o de maduración debido a las propiedades naturales de amortiguador o tampón de la materia orgánica (Graves, 2000).

### **Volumen (L)**

En las Figuras 8 y 9 se observan los volúmenes de reducción de la biomasa en cada una de las mezclas de bagazo de caña de azúcar, aserrín, estiércol y desechos vegetales. Inicialmente las pilas cónicas para cada uno de los tratamientos alcanzaron dimensiones de un metro de ancho y un metro de alto, con una capacidad total de 720 L de residuos orgánicos. A medida que transcurrió el tiempo estas medidas disminuyeron gradualmente, variando

significativamente el volumen.

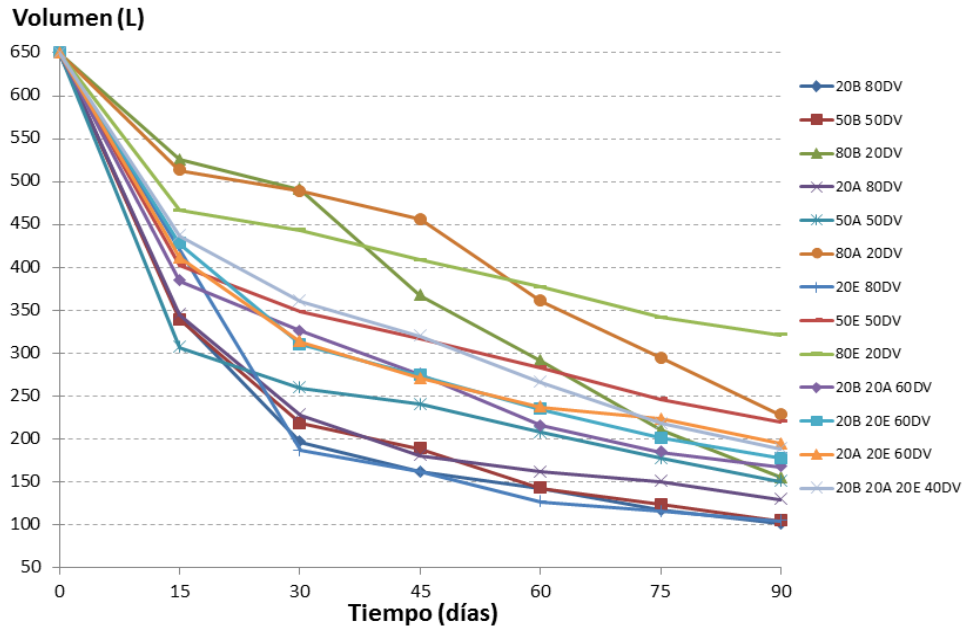
Todos los tratamientos alcanzaron una reducción total entre un 70 a 80 % del volumen inicial (Figura 9). Mayea (1992); García *et al.*, 1992); Frioni (1996), plantean que las pilas deben bajar de un tercio a un sexto o de un 20 a un 60% de su altura inicial; parámetro indicador físico, pero sobre todo visual muy importante porque le brinda al operador información para conocer si el compost ha llegado a la madurez.

Durante los primeros treinta días todos los tratamientos presentaron la mayor actividad microbiológica, en donde se observó una disminución notable en el contenido de cada pila. Una vez terminado este período, empezó la etapa de enfriamiento y la velocidad de descomposición de la materia orgánica fue menor en T<sub>6</sub> y T<sub>9</sub> (tratamientos con 80 % de aserrín y estiércol, respectivamente).

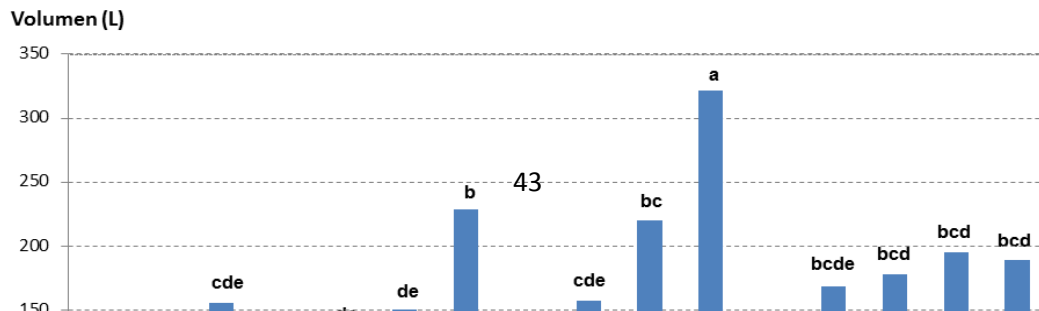
Los tratamientos cuyas mezclas estaban compuestas por bagazo de caña de azúcar y desechos vegetal (T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub> y T<sub>3</sub>), fueron los que obtuvieron el mayor volumen de reducción en comparación con el resto de los tratamientos; registrándose al finalizar el estudio un volumen total de reducción de 100 L para los T<sub>1</sub> y T<sub>2</sub>; mientras que el T<sub>3</sub> logró alcanzar un volumen de reducción total de 151 L. De acuerdo con la prueba de rango múltiple de Duncan ( $p \leq 0,05$ ), ambos tratamientos mostraron un comportamiento estadísticamente similar (T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub>); sin embargo, mostraron diferencias significativas con el resto de los tratamientos (Figura 9).

El volumen de reducción alcanzado por los T<sub>1</sub> y T<sub>2</sub> es debido posiblemente a la cantidad de sustancias de fácil degradación y al aporte de nitrógeno que en este caso fue proporcionado por los materiales orgánicos de partida, derivado del residuo vegetal fresco presente en la mezcla (Jenkinson, 1992; Acosta, 2002).





**Figura 8.** Volumen (L) durante el proceso de compostaje de las diferentes mezclas de bagazo de caña de azúcar (B), aserrín (A), estiércol equino (E) y desechos vegetales del Mercado Municipal de Cumaná (DV). Biomasa dispuesta en pilas estáticas con volteos quincenales. Promedio de tres repeticiones.



**Figura 9.** Volumen (L) de biomasa en cada una de las mezclas de bagazo de caña de azúcar (B), aserrín (A), estiércol equino (E) y desechos vegetales del Mercado Municipal de Cumaná (DV) a los 90 días de compostaje. Promedio de tres repeticiones. Letras distintas indican promedios estadísticamente diferentes (Duncan,  $p \leq 0,05$ ).

Estos actúan eficazmente como sustratos carbonados y nitrogenados disponibles a la flora termófila. Estas fuentes de nitrógeno proteicas o azúcares de bajo peso molecular se encuentran moderadamente ocluidas en los residuos orgánicos, los que al estar disponibles son rápidamente capturados por los microorganismos termófilos y compostados de una manera mucho más rápida (Úlle, 2009). A esto también se une la cantidad de agua aportada por los restos vegetales. Cabe resaltar que la mayoría de los restos de los tejidos vegetales frescos están constituidos por un 75 % de agua y un 25 % de materia seca, formada a su vez por un 10 % de componentes minerales, siendo el resto componentes orgánicos (Peña *et al.*, 2000).

El agua es necesaria para facilitar que los nutrientes estén disponibles a los microbios y para que estos puedan realizar sus procesos reproductivos, metabólicos y asimilativos. Según Pinto (2001), el agua es requerida para necesidades fisiológicas, solución de sustratos y sales, como medio de

colonización bacteriana y es determinante para el intercambio gaseoso. Corominas y Pérez (1994) dicen que a mayor contenido de humedad de los residuos mayor disponibilidad tienen los microorganismos (bacterias, hongos) implicados en la descomposición para captar el oxígeno en los intersticios del material y por lo tanto se facilitará la descomposición aeróbica.

Por otro lado, el bagazo de caña de azúcar por ser un material lignocelulósico constituido principalmente por celulosa, hemicelulosa y lignina (SICA, 2006), rico en fibras (10-16 %) con alto poder calorífico, unido a su composición química elemental (Díaz, 2008), poroso, con diámetro entre las partículas de 1,5 a 2,5 mm (Recio, 1998), le permitió absorber y conservar el exceso de agua desalojado de los tejidos vegetales, logrando mantener durante el proceso de compostaje los niveles de humedad dentro de la pila, necesarios para ser utilizado como vehículo por los microorganismos para transportar los nutrientes y elementos energéticos a través de su membrana celular que les permitió captar el oxígeno retenido en los intersticio del material, facilitando así la descomposición y la aceleración de la actividad microbiana (FAO, 1991).

Sin embargo, el T<sub>3</sub>, donde hubo una mayor proporción de bagazo de caña (80 %), el aporte de carbono fue mayor, éste al estar en forma de lignina-celulosa cuesta más biodegradarlo. La lignina, tanto por su estructura, resistente a la biodegradación, así como su participación en la formación de las sustancias húmicas, tiene una importancia capital en el desarrollo correcto del compostaje. Es decir, para que se produzca la degradación de la celulosa y hemicelulosa, la lignina debe ser degradada por lo menos en parte, lo que implica la necesidad de que enzimas ligninolíticas actúen para que se produzca correctamente el proceso de compostaje (Aguiar, 2006).

Los tratamientos cuyas mezclas estaban conformadas por aserrín y desechos vegetales (T<sub>4</sub>, T<sub>5</sub> y T<sub>6</sub>), según la prueba de Duncan ( $p \leq 0,05$ ), mostraron

diferencias significativas entre ellos; registrándose para el T<sub>4</sub> el menor volumen de reducción (130 L), seguido del T<sub>5</sub> quien obtuvo un volumen final de 150 L y el T<sub>6</sub> quien alcanzó, entre los tres, un volumen de reducción al finalizar el proceso de 240 L (Figura 9). El aserrín es un material rico en carbono al igual que el bagazo de caña, pero con muy poco aporte de nitrógeno, por lo tanto, tiene valores altos en la relación C/N. Al estar mezcladas con restos vegetales ricos en nitrógeno y humedad, las fibras de aserrín aportaron las condiciones necesarias para que los microorganismos llevaran a cabo el proceso de descomposición, lo que se corrobora con los resultados obtenidos en el T<sub>4</sub> y T<sub>5</sub>, con respecto a la disminución del volumen.

El aserrín, por ser un material de naturaleza absorbente y estructurante, tiene la capacidad de brindar volumen y porosidad a la pila, brindando una mayor aireación a la masa vegetal y, por lo tanto, evitó la falta de oxígeno dentro de la biomasa en compostaje. Esta situación resultó benéfica para los tratamientos T<sub>4</sub> y T<sub>5</sub>, pero desmejoró el proceso de descomposición en el T<sub>6</sub>, ocasionando una aireación excesiva dentro de la pila, lo cual trajo como consecuencia el enfriamiento de la masa vegetal con desecación y disminución de la actividad metabólica de los microorganismos (Zhu, 2006).

El contenido de carbono aportado por el aserrín en el T<sub>6</sub> (80 % A + 20 % DV), también influyó en el volumen de reducción total al finalizar el estudio (240 L). Tchobanoglous (1994) corrobora que cuando hay exceso de carbono en el proceso de descomposición, se limita la síntesis del material celular por parte de los microorganismos, disminuyendo su crecimiento y retardando el proceso de estabilización del material. Labrador (1996), manifiesta que cuando el exceso de carbono está asociado a valores altos de la relación C/N (en el caso de T<sub>6</sub> la relación C/N= 75), el proceso de compostaje se ralentiza ya que se utiliza menos materia orgánica verde que es la fuente primordial del nitrógeno, es decir, no existe el suficiente nitrógeno para el crecimiento óptimo de las

poblaciones microbianas, produciéndose una inmovilización de éste ( $\text{NH}_4^+$  o  $\text{NO}_3^-$ ) (Raviv *et al.*, 2002).

Cabe destacar, que cuando se hizo uso del estiércol equino en diferentes proporciones, hubo diferencias significativas entre los tratamientos, ya que los valores de reducción obtenidos fueron muy distintos a medida que avanzaba el tiempo (151 L para el T<sub>7</sub> y 230 L para el T<sub>8</sub>), siendo el T<sub>9</sub> quien obtuvo el menor volumen de reducción entre todos los tratamientos durante el estudio (330 L). El estiércol es una fuente de reservas de nutrientes y de sustancias energéticas, que incluso, puede sustituir al compost en caso de que no se disponga del mismo, pues mejora y aporta nutrientes al suelo (FAO, 1991; ANDFIASS, 1998), sirve para introducir cantidades adicionales de microorganismos y grandes reservas de sustancias energéticas (Bautista, 1983; Fernández y Novo, 1988). En este sentido, se supone que con un 80 % de estiércol, como en el caso del T<sub>9</sub>, existe una mayor cantidad de microorganismos que aceleren el proceso de degradación de toda la biomasa, por lo que se esperaría mayor reducción del volumen; no obstante, también se debe considerar que el estiércol aporta mayor cantidad de materia seca que los vegetales frescos ricos en humedad, razón por la cual se justifica una relación proporcional entre el contenido de estiércol y el volumen final de compost.

Fernández y Novo (1988) señalan que cuando se desarrolla la microflora que está representada por millones de microorganismos, se establece una sucesión biológica donde cada uno de los elementos que la integran compiten entre sí para ocupar un espacio vital dentro del medio en que se encuentran y por tanto a medida que el proceso va finalizando la supervivencia de los microorganismos es mayor donde es menor la competencia. Esta ralentización puede también contribuir en la menor disminución del volumen de descomposición en el T<sub>9</sub>. Durante la mineralización, gran parte del nitrógeno orgánico presente en el estiércol se pierde por volatilización como nitrógeno amoniacal, debido a las

altas temperaturas alcanzadas en etapa termófila (63 °C). Esta pérdida es esperada en materiales con baja relación C/N (Tabla 3), en los que parte del nitrógeno pudo pasar por amonificación y nitrificación. Es importante mencionar que el estiércol está constituido por un 70 % de nitrógeno orgánico (20 % está en forma de proteína y 30% en forma de urea y amoníaco) (Rhodes y Orton, 1974). En la amonificación, el nitrógeno orgánico almacenado en la masa vegetal es consumido rápidamente por los microorganismos, los cuales descomponen estos residuos con liberación de amoníaco. El nitrógeno pasará a formar parte de la biomasa de los microorganismos y, cuando estos mueren, el nitrógeno orgánico se libera como amoníaco (rico en nitrógeno y contiene aproximadamente un 82 % de este componente); mientras que durante la nitrificación parte del nitrógeno pasa a forma de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ), permaneciendo en el compuesto o incorporado en el propio citoplasma microbiano (inmovilización) (Kicchl, 1985).

Aguiar (2006), señala que los microbios usan el carbono para su oxidación metabólica, una parte la convierten en  $\text{CO}_2$  y otra la combinan con nitrógeno para sus células. Cuando el carbono está en moléculas de lignina o celulosa cuesta biodegradarlo, es decir, no puede ser utilizado de inmediato por los microorganismos. El nitrógeno es necesario para el crecimiento de las células y cuando está en exceso se libera como amoníaco y cuando hay escasez se retarda el compostaje. En este caso, los microorganismos se terminan el carbono y el nitrógeno lo dejan ir en forma de amoníaco por volatilización al encontrarse en exceso.

Al realizarse mezclas con combinaciones más adecuadas de cada uno de los sustratos ( $T_{10}$ ,  $T_{11}$ ,  $T_{12}$  y  $T_{13}$ ) se registraron volúmenes de reducción entre los 160-190 L con mínimas diferencias significativas entre cada uno de los tratamientos (Figura 9). Teniendo en cuenta que un material por si solo puede presentar algunas restricciones químicas, físicas o biológicas, se sugiere que en

una pila, dos o más residuos sean mezclados, de esta forma se permite que las desventajas que algún residuo pudiera presentar, sean compensadas con las ventajas que otro residuo tenga. Por ejemplo, aquellos materiales que se caracterizan por presentar factores desfavorables como altas relaciones de C/N (caso del aserrín y otros materiales fibrosos), pueden enriquecerse con otros materiales cuyo contenido nutrimental, agua y relación C/N, sean más favorables (Castillo, 1999).

Resulta claro que los tratamientos que presentaron un contenido mayor de residuos vegetales (50 y 80 %), mostraron una velocidad mayor de descomposición, seguidos de aquellos tratamientos que presentaron combinaciones de dos o más residuos, a diferencia de aquellos con mayor proporción (80 %) de bagazo de caña, estiércol y aserrín, en donde se observó una lenta degradación. Los materiales blandos como tomate y frutas, hojas verdes como la lechuga, espinaca y repollo, tienden a descomponerse en un promedio de veinte días, a diferencia de los vegetales fibrosos y duros como papas, ocumos, yuca y hojas de mazorcas de maíz, que requieren una composta no menor de cuarenta días. En éste estudio los materiales que más tardaron en descomponerse fueron las cáscaras de frutos cítricos como la naranja, la parchita, mandarina y algunas cáscaras de yuca y restos de verduras como el ocumo y hojas de mazorca; los cuales requieren de un tiempo más prolongado para su total degradación ([www.manualdelombricultura.com](http://www.manualdelombricultura.com)).

Los resultados obtenidos en esta investigación, de acuerdo con la variable del volumen de reducción de la biomasa, establecieron que la velocidad con que ocurrieron la descomposiciones de los residuos en cada una de las mezclas estuvieron en dependencia con la naturaleza física y química de la materia orgánica, de los microorganismos que intervienen y de las condiciones fisico-químicas del proceso (humedad, aireación, temperatura, relación C/N y pH) (Michel *et al.*, 2004). El carbono proporciona una fuente de energía y además

constituye aproximadamente el 50 % de la masa de células microbiana, es necesario en la síntesis celular para la formación del protoplasma, así como la de los lípidos, grasas y carbohidratos. Durante el metabolismo se oxida para producir energía y anhídrido carbónico. El nitrógeno es un componente crucial de las proteínas, de los ácidos nucleicos, aminoácidos, enzimas y de las coenzimas necesarias para el crecimiento y la funcionalidad de la célula (Brock y Madigan, 1991; Díaz *et al.*, 2004; Michel *et al.*, 2004).

Es muy importante realizar una mezcla óptima de materiales antes de comenzar un proceso de compostaje, considerando los aportes de cada material y las condiciones físico-químicas resultantes en la biomasa con la que se inicia el proceso (Palmero, 2004). Se debe tomar en cuenta que los materiales verdes presentan abundancia de nitrógeno y favorecen el aumento de la velocidad de descomposición, pero no generan gran cantidad de producto; sin embargo, materiales secos contienen mucho carbono, sirven para mejorar la aireación de la pila y se descomponen lentamente, incrementando el volumen final del compost ([www.compostadores.com](http://www.compostadores.com)). Las mezclas con valores bajos en la relación C/N, conducen a tener un exceso de nitrógeno disponibles y mayores pérdidas en forma de amoníaco, dentro de los gases que se desprenden en el proceso de compostaje; mientras que mezclas con valores altos en la relaciones de C/N, dilatan la biodegradación de residuos ricos en carbono (Sommer y Dahl, 1999; Tiquia y Tam, 2000; Pagans *et al.*, 2006).

En general, la relación C/N es un parámetro muy importante a evaluar, pues este dará a conocer si existe un adecuado proceso de mineralización de la materia orgánica, además deberá mantenerse equilibrado para permitir el éxito del metabolismo de los diferentes microorganismos presentes durante el proceso (López, 1993; Cuadernos Avícola, 2000; Chang *et al.*, 2005).

La información presentada por Dalzell *et al.*, 1991; Hong *et al.*, 1997 y Mirsa *et al.*, 2003, sugiere que para la obtención del compost final, el proceso requiere



probablemente de un periodo adicional próximo a los dos meses luego de finalizar la etapa termófila, para terminar el proceso activo de degradación y el período de maduración.

## **Lixiviados**

Durante el proceso de composteo de desechos sólidos, se producen líquidos llamados lixiviados, los cuales poseen una elevada concentración orgánica. Los lixiviados resultan de la percolación de líquidos producidos durante la descomposición de la materia orgánica, así como del lavado ocasionado por la infiltración del agua pluvial o adicionada, con el objeto de mantener los valores óptimos de humedad en el proceso (Díaz *et al.*, 1993).

Granatstein (2002), define un lixiviado como “líquido que se desprende de la pila de la composta expuesta al agua, cuando la capacidad de retención de humedad de la pila es excedida”. Sin embargo, Gómez *et al.*, 2004, sostienen que un lixiviado es un líquido que se ha filtrado a niveles inferiores de un suelo mediante el drenaje, arrastrando nutrientes, sales minerales y otros compuestos orgánicos. En consecuencia, entre menos lixiviados se producen, la calidad nutrimental de la composta podría ser mejor, ya que habrá menos arrastre y pérdidas de sustancias nutritivas.

El volumen de lixiviado producido está en función del área ocupada por la pila de composta, de la porosidad del material en la pila, del volumen de agua adicionado para controlar la humedad, de la precipitación pluvial y del tiempo del proceso. Estas variables dependen de la forma de operación del proceso y éste a su vez de las características del desecho. La concentración de los contaminantes orgánicos en el lixiviado depende, fundamentalmente, del tiempo del proceso y de la capacidad de carga de los residuos (Díaz *et al.*, 1993).

Durante el desarrollo de esta investigación se produjeron lixiviados de forma periódica en algunos tratamientos. Los lixiviados se generaron al momento de instalarse las aboneras como consecuencia del exceso de humedad aportado por los residuos de los vegetales frescos (75 %) (Peña *et al.*, 2000). Esta fuga de líquidos dejó de observarse cuando la humedad se redujo por medio del suministro de oxígeno mediante las operaciones de volteos (Cabrera *et al.*, 2004). Es importante mencionar que los lixiviados fueron observados en abundancia cuando el proceso se encontraba en fase meso y termogénica, desapareciendo por completo al finalizar la fase termófila.

La generación de lixiviados se presentó con mayor abundancia en aquellos tratamientos donde la cantidad de residuos vegetales fue mayor (80 %) (T<sub>1</sub>, T<sub>4</sub> y T<sub>7</sub>), con una duración prácticamente de dos meses; sin embargo, en las mezclas cuyas combinaciones presentaron un 60 % de vegetales frescos (T<sub>10</sub>, T<sub>11</sub> y T<sub>12</sub>), la cantidad de lixiviados observada fue mínima y con una duración de uno o dos días. Cabe resaltar que estos líquidos, al momento de formarse las pilas, el material estaba fresco, blando, a temperatura ambiente y presentando un color rosado intenso producto de la trituración de los restos vegetales, desprendiendo un olor agradable (fuertes aromas de verduras, frutas y hortalizas combinadas), el cual trajo como consecuencia la proliferación de insectos. Al transcurrir los cinco primeros días del proceso, estos líquidos tomaron una coloración negro intenso, cubiertos por un manto blanquecino y espumoso producto del ataque de levaduras, con olor fuerte y penetrante, el cual fue indicativo de condiciones de anaerobiosis en la pila de compostaje (Driver, 2002).

Las condiciones climáticas de la zona también ejercieron una fuerte influencia en cuanto al desprendimiento de lixiviados; ya que al inicio de instalarse la pila se presentaron lluvias fuertes que contribuyeron con el lavado y el drenaje del exceso de humedad de los materiales, arrastrando con ellos gran cantidad de

larvas de moscas, hongos y sustancias nutritivas (Anexo 5), situación que mejoró a las 3-4 semanas de iniciado el estudio. Por influencia de los primeros volteos con agitación vigorosa se logró homogeneizar el material (mezclas de partículas externas con las internas), el cual proporcionó una mejor aireación y como consecuencia una mejor circulación del aire y secado de la masa vegetal dentro de la pila, estimulando así la acción de los microorganismos, el aprovechamiento total de los residuos y la aceleración de la descomposición de la materia orgánica y sobre todo logró mantener la concentración de oxígeno, la porosidad, la temperatura y humedad uniforme en todas las pilas de los residuos (Pomares y Martínez, 1986; ANDFIASS, 1998).

El olor putrefacto desprendido de las pilas de T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub>, T<sub>4</sub>, T<sub>5</sub>, T<sub>6</sub>, T<sub>7</sub> y T<sub>8</sub>, se encuentra relacionado con el exceso de humedad, carbono y nitrógeno presentes en los sustratos, a la compactación del material, a la expulsión del aire de los vacíos existentes en la pila de los residuos con desprendimiento de gases como sulfhídrico y mercaptanos que promueven la muerte de algunos microorganismos, a las condiciones anaeróbicas que predominaron durante el inicio del proceso, con el dominio de bacterias anaeróbicas facultativas y de hongos responsables de que el proceso genere malos olores e incluso putrefacción (López, 1993; Santa Coloma *et al.*, 2000). La pérdida evaporativa del agua producto de las radiaciones solares intensas y el aumento de la temperatura dentro de la pila, también contribuyen a generar emanaciones de malos olores (Mathur, 1991). El resto de los tratamientos no generaron lixiviados, situación atribuible a la mezcla proporcional de materiales con condiciones físico-químicas que favorecen la aireación y el intercambio oportuno de los gases que se generan durante la etapa termófila. En consecuencia el suelo no recibió aportes con potencial contaminante, como ocurre con el manejo actual de los vertederos municipales, lo cual minimiza la reproducción de vectores, parásitos y la generación de malos olores. Estos resultados coinciden con los reportados por Yáñez *et al.*, 2007.

Para mantener la consideración de que las compostas son una actividad ambientalmente benéfica, algunos autores consideran necesaria la pavimentación de la base de la composta para poder canalizar, controlar o tratar los lixiviados y, de esta forma, evitar el impacto ecológico. De llevarse a cabo procesos de compostaje empleando mezclas de residuos sólidos con altas proporciones de restos vegetales sobre suelos desnudos, estos deben ser impermeables y que impidan la filtración de líquidos hacia capas internas del suelo que pudieran estar en contacto con reservas de agua o simplemente cavar hoyos en los cuales se puedan colocar recolectores o recipientes para recoger los lixiviados y así evitar el contacto con el agua o encharcamientos en lugares con topografías irregulares (Yáñez *et al.*, 2007).

Desde una perspectiva ambiental, es importante subrayar que las sustancias contenidas en los lixiviados se mueven dentro del suelo, de acuerdo como se mueve el agua de escurrimiento, obedeciendo a los fenómenos de infiltración, percolación, evaporación, difusión y advección. Así es que al momento de instalar la composta es conveniente considerar el suelo, la pendiente y la cercanía a cuerpos de agua (INE, 2006).

Restrepo (1998), sostiene que el control de generación de lixiviado es un factor importante debido a los posibles contaminantes que generan durante el compostaje de residuos agrícolas como el nitrógeno en forma de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ). Las pilas almacenadas y en proceso de maduración son fuentes potenciales de nitratos. La lixiviación de nitrógeno a través del suelo puede contaminar las fuentes de suministro de agua, esto implica problemas sanitarios si el agua es usada para el consumo humano. No obstante la importancia del impacto de los lixiviados al entorno, está vinculada ampliamente con la dimensión de la composta y con la humedad adicionada a ella. Asimismo, si se producen líquidos, estos pueden ser reutilizados para regar la pila como lo realizado en

este estudio o simplemente inocular nuevas pilas de compostaje, como activadores o para la elaboración de té que suministran nutrientes para las plantas (Granesteins, 2002).

Los extractos o lixiviados han sido considerados, tradicionalmente, como una alternativa de fertilizante líquido orgánico. Recientemente, estos materiales están siendo utilizados para el control de plagas y enfermedades, por lo que se han realizado estudios para conocer los componentes responsables de su capacidad de combatir patógenos (Chalker, 2001). En este sentido, investigaciones realizadas en los Estados Unidos (Hoitink *et al.*, 1997), Alemania (Brinton y Tränkner, 1996) y Japón (Adam, 1998), utilizando diferentes lixiviados de compost, han demostrado su potencial en la protección de cultivos a un amplio rango de enfermedades, como es el tizón de la papa o tomate, el mildiu polvoriento y el *Fusarium* en manzano. En cuanto a la composición microbiana presente en los extractos, se determinó que bacterias, hongos y protozoarios son componentes del compost que junto con sustancias químicas, como fenoles y aminoácidos (Wickland *et al.*, 2001), inhiben las enfermedades a través de varios mecanismos, tales como, aumento en la resistencia de la planta a la infección, antagonismo y competición con el patógeno, entre otros (Hagen, 2000).

Los lixiviados tienen una gran abundancia y diversidad de microorganismos benéficos, por lo que no son considerados pesticidas *per se*, cuyo objetivo, es el de competir con otros microorganismos por espacio, alimentación y su sitio de infección en caso de patógenos (Ingham, 2001). Otros contienen químicos antimicrobianos que producen la inhibición del crecimiento de hongos. Dada la gran variedad de lixiviados es muy difícil determinar el número de microorganismos benéficos presentes (Chalker, 2001). Una vez aplicado el lixiviado a la superficie de la hoja, los microorganismos benéficos ocupan los nichos esenciales y consumen los exudados que los microorganismos

patogénicos deberían consumir, interfiriendo directamente en su desarrollo (Driver, 2002).

En cuanto a la terminología que se aplica a los lixiviados, extractos de compost y té de compost, sabemos que los lixiviados de compost se producen directamente de las pilas, son ricos en sustancias nutritivas y contienen microorganismos cuando son extraídos al principio del compostaje y se caracterizan por una coloración negruzca. Se citan varios efectos de los lixiviados para suprimir enfermedades, inhibición de la germinación de las esporas en plantas enfermas, detención de la expansión de la lesión en la superficie de la planta, competencia con los microorganismos por alimento y nutrientes, depredación de los microorganismos que causan la enfermedad, eliminación de los organismos con la producción de antibióticos que incrementan la salud de la planta y, con esto, su habilidad de defensa a las enfermedades (Hébert, 1999).

Estos investigadores coinciden en que el éxito de estos productos radica principalmente en la forma de preparación, calidad del compost, clases de microorganismos presentes durante la fermentación, forma como se almacenen los biopreparados y método de aplicación. En todo caso, la presencia de lixiviados en las pilas de compostaje debe ser motivo de preocupación por parte de los operadores, a fin de poner en práctica estrategias de minimización de los impactos sobre el ambiente local y la posibilidad de aprovechamiento estos subproductos del compostaje.

### **Color y olor**

Otros parámetros que brindaron criterios sobre el estado de descomposición alcanzado por los residuos, fueron el color y el olor de la biomasa en compostaje. Los cambios que se produjeron en los residuos hasta su

transformación en compost fueron muy evidentes. Al inicio se distinguieron bien los colores entre los restos frescos, pero paulatinamente se volvieron de un color más oscuro. Los aromas de verdura y fruta se combinaron rápidamente, de acuerdo con la intensidad de la actividad biológica. Cuando la pila no tuvo suficiente oxígeno, el proceso se transformó en anaeróbico y se produjeron olores ofensivos (Flores y Carranza, 2004).

A lo largo del estudio se dieron cambios resaltantes en el color y olor de los materiales en las diferentes etapas del proceso de compostaje. Durante la fase mesófila el color de los materiales se encontraba aún fresco, observándose la heterogeneidad de cada uno de los elementos que conformaban la pila con un olor agradable a frutas, verduras y hojas frescas que impregnaban el ambiente cercano. Al siguiente día todos los tratamientos estaban cubiertos por un manto blanquecino aterciopelado que cubrían totalmente las cáscaras de frutos, verduras, entre otros, debido a la presencia de hongos y bacterias responsables de realizar en primer lugar la descomposición, específicamente por las levaduras (la mayoría viven en ambientes ricos en azúcares responsables de llevar a cabo fermentaciones alcohólicas) ([www.compostadores.com](http://www.compostadores.com); Sztern, 1999).

A medida que transcurrió el tiempo, todas las mezclas alcanzaron una coloración marrón claro (con distintas tonalidades) que se iban tornando cada vez más oscuro con el paso de los días, e incluso, el olor también sufrió modificaciones, percibiéndose en el ambiente olores fuertes a fermentación.

Transcurridos los primeros quince días, en los tratamientos T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub>, T<sub>4</sub>, T<sub>5</sub>, T<sub>7</sub> y T<sub>8</sub> se pudo observar una coloración negro-verdoso intenso (Anexo 6) de consistencia pastosa con olor fuerte penetrante a limón agrio durante las operaciones de volteo, producto de respiraciones anaeróbicas (degradación por la vía de putrefacción, generación de dihidruro de azufre (SH<sub>2</sub>)) y a la gran

cantidad de cáscaras de frutas cítricas (naranjas, parchitas, mandarinas), presentes en las mezclas, disminuyendo esta condición a medida que avanzaba el proceso.

García y Martínez (2005), durante su estudio registraron que al inicio del proceso el color del compost era marrón claro, tornándose cada vez más oscuro con el paso del tiempo y en cuanto al olor se presentó un olor a grasa rancia fuerte y penetrante durante todo el proceso de compostaje que, después de transcurridas tres semanas, fue disminuyendo hasta hacerse prácticamente inodoro.

Finalizando el proceso de compostaje, durante la fase de maduración y estabilización, se pudo observar que los tratamientos presentaron tres tonalidades distintas (negro intenso, marrón oscuro y marrón claro). Los tratamientos que presentaron el color negro intenso fueron los T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub> y T<sub>4</sub>, los T<sub>5</sub>, T<sub>7</sub>, T<sub>8</sub>, T<sub>9</sub> y T<sub>10</sub> un color marrón oscuro y el resto de los tratamientos un color marrón claro muy similar a chocolate (T<sub>6</sub>, T<sub>11</sub>, T<sub>12</sub> y T<sub>13</sub>) (Anexo 7) con olor agradable, semejante a tierra de bosque, posiblemente como consecuencia de la presencia de actinobacterias del género *Streptomyces*. Estas colonias bacterianas de aspecto harinoso y color blanco grisáceo fueron reconocidas en las últimas etapas del compostaje, entre los primeros 15-30 cm de profundidad, las cuales producen una serie de metabolitos llamados geosminas responsables de dar ese olor característico a tierra mojada y con una textura fina y muy suave (Brock y Madigan, 1991; Trautmann y Olynciw, 2000).

La coloración del compost estuvo en dependencia con la proporción de carbono y nitrógeno presentes en los materiales de partida y al grado de maduración. De esta manera, aquellos materiales que aportan mayor cantidad de carbono o nitrógeno tomarán al finalizar del proceso una coloración más oscura, todo dependerá de las mezclas que se realicen con los sustratos orgánicos y el



equilibrio en el contenido de nutrientes al momento de realizar el proceso de compostaje (Silva *et al.*, 1998).

### **Factores bióticos y/o abióticos asociados con c/u de las etapas del compostaje**

En todo proceso de compostaje la degradación de la materia orgánica es llevada a cabo por una amplia gama de microorganismos aeróbicos que entregan un producto final estabilizado, higiénico, libre de olores y sin microorganismos patógenos, rico en sustancias húmicas, fácil de almacenar y comercializar como enmienda orgánica, abono o sustrato (Grube *et al.*, 2006).

Los microorganismos del compostaje varían continuamente en función de los factores bióticos y/o abióticos como la evolución de la temperatura, disponibilidad de nutrientes, concentración de oxígeno, contenido de agua, pH, clima, tipo de suelo, entre otros (Barrena, 2006), condiciones que durante el desarrollo del presente estudio promovieron el crecimiento y reproducción de un gran número de organismos que participaron en el proceso de descomposición de la materia orgánica en un período de 90 días.

Cabe resaltar que durante el desarrollo del proceso no se pudo realizar una medición directa de la actividad microbiana, debido a que no se contó con el equipo y herramientas necesarias para determinar la concentración de O<sub>2</sub> o CO<sub>2</sub> dentro de las pilas. Por tal razón, se utilizaron indicadores como el pH y la temperatura (monitoreo diario) para lograr estimar mediante una relación de estos datos, el tipo de poblaciones y su actividad biológica. De acuerdo con los resultados reportados por otros investigadores (Dalzell *et al.*, 1991; Gregory, 1993; Santamaría *et al.*, 2001; Sánchez, 2009), en comparación con los obtenidos en este estudio a través de la dinámica de la temperatura y el pH, fue evidente corroborar que en el proceso de compostaje participaron en la

descomposición de los residuos vegetales bacterias, hongos (mohos y levaduras), actinobacterias e invertebrados (Tablas 5 y 6).

En los tratamientos con menos de 80 % de desechos vegetales, el contenido de humedad al inicio del ensayo fue propicio para la actividad de las bacterias aeróbicas y, en cuanto a la temperatura, las bacterias mesófilas son favorecidas en la fase inicial, debido a que su actividad metabólica generó altas temperaturas para favorecer a la flora bacteriana de la fase termófila. En la fase de estabilización, las bacterias mesófilas se encontraron en mayor proporción que las termófilas (Polanco, 2004), quedando demostrado que la dinámica poblacional bacteriana depende de la interacción compleja de factores físico-químicos y del manejo involucrado en el proceso de degradación de los residuos orgánicos (Sánchez, 2009).

La tabla 4, muestra un resumen y la evolución de las especies presentes durante el proceso de descomposición aeróbica de los residuos vegetales generados en el mercado municipal de Cumaná. Durante fase mesófila (29-40 °C), se observó la presencia de mohos, levaduras y actinobacterias. Al día siguiente de iniciado el proceso de compostaje, todas las pilas estuvieron cubiertas por un manto blanquecino aterciopelado, debido a la actividad metabólica de mohos y levaduras. Es importante mencionar que en los tratamientos T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub>, T<sub>4</sub>, T<sub>5</sub>, T<sub>6</sub> y T<sub>7</sub> (biomasas conformadas por 50 y 80 % de desechos vegetales), las levaduras fueron abundantes y muy visibles con una apariencia espumosa sobre los líquidos desprendidos en estas pilas de compostaje (Sztern y Pravia, 1999).

Los mohos se caracterizaron por presentar una textura vellosa, aterciopelada de color blanco grisáceo que envolvían a los restos de desechos vegetales, presentándose con una coloración amarillo-verdoso sobre las cáscaras de frutos cítricos como la naranja, mandarina, parchita, que con el paso de los días

fue adquiriendo una coloración negro intenso ([www.compostadores.com](http://www.compostadores.com)).

Las actinobacterias, a diferencia de las levaduras y los mohos, estuvieron presentes a partir del séptimo día en todos los tratamientos, siendo baja su actividad durante esta fase. Así mismo, se pudo asegurar de acuerdo a los resultados descritos en el análisis de la dinámica de la temperatura y el pH, la participación de las bacterias, ya que como en todo proceso de fermentación estas liderizan el proceso logrando descomponer rápidamente las sustancias más lábiles (Acosta, 2006). Sin embargo, en los tratamientos T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub>, T<sub>4</sub>, T<sub>5</sub>, T<sub>6</sub> y T<sub>7</sub>, fueron las bacterias anaeróbicas facultativas las que predominaron por corto período de tiempo en la descomposición de la materia orgánica, debido a las condiciones de anaerobiosis imperantes en los camellones de compostaje, producto del exceso de humedad aportado por la proporción elevada de restos vegetales triturados (Sztern y Pravia, 1999).

**Tabla 4.** Resumen y evolución de factores físicos y biológicos presentes durante el proceso de descomposición aeróbica de los residuos vegetales generados en el mercado municipal de Cumaná.

Fase	Tiempo	Temperatura/pH	Evolución de factores físicos y biológicos
Residuos frescos	> 1 día	28-32 °C, pH= 6	Desprendimiento de lixiviados, visita de insectos adultos y ovoposición.
Fase Mesófila	15 días	29-40 °C, pH= 4,5 a 6	Insectos, eclosión de huevos, larvas, mohos, levaduras, actinobacterias, hongos sombreritos, hormigas, arañas, escarabajos, cochinillas, desprendimiento de lixiviados.
Fase termófila	19 a 21 días	40-63°C, pH= 5,6 a 7,1	Huida de insectos, destrucción de larvas y huevos de insectos, actinobacterias, levaduras, hongos sombreritos, mohos, aves (torditos, angoletas), disminución de los lixiviados, higienización del compost.
Fase de enfriamiento	15 días	Decae la T°, pH= 7	Población abundante de actinobacterias, surgimiento de la macrofauna: escarabajo, cochinillas, ciempiés, hormigas
Fase de maduración	34 días	40-29°C, pH= 7	Abundantes actinobacterias y macrofauna: tordos, cochinillas, ciempiés, hormigas, arañas, pescaditos de platas, tijeretas, entre otros.

Las condiciones de anaerobiosis facilitó la proliferación de insectos como la mosca doméstica (*Musca domestica*), la mosca verde botella (*Calliphora* spp.), la famosa mosca de la fruta o del vinagre (*Drosophila melanogaster*), avispas (*Pepsis* sp.) y abejas (*Apis mellifera*) sobre la masa vegetal, los cuales encontraron en los sustratos las condiciones necesarias para la ovoposición. Transcurrida las primeras 24 horas, la eclosión de los huevos se dio inmediatamente invadiendo la masa vegetal con la proliferación de grandes cantidades de larvas o gusanos de moscas en todos sus estadios (Anexo 8) (Ruíz, 2009).

Por otro lado, se pudo visualizar la presencia de hongos sombreritos, que al igual que las actinobacterias, germinaron a partir del séptimo día, visualizándose en los tratamientos T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub>, T<sub>4</sub>, T<sub>5</sub> y T<sub>13</sub>, siendo éstos más abundantes en el T<sub>3</sub>, el cual estaba compuesto por un 80 % de bagazo de caña de azúcar y 20 % de desechos vegetales. En el resto de los tratamientos no se observó la proliferación de estos hongos. En el T<sub>3</sub> estos hongos presentaron un buen crecimiento y desarrollo, logrando colonizar y sobrevivir en la pila hasta las horas del mediodía, caso similar observado en el T<sub>13</sub> (biomasa con 40 % de desechos vegetales y 20 % de cada uno de los otros materiales orgánicos); sin embargo, en los tratamientos T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub>, T<sub>4</sub> y T<sub>5</sub> estos fueron observados formando tríos o cuartetos con crecimiento y desarrollo muy deficiente, así como germinaban, desaparecían transcurridas algunas horas (Anexo 4).

El proceso de degradación de la masa vegetal estuvo acompañado por la actividad de algunos invertebrados, macroorganismos que conforman la macrofauna existente en una pila de compostaje como ácaros fermentadores, hormigas, arañas, huevos y larvas de insectos, escarabajos, cochinillas, tijeretas, entre otros (Magdoff y Weil, 2004) (Tabla 5).

**Tabla 5.** Cuantificación de los organismos (microflora y macrofauna) que participaron en el proceso aeróbico del compostaje de los residuos vegetales generados en el mercado municipal de Cumaná.

Organismos	Etapas del proceso de compostaje			
	Mesófila	Termófila	Enfriamiento	Maduración
Hongos sombrecitos	*	*	-	-
Plántulas	*	*	-	-
Isópodos: cochinillas	*	*	*	*
Arácnidos: arañas	*	*	*	-
Ácaros de fermentación	*	*	*	*
Dípteros: moscas (larvas), mosquitos	*	*	*	-
Diplópodos: ciempiés	*	*	*	-
Coleópteros: escarabajos	*	*	*	*
Himenópteros: Avispas, abejas y hormigas	*	*	*	-
Tisanuros: pescaditos de plata	*	*	*	-
Dictiópteros: cucarachas	*	*	-	-
Dermápteros: tijeretas	*	*	*	*
Pulmonados: caracoles	*	*	*	-

Presentes: \* / -: ausente.

En fase termófila (40-62 °C), la microflora mesófila fue sustituida rápidamente por la termófila, esto se corrobora con el aumento de la temperatura y el emparejamiento de esta con el pH (Figuras 4-7), producto de la intensa actividad metabólica de la carga microbiana presentes en los materiales de partida (Acosta, 2006). Sánchez (2009), observó durante su ensayo que la población de bacterias heterótrofas aerobias mesófilas, a lo largo del proceso de compostaje, disminuyó de  $1,40 \times 10^6$  a  $5,30 \times 10^5$  ufc por cada gramo de compost en la fase termófila; mientras que la población de bacterias heterótrofas aerobias termófilas aumentó drásticamente de  $1,90 \times 10^5$  a  $1,20 \times 10^7$  ufc/g de compost, observándose una disminución cercana a la población inicial cuando el material tiende a la estabilización. La presencia de actinobacterias se hace más activa en todos los tratamientos durante esta fase, siendo más abundantes en los tratamientos donde hubo mezclas con estiércol equino, sobre todo en el T<sub>9</sub>, compuesto por 80 % de estiércol equino y 20 % de desechos vegetales.

Es importante mencionar que la población de actinobacterias en el tratamiento T<sub>3</sub> (20 % desechos vegetales + 80 % bagazo de caña de azúcar), presentó una apariencia aterciopelada de color blanco-grisáceo, invadiendo internamente las fibras del bagazo de caña; no obstante, en el tratamiento T<sub>9</sub> (20 % desechos vegetales + 80 % estiércol equino), presentaron una coloración blanco-opaco con una textura muy suelta y polvorienta; mientras que en los tratamientos T<sub>10</sub>, T<sub>11</sub>, T<sub>12</sub> y T<sub>13</sub>, se visualizó de forma pegajosa, húmeda y con una coloración blanco-intenso. En el resto de los tratamientos estos fueron observados en forma de filamentos ramificados muy parecidos a largos hilos blancos (Anexo 3) adheridos a la superficie internas de la masa vegetal, sobre todo en las mezclas con aserrín ([www.compostadores.com](http://www.compostadores.com)).

Durante las primeras horas de la mañana y después de la remoción de una pequeña porción del material para las mediciones de pH y temperatura, se pudo

visualizar fuertes emanaciones de vapor de agua (efecto chimenea) y de CO<sub>2</sub>, que difundían desde el núcleo de la pila, el cual jugó un papel importantísimo ya que fue esencial para dar muerte a huevos y larvas de insectos (Sztern y Pravia, 1999). A medida que las condiciones de temperatura, radiaciones solares y el exceso de CO<sub>2</sub> eran más intensas (9:00-10:30 am), gran cantidad de larvas de moscas fluían desde el interior de la pila hacia la superficie externa, migrando hacia otras direcciones en busca de temperaturas más frías, menor humedad o simplemente mejores condiciones del medio. La mayoría de estas larvas fueron encontradas muertas, presumiblemente, producto de la intoxicación con el CO<sub>2</sub> y fuertes emanaciones de vapor de agua (Sztern y Pravia, 1999), otras migraban hacia pilas cercanas y eran totalmente consumidas por angoletas (*Quiscalus Lugubris*), aves muy comunes y presentes en el área de estudio.

La angoleta, es un ave de color oscuro, gregaria y que suele no temer a los humanos, perfectamente adaptada a las zonas urbanas, comparten su espacio con otras aves, sin mayor agresividad, le gusta posarse en el suelo en busca de insectos y restos de alimentos vegetales, así como fuentes de agua encharcadas o poco contaminadas. De allí pues surge la presencia de estas aves en el área de estudio, que se acercaban diariamente a las pilas en busca de alimento, siendo muy puntuales cada vez que se realizaban las operaciones de volteos (Ruiz, 2009).

En este orden de ideas, se podría decir que las pilas de compostaje podrían actuar como trampas para atrapar y dar muerte a una gran población de insectos transmisores de enfermedades (principalmente las moscas), ya que son atraídas por los olores de la materia orgánica en descomposición o de frutas fermentadas, lugares ideales para que este tipo de insecto realicen la deposición de sus huevos, las cuales se pueden controlar si las pilas de compost se voltean con frecuencia para someter a los huevos a elevadas



temperaturas antes de que tengan oportunidad de desarrollarse, lográndose con esto, disminuir la proliferación de estas plagas (Vento, 2002).

Finalizada la fase termófila, en todas las pilas se observó el afloramiento de materiales no biodegradables (Anexo 9) como bolsas plásticas, empaques de galletas, envases de jugos, cartón, vasos desechables, metales, vidrios e incluso algunos restos de cueros, telas, tapas de refrescos, pitillos, monedas, entre otros que habían pasado desapercibidos durante la depuración inicial de los contenedores de vegetales y que quedaron presentes en la biomasa. De acuerdo a Perdomo (2007) y mediciones propias de temperatura, la presencia de los hongos sombreritos indicó el inicio y la finalización de la fase termófila en este trabajo.

En la fase de enfriamiento, se pudo visualizar descensos y ascensos de las temperaturas en la parte interna de la pila, lo cual fue indicativo de la acción de aquellos microorganismos termófilos y mesófilos que pudieron sobrevivir a las altas temperaturas, logrando descomponer los materiales resistentes a la degradación como celulosa, lignina y hemicelulosa (Barrena, 2006). En esta etapa, surgió la invasión de la macrofauna en todos los tratamientos, siendo las cochinillas y los ciempiés, los macroorganismos que más predominaron. Las cochinillas estuvieron presentes en todas las pilas al igual que los ciempiés, siendo estos los más abundantes en las mezclas con bagazo de caña de azúcar. Durante esta fase, el avistamiento de los residuos no biodegradables fue más intensa, continua la acción de las actinobacterias, hormigas, arañas, cochinillas, roedores entre otros (Magdoff y Weil, 2004) (Tabla 5).

Durante la fase de maduración las actinobacterias adquieren mayor importancia en la formación de ácidos húmicos y son frecuentemente productores de antibióticos que inhiben el crecimiento de bacterias y patógenos; mientras que los macroorganismos, tales como nematodos, rotíferos, escarabajos, hormigas,

ciempiés, cochinillas, tijeretas, entre otros, incrementan su actividad, desempeñando la función de remover, excavar, moler, masticar y, en general, romper físicamente el resto de los materiales compostados (Magdoff y Weil, 2004).

Las actinobacterias estuvieron presentes desde el inicio hasta la finalización del proceso de compostaje, en todos los tratamientos. Durante la fase mesófila, se pudo visualizar que en todas las pilas de compostaje, estos microorganismos germinaron a partir del séptimo día de iniciado el estudio, con temperaturas entre los 30-37°C, siendo más intensa su actividad durante las fases: termófila, enfriamiento y maduración.

La presencia de actinobacterias en este estudio fue mayor a la de los hongos. Posiblemente debido a que las actinobacterias pueden resistir condiciones adversas, ya que para su nutrición metabolizan toda clase de materia orgánica (glúcidos, almidones, alcoholes, ácidos orgánicos, etc.), generando proteasas, amilasas, lipasas, etc. Forman ácidos orgánicos a partir de los glúcidos y amoníaco a partir del nitrógeno orgánico. Comúnmente producen sustancias antibióticas, las cuales pueden actuar sobre otras especies de bacterias y hongos (Ibáñez, 2007). Poseen una gran habilidad para degradar compuestos altamente recalcitrantes, tales como quitina, celulosa y hemicelulosa, en condiciones de pH del medio particularmente ácidas, lo que hace que las actinobacterias sean además de especializadas, muy activas, no son capaces de asimilar el nitrógeno molecular ni producir desnitrificación. Así pues, como fuentes de nitrógeno, utilizan amoníaco, procedente de la desaminación de los aminoazúcares, y nitratos, aunque lo habitual es que consuman aminoácidos, procedentes de peptonas y proteínas a las cuales degradan previamente, como el resto de las bacterias (Ibáñez, 2007).

Según Polo (2011), los valores de colonias de bacterias y actinobacterias

reportados en su estudio resultaron ser mayores que los de los hongos, posiblemente porque son microorganismos participantes de la nitrificación y amonificación necesaria para la biota del suelo, además la velocidad de reproducción de los hongos es mucho menor a las de las bacterias y actinobacterias. Es importante tener en cuenta que para algunos autores como Atlas y Bartha (2002), la mineralización de la materia orgánica se debe principalmente a las poblaciones fúngicas en una relación 3:1, en comparación a las poblaciones bacterianas.

Con respecto a la abundancia de actinobacterias, en todos los tratamientos durante el estudio, dan un indicio de la madurez de los humus obtenidos, ya que como lo indican Pérez *et al.*, 2008, los materiales con bajas cantidades de actinobacterias son frescos o no están compostados totalmente. Algunos autores señalan la capacidad supresora de las actinobacterias contra algunos de los organismos patógenos de los cultivos más comunes (Ryder y Jones, 1993; Hervas *et al.*, 1997; Lugtenberg y Dekers, 1999; Gopalakrishnan *et al.*, 2010), por lo que la aplicación de estos en el humus favorecería el control de enfermedades de los cultivos de la zona. Así mismo, Cavender *et al.*, 2003, demostraron que las concentraciones de nutrientes en los humus estimula la colonización fúngica, por lo tanto, la calidad química y microbiológica de los humus obtenidos se puede considerar como buena desde el punto de vista de su aplicación como enmienda orgánica. Adicionalmente, los valores de pH cercanos a la neutralidad estimulan las poblaciones microbianas y valores de pH ácido o alcalino influyen negativamente en la calidad biológica de los humus (Corlay *et al.*, 1999).

Por otra parte, los hongos sombreritos germinaron a partir del séptimo día de iniciado el estudio, al igual que las actinobacterias. A diferencia de estos microorganismos, los hongos fueron visualizados únicamente en los tratamientos con mezclas de bagazo de caña de azúcar y virutas de aserrín,

presumiéndose que sus esporas fueron introducidas en estos materiales. Se pudo apreciar que en los sustratos donde más rápidamente se completó la invasión del micelio, fueron las mezclas con 80 % de bagazo de caña de azúcar y 20 % de desechos vegetales (T<sub>3</sub>), seguido de la mezcla formada por un 20 % de bagazo de caña de azúcar, 20 % de aserrín, 20 % de estiércol equino y 60 % de desechos vegetales (T<sub>13</sub>). El crecimiento y desarrollo de estos hongos en los tratamientos T<sub>3</sub> y T<sub>13</sub> fue ideal, observándose hongos bien desarrollados de color blanco, que a medida que avanzaban las horas hacia el mediodía, se tornaban de una coloración castaño intenso, el sombrerillo de este hongo fue redondeado y carnoso, de superficie lisa, abombada y convexa, su pie fue muy corto, algo lateral, ligeramente duro y blanco, su carne compacta en el sombrero y fibrosa en el pie (Anexo 4), con olor agradable al frotarse con las manos, similar a lo indicado por Guarín y Ramírez (2004).

En los tratamientos T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub>, T<sub>4</sub> y T<sub>5</sub> (con 50 y 80 % de desechos vegetales), el desarrollo de los hongos sombreritos fue muy deficiente, observándose un pobre crecimiento de estos macroorganismos sobre los sustratos de dichos tratamientos; que a diferencia de los tratamientos mencionados anteriormente, se caracterizaron por presentar un sombrerillo muy delgado y transparente, visualizándose perfectamente las laminillas que se encuentran en la parte inferior del sombrero, éste fue poco carnoso, de color negro, agrietado, con un pie muy largo, delgado, frágil y quebradizo, con una apariencia como si estuviese quemado (Anexo 4). Posiblemente esto se deba a la cantidad de nitrógeno y el exceso de humedad aportada por la masa vegetal, lo cual ocasionó compactación del material, disminuyendo la presencia del oxígeno necesario para el desarrollo y crecimiento del hongo (Garzón y Cuervo, 2008), desapareciendo hacia las horas del mediodía y totalmente al día siguiente. Similares resultados fueron reportados por Baysal *et al.*, 2003, quienes interpretaron que el crecimiento y desarrollo de hongos *Agaricus* disminuían probablemente debido a los altos contenidos de nitrógeno presentes en la

gallinaza.

Ruihong *et al.*, 2002, sostienen que el tamaño de las partículas también influye en el crecimiento y desarrollo de los hongos sombreritos, ya que tiene un efecto en el intercambio gaseoso, por lo que el intercambio del aire se dificulta al encontrarse la masa vegetal compactada, favoreciendo aumentos en las concentraciones de CO<sub>2</sub> presumiblemente producidas por los hongos con disminución del oxígeno dentro del sustrato, lo que tendría un efecto inhibitorio en el desarrollo. La degradación del sustrato por parte del hongo no sólo depende de la calidad del mismo sino también del tamaño de la partícula, pues al reducir su tamaño, también se disminuye la difusión de gases en el sustrato (Zadrazil *et al.*, 1995).

En el resto de los tratamientos se visualizó diminutos hongos sombreritos, uno por día en algunas pilas que no lograban un crecimiento normal. Garzon y Cuervo (2008), sostienen que esto posiblemente es debido primero a que no se generó una colonización homogénea del micelio como en los demás tratamientos (T<sub>3</sub>, T<sub>13</sub>) y segundo que estas mezclas presentaron muchas superficies del sustrato libres de micelio como si se hubiera dado una especie de inhibición del crecimiento micelial del hongo.

La presencia de hongos sombreritos en el bagazo de caña de azúcar triturado, según Salmones *et al.*, 2005 y Okano *et al.*, 2007, posiblemente se deba a que el hongo en su fase de crecimiento micelial (fase de incubación), consume preferiblemente carbohidratos solubles y hemicelulosa respecto de la celulosa y lignina. Otra razón podría ser que en los sustratos con mezclas de bagazo de caña de azúcar éste permitió o aumentó la disponibilidad de carbohidratos solubles o compuestos más fácilmente asimilables por el hongo en su fase de crecimiento micelial (Garzón y Cuervo, 2008). Evidentemente el bagazo de caña de azúcar consiste principalmente en humedad, fibra y sólidos solubles,

también contiene azúcares celulósicos, sobre todo sacarosa, ligeramente ácida que provee energía al hongo. El contenido de nitrógeno total (1,23 %) indica que el bagazo no es pobre en nitrógeno y se encuentra principalmente en forma orgánica, sobre todo proteína, que se requiere para el crecimiento del hongo (Taurachand, 2005).

De acuerdo a los resultados obtenidos en el presente estudio, se puede afirmar que los residuos lignocelulósicos como el bagazo de caña de azúcar, sirven como ingredientes o sustratos para el cultivo de hongos comestibles, e incluso, estos resultados pueden ser una alternativa para el manejo de los mismos, al combinarse con aserrín, estiércol equino y restos de vegetales. Los hongos comestibles como los del género *Pleurotus*, *Agaricus bisporus*, entre otros, son organismos que utilizan selectivamente la lignina para su crecimiento, debido a que este compuesto químico actúa como una barrera para la degradación biológica de los residuos lignocelulósicos (Guarin y Ramírez, 2004).

La alternativa de utilizar los residuos vegetales como sustrato para el cultivo de hongos comestibles tiene importancia en la actualidad, porque se están implementando tecnologías en aras de la producción de un alimento de consumo humano de calidad nutricional aceptable, incidiendo directamente sobre un problema grave de contaminación. A través del tiempo se ha buscado la utilización de nuevos sustratos para el cultivo de hongos comestibles, la implementación de una biotecnología que utilice materiales lignocelulósicos de desecho, implica un estudio económico de costos para la producción a nivel piloto de dicho alimento, con fines comparativos con respecto a las tecnologías ya existentes que utilizan este recurso (Guarin y Ramírez, 2004).

## **Calidad de los productos de compostaje en función de:**

### **1. Macroelementos**

El uso de abonos orgánicos constituye una práctica de manejo fundamental en la rehabilitación de la capacidad productiva de suelos degradados. Los abonos orgánicos son enmiendas que se incorporan al suelo para mejorar sus propiedades físicas, químicas, biológicas y, con ello, su fertilidad (FAO, 1991). El contenido de nutrientes en los abonos orgánicos está directamente relacionado con las concentraciones de esos nutrientes en los ingredientes utilizados para la elaboración de los abonos (Benzing, 2001). Las enmiendas orgánicas varían en su composición química de acuerdo al proceso de elaboración, duración del proceso, actividad biológica y tipos de materiales que se utilicen (Meléndez, 2003). Son empleados para mejorar y fertilizar los suelos agrícolas (Noriega, 1998; Cuesta, 2002; Jeavons, 2002; Paneque y Calaña, 2004) y la calidad de las enmiendas orgánicas se determina a través de sus propiedades físicas, químicas y biológicas (Lasaridi *et al.*, 2006).

La importancia del compost como materia orgánica, está dada por la formación de humus que se considera esencial para el mejoramiento de las propiedades de los suelos, siendo estos beneficiados en las labores de maquinaria, aireación de las raíces, solubilidad de elementos, el aumento de la capacidad de intercambio catiónico y el aporte de micronutrientes, factores que se combinan para obtener mayores rendimientos de los cultivos y mantener la fertilidad de los suelos (Jiménez, 1994).

Los abonos orgánicos pueden satisfacer la demanda de nutrientes de los cultivos, reduciendo significativamente el uso de fertilizantes químicos y mejorando las características de los vegetales consumidos (Rodríguez *et al.*, 2009). Además, los abonos orgánicos mejoran las características de suelos que han sido deteriorados por el uso excesivo de agroquímicos y su sobre

explotación (Nieto *et al.*, 2002). Su composición química, el aporte de nutrientes a los cultivos y su efecto en el suelo, varía según su procedencia, edad, manejo y contenido de humedad (FAO, 1991; Abawi y Thurston, 1994).

Al considerar el compost como un abono es importante mencionar que la disponibilidad de nutrimentos (capacidad de ofrecer nutrimentos en forma asimilable para las plantas), va a variar mucho con el tipo de compost, dependiendo de la materia prima utilizada y el grado de madurez del producto final (Meléndez y Soto, 2003). La concentración total de nutrimentos de los compost o abonos estudiados, se presentan en la tabla 6. Aunque se incluyen las concentraciones de todos los elementos determinados, la discusión de este trabajo se centrará principalmente en nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K).

### **Carbono orgánico (C)**

En la figura 10 se puede observar el contenido de C orgánico en cada una de las mezclas de bagazo de caña, aserrín, estiércol y desechos vegetales del Mercado Municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje. Según el método de Walkley y Black modificado (combustión humedad), se encontró que las concentraciones oscilaron entre 14,45-20,15 %, observándose un comportamiento similar en el contenido total de C orgánico en cada uno de los tratamientos (Tabla 6).

El tratamiento que presentó el menor contenido de C orgánico fue el T<sub>1</sub> (14,45 %), siendo los T<sub>6</sub> y T<sub>8</sub>, quienes presentaron el mayor contenido de C (20,15 %) para cada uno de ellos. El resto de los tratamientos (T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub>, T<sub>4</sub>, T<sub>5</sub>, T<sub>7</sub>, T<sub>9</sub>, T<sub>10</sub>, T<sub>11</sub>, T<sub>12</sub> y T<sub>13</sub>) presentaron porcentajes de C orgánico muy similares (16,05-19,95 %) (Tabla 6), resultados que concuerdan con los encontrados por otros investigadores (Madrid *et al.*, 2001; García y Martínez, 2005; Matheus *et al.*, 2007; Yáñez, 2007), valores aceptados para una enmienda orgánica según la Legislación Europea.



**Tabla 6.** Análisis físico-químico de los composts obtenidos en cada una de las mezclas de bagazo de caña de azúcar (B), aserrín (A), estiércol equino (E) y desechos vegetales (DV) del mercado municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje.

Tratamientos (DV-B-A-E)	Porcentaje (%)			mg/kg							pH final	CE (dS/m)	Relación C/N final
	N	P	C	K	Mn	Zn	Mg	Fe	Cu	Ca			
T <sub>1</sub> (80-20-0-0)	1,32	0,67	14,45	2972	0,38	1,01	482	0,09	0,05	6000	7,7	10,06	10,96
T <sub>2</sub> (50-50-0-0)	1,44	0,75	16,05	3424	1,04	1,40	482	1,05	0,20	5040	7,7	12,08	11,13
T <sub>3</sub> (20-80-0-0)	1,43	0,52	18,60	2900	0,83	1,03	290	0,94	0,23	4680	7,2	5,72	13,03
T <sub>4</sub> (80-0-20-0)	1,00	0,55	16,85	3160	0,14	0,60	458	0	0	4040	7,7	6,53	16,82
T <sub>5</sub> (50-0-50-0)	1,29	0,50	19,95	3072	0,08	1,72	477	10,02	0	3000	8,1	2,85	15,95
T <sub>6</sub> (20-0-80-0)	1,01	0,30	20,15	2408	3,39	0,10	461	8,95	0,02	3900	7,7	1,93	19,87
T <sub>7</sub> (80-0-0-20)	1,55	1,00	17,55	3860	0,11	1,67	489	0,94	0,02	1380	7,9	1,44	16,29
T <sub>8</sub> (50-0-0-50)	1,66	1,49	20,15	3224	0,17	1,93	477	1,79	0,02	1980	7,0	1,88	12,12
T <sub>9</sub> (20-0-0-80)	1,55	1,62	19,60	3224	0,20	1,26	463	2,11	0,38	3600	6,7	10,96	12,61
T <sub>10</sub> (60-20-20-0)	1,46	0,67	18,95	4060	0,11	2,04	430	2,01	0,33	1440	8,0	1,31	13,09
T <sub>11</sub> (60-20-0-20)	1,72	1,05	18,95	3500	0,08	1,07	359	0,51	0,36	3200	8,1	1,16	11,04
T <sub>12</sub> (60-0-20-20)	1,48	1,10	17,55	3504	0,20	1,07	391	0,19	0,25	3340	7,7	4,69	11,83
T <sub>13</sub> (40-20-20-20)	1,56	1,17	18,95	3376	0,05	0,88	372	0,62	0,43	1680	7,1	6,44	12,13

Métodos empleados: pH en agua (1:2,5), Nitrógeno (N) por Kjeldahl, Fósforo (P) y Potasio (K) por Olsen, Carbono orgánico (C) por Walkley & Black modificado (combustión húmeda), Calcio (Ca) y Magnesio (Mg) en acetato de sodio, oxidación húmeda para otros elementos, Conductividad Eléctrica (CE) en suspensión 1:5.

Los resultados obtenidos en esta investigación establecieron que los incrementos en la proporción de bagazo de caña de azúcar, aserrín y estiércol equino dieron como resultados composts con concentraciones de C más altas. Según Pérez y Vílchez (2007), posiblemente esto se deba a que en las mezclas había en mayor cantidad componentes orgánicos como cáscaras de cítricos, yuca, ramas lignificadas, aserrín, bagazo que contenían más C. Esto es un factor que debe reducirse, debido a que el proceso de descomposición es más lento (Soto, 2003). Sin embargo, según Stoffell y Kahn (2005), el C proporciona la fuente primaria de energía y el N es imprescindible para el desarrollo de la población microbiana, reportando para su estudio valores de porcentajes de C de 21,8; 20,1 y 16,8 % en procesos de compostaje con residuos de comedor, abono verde y cascarillas de arroz, respectivamente.

Es importante resaltar que tanto el bagazo de caña como el aserrín son considerados materiales ricos en C, lignocelulósicos y estructurantes, constituidos principalmente por fibras, cuyos componentes principales son el C, P, K y N (Navarro *et al.*, 1995; Díaz, 2008) y, en el caso del estiércol, es un material rico en N y que posee otros elementos necesarios para las plantas (P, K, Ca, Mg, S, Mn, Fe, Cu, Zn, Mo, B), cuya composición varía según la especie del animal, dieta, tipo de material acompañante del estiércol, manejo y almacenamiento de este.

El tratamiento T<sub>2</sub>, a pesar de haber estado constituido por un 50 % de bagazo y un 50 % de desechos vegetales, presentó un 16,05 % C. A este respecto, Cegarra (2000) sostiene que durante el proceso de compostaje el aumento o disminución del contenido de C en los tratamientos se atribuiría a que el C fácilmente asimilable comienza a escasear y lógicamente se produce un incremento del C más resistente a la acción de los microorganismos, lo cual podría originar la mineralización de forma lenta y parcial. Chandler *et al.*, 2008 expresan que la disminución en el porcentaje de C indica que parte de este fue

consumido por los microorganismos para su crecimiento y otra parte del C es transformada en CO<sub>2</sub> y desprendido al ambiente, valido este análisis para el T<sub>1</sub>.

Los tratamientos T<sub>6</sub> y T<sub>8</sub> abastecieron de C y N al compost final y los restos de los vegetales como frutas (naranjas, piña, mandarina), verduras (yuca, ocumo) entre otros fueron una fuente importante de C (Soto, 2003). El aserrín aportó C en la mezcla y todos estos materiales favorecieron a que estos tratamientos tengan el mayor porcentaje de C que el resto de los tratamientos, en segundo lugar en relación al contenido de C (Pérez y Vílchez, 2007).

El mayor porcentaje de C encontrado en T<sub>6</sub> y T<sub>8</sub>, fundamentalmente, se le atribuye al aporte de C de los materiales originales en las mezclas. El aserrín es un material con alto contenido de C, lignina, celulosa y hemicelulosa con una degradabilidad moderada a pobre (Peña *et al.*, 2002); mientras que en el caso específico del estiércol equino, también contiene una cierta proporción de ligninas (forraje rico en fibras que compone la dieta del animal) paja, pastos, cáscaras que se disponen sobre el piso de los establos, se mezclan con las excretas absorbiendo los purines. Estas ligninas no son prácticamente degradadas ni por las enzimas de digestión ni por los microorganismos y se excretan en el estiércol junto a las sustancias constituidas por proteínas indigeribles, representando los componentes más importantes para la generación de las sustancias húmicas estables (Sosa, 2005).

La presencia de materiales fibrosos en las camas puede ser benéfica para la enmienda, en parte, porque absorben los componentes líquidos y de esa forma retienen los nutrientes. Además las fibras existentes en las camas, incrementando las posibilidades de enriquecimiento de humus (Sosa, 2005) y la porosidad de los sustratos (Pudelski, 1985). Lo encontrado en este estudio permite inferir que los materiales orgánicos que se utilizaron, aportan poco N y tiene un gran contenido de C. Según Soto (2003), es fundamental un buen

sustrato para el desarrollo de microorganismos lo que al final acelera el proceso de descomposición y mejora la calidad del producto final.

## **N-P-K**

Para el caso del N, se encontró que las concentraciones totales oscilaron entre 1,00-1,72 %; para el P las concentraciones estuvieron entre 0,30-1,62 % y para las concentraciones totales de K entre 2408-4060 mg/kg de compost. Lo anterior concuerda con lo reportado por otros autores que muestran la variabilidad que se puede encontrar en el contenido total de nutrimentos para este tipo de materiales (Guerrero, 1993; Salas y Ramírez 1997b, Castillo *et al.*, 2000; Soto, 2003; Duran y Henríquez, 2007; Castro *et al.*, 2009). Los valores obtenidos de N en todos los tratamientos están por debajo del 2 %. Según Paul y Clark (1996), Meléndez y Soto (2003), un compost comercialmente aceptable debe contener más del 2 % de N; en cambio, Schweizer *et al.*, 2003, mencionan que un abono orgánico no debe exceder del 2 % de N, según información presentada en la etiqueta ecológica europea.

## **Nitrógeno (N)**

En general los contenidos de N estimados en la presente investigación están acordes con los encontrados en estudios previos (Madrid *et al.*, 2000; Castillo *et al.*, 2000; Delgado *et al.*, 2004; Moreno *et al.*, 2005; Gichangi *et al.*, 2006; Castro *et al.*, 2009), en los cuales se demostró que para diferentes sustratos orgánicos los contenidos de N oscilaron en el rango de 0,3 a 2 %. Este valor del 2 % se considera según etiqueta ecológica europea como el límite máximo de N para un abono orgánico (Castro *et al.*, 2009). No obstante, algunos estudios han reportado concentraciones de N superiores al 3 % (Romero-Lima *et al.*, 2000; Salas y Ramírez (2001); Contreras *et al.*, 2006; Durán y Henríquez (2007), que asocian estas altas concentraciones a la naturaleza del material seleccionado y a las condiciones ambientales ocurridas durante el proceso de compostaje.

En la figura 10 se puede observar el contenido N en cada una de las mezclas de bagazo de caña de azúcar, aserrín, estiércol y desechos vegetales del mercado municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje. Los porcentajes obtenidos de N para los trece tratamientos fluctuaron entre 1,00-1,72 %. Los tratamientos T<sub>8</sub> y T<sub>11</sub> son los que aportaron más N (1,66 y 1,72 %, respectivamente). Según García y Monge (1999), la mayor o menor cantidad de N es posiblemente el factor que determina una mayor o menor población microbiana responsable por la descomposición de residuos, además, señala que el exceso de N produce olores desagradables, que es indicativo de que el proceso de descomposición de la materia orgánica anda mal.

En el caso del T<sub>11</sub> (biomasa con 60 % desechos vegetales + 20 % bagazo de caña + 20 % estiércol), fue el tratamiento con mayor contenido de N (1,72 %), esto posiblemente esté atribuido a que los residuos vegetales de la mezcla inicial tenían un elevado contenido de este elemento (Inbar *et al.*, 1993), sumado a los aportes de la caña de azúcar y el estiércol equino.

Los tratamientos con bagazo de caña de azúcar presentaron valores muy homogéneos, observándose poca variabilidad entre ellos, concentraciones que oscilaron entre 1,32-1,44 % de N (Figura 10), e igualmente los tratamientos con aserrín obtuvieron valores de N comprendido entre 1,00-1,29 %, siendo los T<sub>4</sub> y T<sub>6</sub> quienes presentaron las concentraciones más bajas de N (1,00 y 1,01 %, respectivamente), en comparación con el resto de los tratamientos. Sims (1987) menciona que el contenido más bajo de N total de un abono orgánico sugiere la presencia de materiales más resistentes a la biodegradación y con una relación C/N alta que podría mineralizarse más lentamente, similar a los resultados vistos en T<sub>4</sub> y T<sub>6</sub> (ver volumen de reducción). Aunque en este estudio la relación C/N inicial para el T<sub>4</sub> fue de 30 y de 75 para el T<sub>6</sub>, ambos tratamientos tuvieron virutas de aserrín en proporciones de 20 y 80 %, respectivamente, que representa un material de lenta degradación por su alto contenido de lignina.

Esto puede explicar el bajo porcentaje de N en T<sub>6</sub>; no obstante, en T<sub>4</sub>, puede estar asociado a la elevada humedad de partida aportada por la gran cantidad de vegetales que promovió la lixiviación, pérdida de compuestos nitrogenados solubles y desequilibrio inicial del proceso de compostaje (Sánchez de Pinto *et al.*, 2006).

Los tratamientos con estiércol equino también presentaron similitud en cuanto al contenido de N entre 1,55-1,66 %, siendo el T<sub>8</sub> quien obtuvo el valor más alto. Los tratamientos que integraban combinaciones de tres (T<sub>10</sub>, T<sub>11</sub> y T<sub>12</sub>) y cuatro (T<sub>13</sub>) fuentes de materia prima (desechos vegetales, bagazo de caña, aserrín y estiércol) presentaron heterogeneidad en el contenido de N, siendo el T<sub>11</sub> quien aportó el mayor contenido de N de todos los tratamientos (Figura 10). Como indica Sierra y Rojas (1988), los estiércoles de bovinos y equinos presentan una concentración más baja de nutrientes minerales; siendo su contenido de N y K altos, información que concuerda con los resultados obtenidos en este estudio, encontrándose que el estiércol equino aportó altos contenidos de N, P y K.

Es importante señalar que el N constituye, aproximadamente, del 1 al 5 % del peso seco de las hojas, y una parte menor, pero aún importante, del peso seco de los demás tejidos vegetales (Bonner y Galston, 1961). De éste, un 80-85 % corresponde a las proteínas y un 10 % a los ácidos nucleicos (Domínguez, 1997). Las plantas superiores, en general, tienen la capacidad de asimilar las diversas formas de N inorgánico, principalmente el  $\text{NH}_4^+$  y el  $\text{NO}_3^-$ . Sin embargo, estas dos formas de N representan solo una pequeña fracción de la cantidad total del nutrimento en el planeta (Alcántar y Trejo-Téllez, 2007).

El N se encuentra en la planta cumpliendo importantes funciones bioquímicas y biológicas. El N inorgánico ( $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_3^-$ ), una vez en el interior de las células, pasa a constituir las bases nitrogenadas para distintas funciones bioquímicas, ingresa en la formación de aminoácidos y estos a su vez conducen a la

formación de proteínas vegetales, además de encontrarse en fitohormonas, ácidos nucleicos y clorofila. Cuando hay suficiente cantidad de N se incrementa la densidad de clorofila así la asimilación y síntesis de productos orgánicos, lo cual se observa en el color verde del follaje y en el incremento en volumen y peso, respectivamente (Rodríguez, 1982).

Yáñez (2002), sostiene que el N se requiere durante todas las etapas del desarrollo de las plantas. Un adecuado nivel de N en los tejidos se traduce en plantas vigorosas de buen tamaño, con una buena coloración verde, bien ramificadas, con flores bien desarrolladas y frutos de buen tamaño; mientras que Flores (2010) sostiene que una deficiencia de N, se traduce en una palidez gradual (clorosis) de las hojas maduras, sin presentar necrosis. Las plantas responden de varias maneras a suministros altos o bajos de este nutrimento, el exceso de N causa con frecuencia una gran proliferación de tallos y hojas, pero determina una reducción de frutos en plantas de cultivos (Bidwell, 1979).

El N es un parámetro que se valora mucho al aplicar el compost. Desde el punto de vista económico, es un nutriente que es caro para el agricultor, energéticamente hablando y, desde el punto de vista ambiental, su aplicación descontrolada puede provocar problemas de contaminación. Se requiere un contenido mínimo que dependerá del tipo de material que se composte. Por otro lado, al compostar materiales ricos en nitrógeno, deberá controlarse a lo largo del proceso porque su pérdida indica un mal manejo del proceso de transformación (Montserrat, 2011).

En la fase inicial del compostaje las proteínas se descomponen produciendo cantidades elevadas de N en forma amoniacal (superiores si la relación C/N inicial no está equilibrada). Dependiendo de las condiciones de humedad, temperatura, pH y manejo del material, parte de este N amoniacal puede volatilizarse en forma de amoníaco. Estas pérdidas pueden evitarse en buena

parte con un estricto control del proceso y equilibrando la relación C/N y el tipo de biopolímeros que se composten, favoreciendo así la inclusión de esta forma nitrogenada en las moléculas estabilizadas que aparecen en la fase de maduración; no obstante, al realizarse el tratamiento en condiciones aerobias una parte es transformada en nitratos. Por esta razón al avanzar la maduración del material disminuye el contenido en N amoniacal y puede ir apareciendo N nítrico (Montserrat, 2011).

### **Relación Carbono/Nitrógeno (C/N) final**

Un aspecto importante a ser considerado en la transformación de la materia orgánica es la relación C/N. El N es un elemento esencial para el crecimiento microbiano y la degradación de la materia orgánica. Cuando la materia orgánica tiene alto contenido de N, los microorganismos tienen suficiente sustrato para inducir mayor mineralización, ya que la microflora (bacterias, hongos y actinobacterias) satisface plenamente sus necesidades de N, por lo que no es un factor limitante para ellos. Por el contrario, si el contenido de N es bajo, la tasa de descomposición de la materia orgánica disminuye drásticamente y la tasa de mineralización de C orgánico dependerá de la adición de fuentes nitrogenadas (Ferrera-Cerrato y Alarcón, 2001). Rynk *et al.*, 1998 y Schuldt *et al.*, 2005b; señalan que para que el proceso del compostaje se desarrolle en forma óptima se requiere una relación C/N de 25:1 a 40:1, además de otras condiciones de temperatura, pH y presencia de microorganismos que transformen la materia orgánica. Tchobanoglous (1994), sostiene que en el proceso de compostaje el carbono es la fuente de energía utilizada por los microorganismos para la activación de sus procesos metabólicos; mientras que el nitrógeno, es el material básico para la síntesis de material celular, por lo tanto, la relación C/N es uno de los aspectos más importantes en el balance nutricional del compost. Según este autor, es deseable que la relación C/N este en el rango de 25:1 a 50:1 en la mezcla inicial.



Se puede observar en la tabla 3 la relación C/N inicial estimada en cada una de las mezclas de bagazo de caña de azúcar (B), aserrín (A), estiércol (E) y desechos vegetales (DV). Para los tratamientos con B la relación C/N al inicio del proceso fue óptima ya que se encontraba en un rango entre 20-43. Sztern y Pravia (2004), señalan que una relación C/N inicial de 20 a 30 se considera como adecuada para iniciar un proceso de compostaje. En el caso de las mezclas con aserrín, la relación C/N fue de 30-75, Sztern y Pravia (2004), manifiestan que estas mezclas por lo general son más ricas en C. Un material que presente una relación C/N superior a 30, requerirá para su biodegradación un mayor número de generaciones de microorganismos y más tiempo necesario para alcanzar una relación C/N final entre 12-15 (considerada apropiada para uso agronómico). Por su parte, las mezclas con estiércol equino presentaron al inicio del proceso una relación C/N entre 18-27; los residuos de origen animal presentan por lo general una baja relación C/N, sin embargo, estaban en el rango óptimo para dar inicio al proceso de compostaje según Sztern y Pravia (2004). El resto de los tratamientos presentaron una relación C/N dentro de los valores normales.

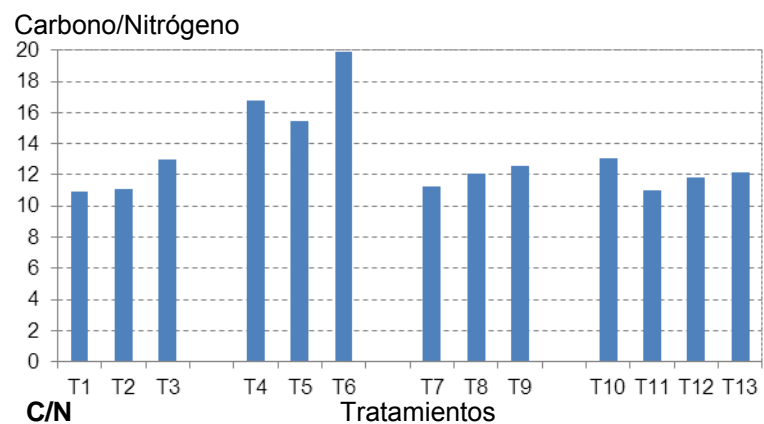
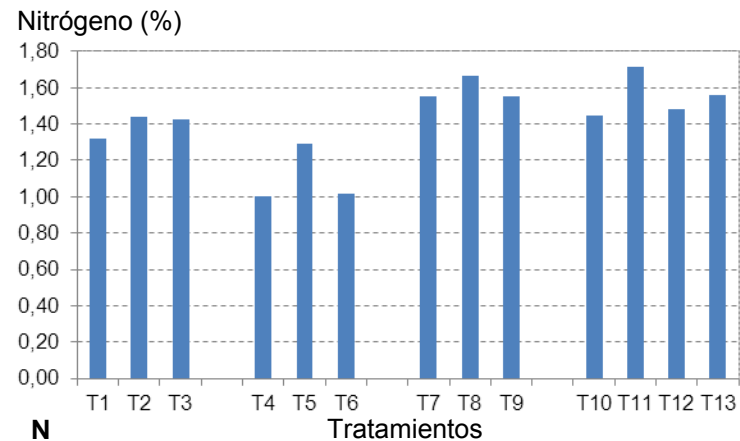
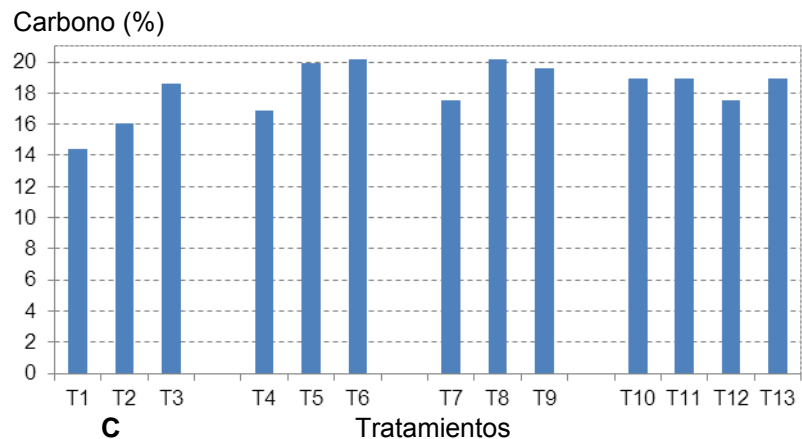
Brady y Wil (1999), sostienen que cuando la relación C/N es menor que 20 la materia orgánica es degradada fácilmente, al inicio el N es temporalmente inmovilizado dentro de los microorganismos, pero al morir ese N será liberado al medio y el abono mineralizará N; mientras que cuando la relación C/N es mayor que 35 el proceso prevaleciente será la inmovilización de N y el abono tenderá a inmovilizar N disponible del suelo en el cual será aplicado.

Para esta investigación, la relación C/N final en cada uno de los compost obtenidos estuvo entre un rango de 10,96 a 19,87 (Tabla 6, Figura 10), valores que son considerados óptimos para una enmienda orgánica según La Comisión Nacional del Medio Ambiente (2000) y La Legislación Europea en el Decreto 824/2005, quienes sugieren valores de relación C/N final menor o igual a 20 e

incluso para un compost inmaduro sugieren una relación C/N=50. Además estos resultados coinciden con los reportados por Jahnelt *et al.*, 1999, quienes lograron reducir la relación C/N de desechos municipales ricos en C, en este caso la C/N inicial fue de 35 y al final fue de 13.

Aunque algunos estudios como los de Pérez y Vílchez (2007) y Polo (2011), han reportado valores superiores (>60) de relación C/N, estas no se convirtieron en una limitante para el proceso de compost y vermicompostaje, como también lo señalan Girón *et al.*, 2001, quienes reportan relaciones C/N de 60, sin que esto impidiera la descomposición de diversos vegetales mezclados con desechos de cultivos de cacao.

En este estudio las mezclas con bagazo de caña (T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub> y T<sub>3</sub>) presentaron una relación C/N final dentro del rango de lo normal: T<sub>1</sub> (10,96), T<sub>2</sub> (11,13) y el T<sub>3</sub> (13,03). Los resultados obtenidos para la mezcla con aserrín, aunque más elevados, también se encuentran dentro del rango considerado normal: T<sub>4</sub> (16,82), T<sub>5</sub> (15,45) y T<sub>6</sub> (19,87), e igualmente para el caso de los tratamientos con estiércol (T<sub>7</sub>, T<sub>8</sub> y T<sub>9</sub>) y combinaciones de estos residuos en diferentes proporciones con desechos vegetales (T<sub>10</sub>, T<sub>11</sub>, T<sub>12</sub> y T<sub>13</sub>), que al compararlos con las fuentes consultadas (Comisión Nacional del Medio Ambiente, 2000 y Legislación Europea en el Decreto, 824/2005), están dentro del rango de lo normal (Tabla 6) con valores de C/N que oscilaron entre 11,3 a 13,1, los cuales coinciden con los reportados por otros investigadores. Stentiford y Dodds (1991), señalan que cuando la relación C/N está entre 10 y 20 es porque se obtuvo un material biológicamente estable; de igual forma MINAZ (1991) y Coromidas *et al.*, 1994, plantean que la relación C/N final debe estar entre 15-20.



**Figura 10.** Concentración de Carbono orgánico (C), nitrógeno total (N) y relación carbono/nitrógeno (C/N) en cada uno de los tratamientos obtenidos por las diferentes mezclas de Bagazo de Caña de Azúcar (BCA), Aserrín (As), Estiércol Equino (EE) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje. T<sub>1</sub>: 20 % BCA + 80 % DV, T<sub>2</sub>: 50 % BCA + 50 % DV, T<sub>3</sub>: 80 % BCA + 20 % DV, T<sub>4</sub>: 20 % As + 80 % DV, T<sub>5</sub>: 50 % As + 50 % DV, T<sub>6</sub>: 80 % As + 20 % DV, T<sub>7</sub>: 20 % EE + 80 % DV, T<sub>8</sub>: 50 % EE + 50 % DV, T<sub>9</sub>: 80 % EE + 20 % DV, T<sub>10</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 60 % DV, T<sub>11</sub>: 20 % BCA + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>12</sub>: 20 % As + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>13</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 20 % EE + 40 % DV.

Cardenas y Wang (1980), Iglesias-Jiménez *et al.*, 1989 han reportado que una relación C/N por debajo de 20 es un indicador de una madurez aceptable, aunque también señalan que la relación C/N de un compost no debería ser utilizada como indicador absoluto del grado de madurez, dado que este parámetro puede oscilar ampliamente en función del material. Por tanto, una relación C/N menor de 20 puede únicamente considerarse condición necesaria pero no suficiente para determinar la madurez de un compost.

De acuerdo con la figura 10, los tratamientos que presentaron las relaciones C/N finales más altas en este estudio fueron aquellos tratamientos compuestos por aserrín. De estas mezclas, el T<sub>6</sub> (20 % desechos vegetales + 80 % aserrín) fue quien obtuvo el mayor valor en comparación con el resto de los tratamientos (C/N=19,87), seguido del T<sub>4</sub> (16,82) y un tercer lugar para el T<sub>5</sub> (15, 95). Sztern y Pravia (2004), sostienen que los residuos de origen vegetal, presentan por lo general una relación C/N elevada, es probable entonces que estos resultados se asocien con las bajas concentraciones de N que aportaron los materiales iniciales del proceso, principalmente el aserrín (Tabla 6).

El tratamiento T<sub>6</sub>, quien obtuvo una relación C/N de 19,87, posiblemente se deba, en primer lugar, a que se utilizó menos materia orgánica verde, que es la fuente primordial del N, segundo esto puede estar asociado a los componentes de los residuos que conformaron estas mezclas entre ellos componentes orgánicos como las cáscaras de frutos cítricos (naranja, parchita, mandarina), ramas lignificadas que contenían más carbono y las hortalizas que fueron fuente primordiales de N; todos estos materiales favorecieron a que este tratamiento obtuviera el mayor aporte de C y también de N que el resto de los tratamientos (Soto, 2003).

Labrador (1996), expresa que si las relaciones C/N son altas como en el caso del aserrín, el proceso de compostaje es más lento ya que la materia prima

contiene mucho más materiales leñosos, situación que se corroboró en este estudio, ya que el proceso de descomposición de estos tratamientos fue muy lento, específicamente para los T<sub>3</sub>, T<sub>5</sub> y T<sub>6</sub>. Castillo *et al.*, 2002, sostienen que cuando se mezclan mayores cantidades de residuos de color marrón y menor cantidad de residuos de color verde se obtendrá una relación C/N alta; sin embargo, para un buen desarrollo del proceso de compostaje se requiere de ambos tipos de materiales orgánicos (verde y marrón), cuyas proporciones deben ser ajustadas a medida que se avanza en el conocimiento de la degradabilidad de la biomasa disponible y de las técnicas aplicadas.

Lo encontrado en este estudio permite inferir que los materiales orgánicos que se utilizaron aportan un buen contenido tanto de C como de N y son buen sustrato para el desarrollo de los microorganismos, lo que al final acelera el proceso de descomposición y mejora la calidad del producto final (Soto, 2003). Mathur *et al.*, 1993 analizaron las ventajas y desventajas de este índice, y observaron que bajo un compostaje apropiado, el N se conserva y el C se transforma en CO<sub>2</sub> y sustancias húmicas.

A pesar de que el T<sub>1</sub> estaba compuesto por materiales de difícil degradación, tales como la lignina, celulosa y hemicelulosa, se obtuvo una relación C/N ideal (10,96) que según Mathur *et al.*, 1993 se considera una composta muy madura y, en el caso de los tratamientos con estiércol, Bautista (1983) y Peixoto (1988), señalan que cuando se utilizan restos vegetales con estiércol, la relación se hace ideal porque disminuye la relación C/N del material a compostar.

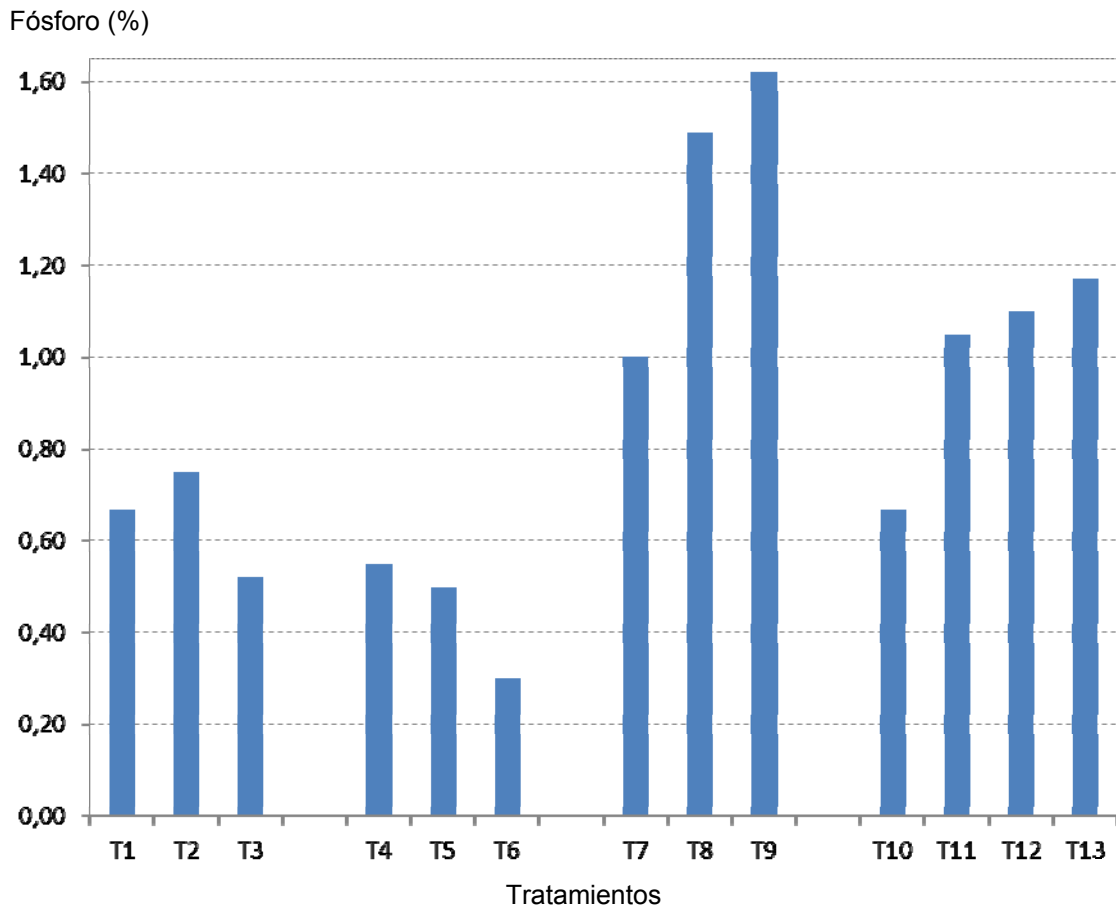
De acuerdo a Mathur *et al.*, 1993 y Soto y Muñoz (2002), los treces abonos de este trabajo pueden ser considerados como maduros y estables. Fricke y Vogtmann (1993), sostiene que para prevenir la competencia de N orgánico por las plantas y los microorganismos del suelo, los composts deben presentar una relación C/N de 18 o menos, con propósitos de producción de plantas.

Materiales con relaciones C/N muy altas pueden provocar deficiencias de N en los cultivos lo cual provoca otras deficiencias y susceptibilidad a plagas y enfermedades, con la consecuente pérdidas de rendimiento y calidad, no deseables en ningún sistema de agricultura (Arrieche, 2008).

### **Fósforo (P)**

El P después del N, es el nutrimento más requerido por las plantas y microorganismos, y además, en el suelo es el factor limitante del desarrollo vegetal, a pesar de ser abundante tanto en formas inorgánicas como orgánicas (Alexander, 1980). En el caso específico del P, un nutriente vital para los vegetales, las concentraciones encontradas fueron considerablemente bajas para los tratamientos con mezclas de bagazo de caña y aserrín; mientras que los tratamientos con estiércol y aquellos que presentaron diferentes proporciones de materia prima (T<sub>11</sub>, T<sub>12</sub> y T<sub>13</sub>) superaron el 1 % (Figura 11) con excepción del T<sub>10</sub> (0,67 % P), valores considerados óptimos según decreto 824/2005 de la Legislación Europea. De acuerdo con Paul y Clark (1996), en relación al contenido de P, todos los tratamientos estuvieron por encima del límite inferior del valor tomado como aceptable (0,15-1,15 %).

Los contenidos de P variaron en todos los tratamientos, los cuales oscilaron desde 0,30 a 1,62 %, siendo mayor en los T<sub>8</sub> y T<sub>9</sub>, tratamientos compuestos por 50/50 y 20/80 % de desechos vegetales y estiércol, respectivamente. Según Castillo *et al.*, 2000; Tiquia (2000); Durán y Henríquez (2007), los estiércoles son buena fuente de P en comparación con otros materiales orgánicos de desechos, por lo que su adición es necesaria para garantizar concentraciones adecuadas del elemento en el producto final. De acuerdo a lo observado en la tabla 6, los tratamientos que mostraron la menor cantidad de P, fueron nuevamente aquellos compuestos por aserrín y desechos vegetales, resaltando el T<sub>6</sub>, quien presentó el menor porcentaje de P con un valor de 0,30 %, en comparación con el resto de los tratamientos.



**Figura 11.** Concentración de fósforo total (%) en cada uno de los tratamientos obtenidos por las diferentes mezclas de Bagazo de Caña de Azúcar (BCA), Aserrín (As), Estiércol Equino (EE) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje. T<sub>1</sub>: 20 % BCA + 80 % DV, T<sub>2</sub>: 50 % BCA + 50 % DV, T<sub>3</sub>: 80 % BCA + 20 % DV, T<sub>4</sub>: 20 % As + 80 % DV, T<sub>5</sub>: 50 % As + 50 % DV, T<sub>6</sub>: 80 % As + 20 % DV, T<sub>7</sub>: 20 % EE + 80 % DV, T<sub>8</sub>: 50 % EE + 50 % DV, T<sub>9</sub>: 80 % EE + 20 % DV, T<sub>10</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 60 % DV, T<sub>11</sub>: 20 % BCA + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>12</sub>: 20 % As + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>13</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 20 % EE + 40 % DV.

Alexander (1980) sostiene que el P al igual que el N sufre alteraciones que incluyen procesos como la solubilidad, mineralización e inmovilización, procesos que son gobernados por la biomasa microbiana, además señala que los tejidos vegetales contienen 0,05-0,50 % de P, y que su contenido está íntimamente ligado a otros constituyentes del humus, siendo el contenido de P de 0,3-1,0 y de 5-20 % de la concentración de C y N, respectivamente. Añade, que las condiciones que favorecen la solubilización del P son el rango termófilo de la temperatura y las condiciones de acidez del medio. Los resultados obtenidos en P están entre 0,15 y 1,6 %, valores que se encuentran entre los rangos de un compost comercialmente aceptable (Soto y Meléndez, 2003).

Las plantas tienen un contenido en P que varía entre el 0,1 y el 1,2 %, estando al menos el 80 % incorporado a compuestos orgánicos (Domínguez, 1997). Las plantas absorben el P en forma de fosfatos inorgánicos, principalmente como aniones  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  y  $\text{HPO}_4^{2-}$ ; no obstante, la planta puede también, a través de sus enzimas, desprender los grupos fosfatos de los compuestos orgánicos y posteriormente absorberlos. Este elemento, a diferencia del N o el S, no es reducido en la planta al ser asimilado por ella, sino que es incorporado a los compuestos orgánicos en su mismo estado de oxidación (Alcántar y Trejo-Téllez, 2007).

El P es muy importante en la maduración de flores, semillas y frutos. Interviene en la formación y desarrollo de las raíces y tiene un papel importante en la resistencia a la sequía. Como es de esperar, la deficiencia del P afecta todos los aspectos del metabolismo vegetal y del crecimiento, pues las plantas con deficiencia de dicho nutrimento son achaparradas y de crecimiento lento y pueden manifestar pérdidas de hojas maduras, y en casos extremos, desarrollo de áreas necróticas en diversas partes de las plantas (Bidwell, 1979). La nutrición adecuada de P tiene los siguientes efectos favorables: acelera la maduración, mejora los frutos, mejora el crecimiento del follaje y aumenta la resistencia a enfermedades (Barber, 1962).

### **Potasio (K)**

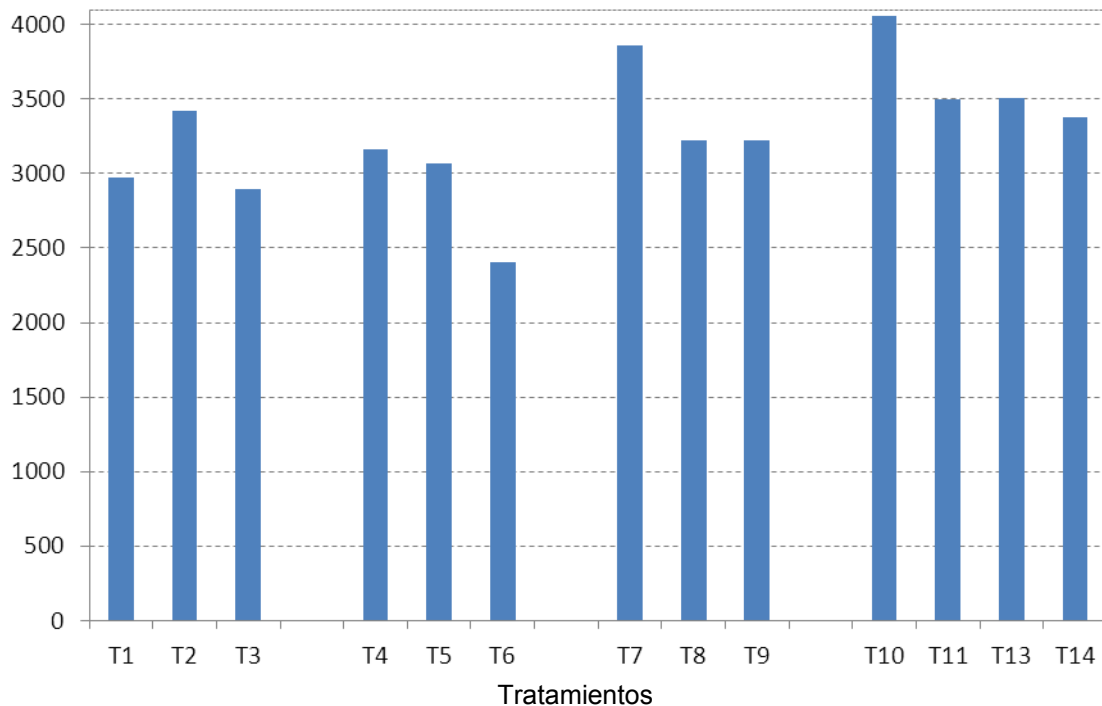
De la misma forma que sucedió con la concentración de N y P, se encontró una amplia variación en las concentraciones totales de K, que oscilaron entre 2408-4060 mg/kg de compost, siendo el T<sub>10</sub> quien mostró el mayor valor, de acuerdo al método de Olsen. Estos resultados se consideran superiores a los reportados por Ormeño y Ovalle (2010), quienes encontraron un contenido de K (1697 mg/kg), menor a lo reportado en este estudio.

En la figura 12 se puede observar el contenido de K en cada una de los tratamientos con dos, tres y cuatro fuentes originales de materia prima (desechos vegetales, bagazo de caña, aserrín y estiércol), con una tendencia a ser superiores en los tratamientos T<sub>7</sub> y T<sub>10</sub>. Las mezclas con bagazo de caña



presentaron poca variabilidad, siendo muy similares los T<sub>1</sub> y T<sub>3</sub>, de igual forma, se apreció en las mezclas con aserrín, siendo los T<sub>4</sub> y T<sub>5</sub> quienes presentaron mayor contenido de K (valores entre 3072-3160 mg/kg de compost); a diferencia de las mezclas con estiércol, en donde el T<sub>7</sub> fue quien presentó más cantidad de K en comparación con los T<sub>8</sub> y T<sub>9</sub>, quienes aportaron la misma cantidad de K.

Es importante resaltar que los T<sub>11</sub> y T<sub>12</sub>, prácticamente presentan una similitud en cuanto al contenido de K, siendo estos, junto con los T<sub>7</sub> y T<sub>10</sub> quienes mostraron los valores más altos en la concentración de K (Tabla 6). Posiblemente, esto se deba a que cuando se tiene una alta proporción de desechos vegetales se obtiene una ganancia de este nutriente. Sin embargo, Castillo *et al.*, 2000, sostienen que en los compost donde sólo se incluyen restos vegetales, se produce una reducción en el contenido de este nutriente, incluyendo también al N y P, caso contrario a lo observado en el presente estudio. Los valores de N, P y K mostrados por Castillo *et al.*, 2000 (N= 0,57-1,25 %, P= 0,03 %, K= 0,11-0,77 %) son inferiores a los obtenidos en este estudio e indica que los sistemas de producción que utilicen mayor cantidad de insumos, tendrán residuos con mayores concentraciones de nutrientes y por lo tanto producirán un compost más enriquecido (Meléndez, 2003). En la figura 12 se puede observar detalladamente que cuando se tienen altas proporciones tanto de bagazo de caña de azúcar, aserrín o estiércol equino, y combinaciones entre ellos con desechos vegetales, la cantidad aportada de K es más baja (T<sub>3</sub>, T<sub>6</sub>, T<sub>9</sub> y T<sub>13</sub>).



**Figura 12.** Concentración de potasio (mg/kg) en cada uno de los tratamientos obtenidos por las diferentes mezclas de Bagazo de Caña de Azúcar (BCA), Aserrín (As), Estiércol Equino (EE) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje. T<sub>1</sub>: 20 % BCA + 80 % DV, T<sub>2</sub>: 50 % BCA + 50 % DV, T<sub>3</sub>: 80 % BCA + 20 % DV, T<sub>4</sub>: 20 % As + 80 % DV, T<sub>5</sub>: 50 % As + 50 % DV, T<sub>6</sub>: 80 % As + 20 % DV, T<sub>7</sub>: 20 % EE + 80 % DV, T<sub>8</sub>: 50 % EE + 50 % DV, T<sub>9</sub>: 80 % EE + 20 % DV, T<sub>10</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 60 % DV, T<sub>11</sub>: 20 % BCA + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>12</sub>: 20 % As + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>13</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 20 % EE + 40 % DV.

Según Meléndez (2003), los mayores contenidos de N (1,94 %), P (3,78 %) y K (2,45 %) se reportan en los residuos animales en relación a los derivados de fuentes vegetales, resultados que concuerdan con este estudio, ya que las mezclas con estiércol y desechos vegetales fueron las que aportaron mayor contenido de nutrientes N, P y K. Castillo *et al.*, 2000 le atribuye una menor contribución de nutrientes en materiales de origen vegetal, por lo que se recomienda que al momento de elaborar enmiendas orgánicas deben incorporarse materiales de origen animal con la finalidad de obtener un producto con mayor valor nutricional.

Investigaciones han demostrado que mantener una cantidad adecuada de potasio en la planta es clave para que esta soporte mejor el estrés ocasionado por factores, tales como sequía, altas temperaturas, enfermedades, insectos,

etc. Las plantas que tienen altos contenidos de K requieren menos agua para producir un rendimiento dado o se puede obtener más rendimiento con solamente un pequeño incremento en el suplemento de agua. En suelos con cantidades adecuadas de K (balanceado con otros nutrientes), se promueve el crecimiento y proliferación de raíces. Una mayor penetración de la raíz generalmente incrementa el volumen de suelo en contacto con ella, dando a las plantas un mejor acceso al agua del suelo. Suficiente K incrementa la elongación, la turgencia y la tasa de regeneración de la raíz. El K incrementa la eficiencia de la fotosíntesis y evapotranspiración. Una de las principales funciones del K es ayudar a la apertura y cerrado de los estomas (pequeños poros en la hoja), si los estomas no se abren y cierran adecuadamente, la planta no fija suficiente  $\text{CO}_2$  y pierde innecesariamente agua a través de la evapotranspiración (Informaciones Agronómicas, 2000).

Es importante resaltar que el K se encuentra en la planta en concentraciones que varían del 1 al 6 % (Mengel y Kirkby, 1978). Cuando el K absorbido se asimila en las células, puede formar compuestos con los ácidos orgánicos e inorgánicos del interior de las mismas, que sirven conjuntamente con el K en forma iónica para regular el potencial osmótico celular, regulando así, el contenido del agua interna. En algunas plantas jóvenes esta función osmoreguladora puede ser reemplazada por otros cationes como el litio y el sodio, pero siempre de una forma restringida, es decir, antes de los efectos tóxicos que puedan traer colateralmente (Rodríguez, 1982).

Se han observado efectos favorables del K en la resistencia de las plantas al frío y heladas, al evitar el deterioro de la permeabilidad de las membranas celulares. También tiene un efecto benigno sobre la resistencia a la sequía, como un elemento regulador de la actividad de los estomas, así como para reducir la transpiración, aumentando la eficiencia de agua por la planta (López, 1990). El K se acumula, principalmente, en las partes vegetales donde la división celular y los procesos de crecimiento son más activos. En los casos de deficiencia, el K es trasladado de las hojas adultas a los tejidos meristemáticos y puede provocar también la acumulación de aminoácidos solubles, que son alimentos de patógenos. La función exacta del K en el crecimiento vegetal no

se ha definido claramente; sin embargo se asocia al mantenimiento de la turgencia, la cual es imprescindible para el desarrollo normal de los procesos metabólicos y cuya pérdida puede ser un factor físico que facilite la penetración tanto de hongos como de insectos (Yamada, 2004).

### **Calcio (Ca) y Magnesio (Mg)**

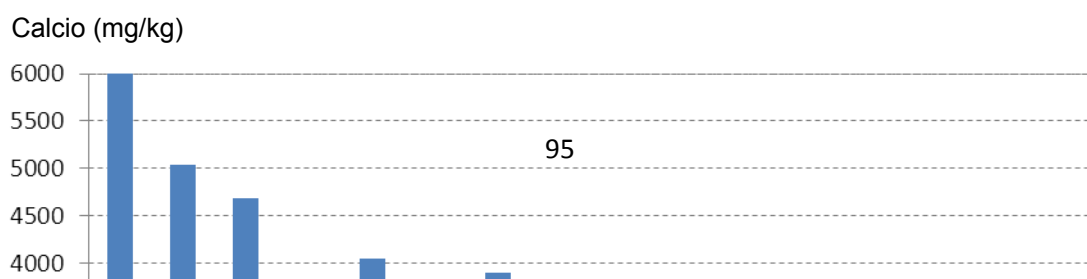
El Ca es un elemento esencial para la formación y desarrollo inicial de todos los órganos y tejidos de las plantas, ya que es indispensable para la formación de cada una de las células y su multiplicación, se requiere para la conformación de las paredes celulares y para la regulación de la integridad de las membranas (Yáñez, 2002), de forma tal, que su carencia genera fuertes malformaciones, necrosis de hojas, aborto de flores, muerte de los puntos meristemáticos de algunos cultivos como apio (corazón negro), tomate, ajíes y sandías (pudrición apical del fruto), manzano (mancha amarga), lechuga (quemazón del ápice), manchas de la inflorescencia en coliflor, etc. El Ca es un elemento que tiene muy poca o nula movilidad en los tejidos, y su movimiento dentro de la planta depende de un buen nivel interno de agua y temperaturas adecuadas con una transpiración normal, por tal motivo, cualquier factor que altere dichos procesos puede causar desbalances de este elemento en el tejido, principalmente, puntos nuevos de crecimiento y frutos (Yáñez, 2002).

Por otra parte, el Mg es un macronutriente que tiene su mayor importancia sobre la síntesis de clorofila y la regulación del pH de la solución dentro de las plantas, también participa en la formación de compuestos de reserva en las semillas. Es importante mantener un balance entre este elemento, el K y el Ca en el tejido. La deficiencia de este elemento se representa con una clorosis intervenal con necrosis en hojas viejas y una palidez del verde de los frutos en desarrollo. El Mg también es importante en la etapa de floración y amarre de flores. La deficiencia de este elemento es común en especies como el manzano, vid, cítricos, aguacate, ajíes, sandías, melones y pepinos. Se sabe de la influencia del Mg en la resistencia a varias enfermedades, entre ellas, las bacteriales, ya que al encontrarse este elemento presente en suficiencia y con reservas puede generar una mayor cantidad de clorofila y, por lo tanto, vigor de

las plantas para soportar más la enfermedad. La aportación de este elemento es cada vez más frecuente con la solución “sales de epsom” (sulfato de Magnesio) por la vía del fertiriego, también existen algunos productos donde el elemento está quelatado para su aplicación foliar (Yáñez, 2002).

Los resultados de este estudio evidenciaron que los contenidos totales de Ca y Mg oscilaron en el rango de 1380-6000 mg/kg para el elemento Ca, y en cuanto al Mg de 290-489 mg/kg compost. Para el caso del Ca, se observó una tendencia a ser superiores en las mezclas de bagazo de caña y desechos vegetales, siendo el T<sub>1</sub> quien presentó el mayor valor de Ca en comparación con el resto de los tratamientos; mas sin embargo, fue el T<sub>7</sub> (80 % desechos vegetales + 20 % estiércol equino), el tratamiento que presentó el menor contenido de Ca (1380 mg/kg) (Tabla 6). Resultados que concuerdan con lo reportado por otros investigadores (Salas y Ramírez, 2001; Delgado *et al.*, 2004; Moreno *et al.*, 2005; Durán y Henríquez, 2007), quienes sostienen que los estiércoles animales no son buena fuente de este elemento, siendo necesaria su mezcla con desechos domésticos o vegetales con la finalidad de garantizar niveles óptimos de Ca en la enmienda orgánica en general.

Los valores de Ca mostraron una tendencia a ser superiores no sólo para el T<sub>1</sub> sino también para los T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub> y T<sub>4</sub> (figura 13), comportamiento similar al encontrado en tres mezclas orgánicas diferentes sometidas a compostaje y vermicompostaje (Delgado *et al.*, 2001) y en residuos vegetales en compostación con cacao (Girón *et al.*, 2001), aunque las concentraciones encontradas en esta investigación fueron muy superiores a las determinadas en dichos estudios.

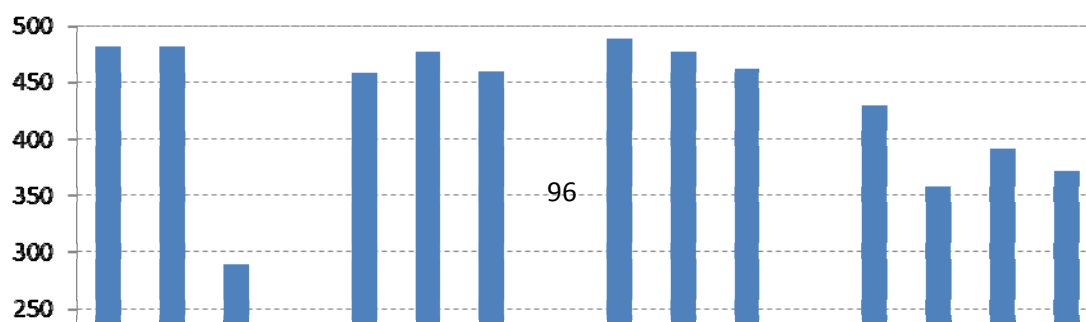


### Tratamientos

**Figura 13.** Concentración de calcio (mg/kg) en cada uno de los tratamientos obtenidos por las diferentes mezclas de Bagazo de Caña de Azúcar (BCA), Aserrín (As), Estiércol Equino (EE) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje. T<sub>1</sub>: 20 % BCA + 80 % DV, T<sub>2</sub>: 50 % BCA + 50 % DV, T<sub>3</sub>: 80 % BCA + 20 % DV, T<sub>4</sub>: 20 % As + 80 % DV, T<sub>5</sub>: 50 % As + 50 % DV, T<sub>6</sub>: 80 % As + 20 % DV, T<sub>7</sub>: 20 % EE + 80 % DV, T<sub>8</sub>: 50 % EE + 50 % DV, T<sub>9</sub>: 80 % EE + 20 % DV, T<sub>10</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 60 % DV, T<sub>11</sub>: 20 % BCA + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>12</sub>: 20 % As + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>13</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 20 % EE + 40 % DV.

Para el caso del Mg los tratamientos T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub>, T<sub>4</sub>, T<sub>5</sub>, T<sub>6</sub>, T<sub>7</sub>, T<sub>8</sub>, T<sub>9</sub> y T<sub>10</sub>, presentaron valores superiores a los 400 mg/kg; mientras que el resto de los tratamientos estuvieron en el rango de 296-391 mg/kg (figura 14). Los contenidos de este nutriente en los distintos tratamientos estimados en este estudio son considerados como máximos aceptables (Legislación Europea 2005), por lo tanto cumplen con los valores óptimos requeridos para enmiendas orgánicas. Sin embargo, visto los resultados obtenidos, los diferentes abonos orgánicos no sólo aportan Ca y Mg, sino otros nutrientes como fósforo (P), potasio (K) y nitrógeno (N) los cuales pueden ser considerados como fertilizantes para las plantas y mejorar la calidad química de los suelos (Ormeño y Ovalle, 2010).

Magnesio (mg/kg)



### Tratamientos

Figura 14. Concentración de magnesio (mg/kg) en cada uno de los tratamientos obtenidos por las diferentes mezclas de Bagazo de Caña de Azúcar (BCA), Aserrín (As), Estiércol Equino (EE) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje. T<sub>1</sub>: 20 % BCA + 80 % DV, T<sub>2</sub>: 50 % BCA + 50 % DV, T<sub>3</sub>: 80 % BCA + 20 % DV, T<sub>4</sub>: 20 % As + 80 % DV, T<sub>5</sub>: 50 % As + 50 % DV, T<sub>6</sub>: 80 % As + 20 % DV, T<sub>7</sub>: 20 % EE + 80 % DV, T<sub>8</sub>: 50 % EE + 50 % DV, T<sub>9</sub>: 80 % EE + 20 % DV, T<sub>10</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 60 % DV, T<sub>11</sub>: 20 % BCA + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>12</sub>: 20 % As + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>13</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 20 % EE + 40 % DV.

Ormeño y Ovalle (2010), reportaron valores superiores en cuanto al contenido de Mg (250-32813 mg/kg) y de Ca (352-4519 mg/kg), para diferentes tipos de abonos orgánicos en cuanto a la calidad de los suelos y el crecimiento de las plántulas de cacao en condiciones de vivero, en comparación con los valores estimados para este estudio. La aplicación de abonos orgánicos como elementos externos al sistema puede mejorar la disponibilidad de nutrientes para las plantas y la calidad de los suelos, contribuyendo con mayor producción de rubros alimenticios. La incorporación de materiales orgánicos de origen animal o vegetal a los suelos, ha demostrado que mejora sus condiciones físicas y, por otra parte, el incremento de la disponibilidad de nutrientes como consecuencia de los procesos de descomposición y mineralización que en ellos ocurren (Arriechi, 2008).

En Venezuela, los abonos orgánicos más utilizados son los estiércoles, compuestos de dietas indigeridas y reacciones metabólicas, floras microbianas, sales de calcio y magnesio de ácidos grasos, queratina y una importante

fracción nitrogenada que incluye amonio. Su calidad puede variar en función del animal que lo ha producido y cantidad de la cama utilizada en estado de descomposición. La cachaza de caña de azúcar de origen vegetal, compostada con polienzimas y producida en grandes cantidades como residuo del proceso de fabricación de cristales de azúcar en los centrales azucareros, es también aprovechada como abono orgánico (Arriechi, 2008).

Soumaré *et al.*, 2003, evaluaron los efectos de compost preparados a partir de desechos sólidos municipales en conjunto con fertilización mineral sobre el crecimiento de plantas en dos suelos tropicales de Mali, África. Los resultados del estudio señalaron la factibilidad de usar este tipo de compost en agricultura tropical para aumentar los rendimientos de los cultivos y mejorar la productividad de suelos francos, arcillo-arenosos y franco-arenosos, ya que mejoró la materia orgánica de los suelos, el nitrógeno total, la disponibilidad del fósforo, rindiendo una mayor producción de alimentos. Sin embargo, destacan que para obtener mayores rendimientos es necesario que los compost se complementen con la adición de fertilizantes minerales (N, P, K) (Arriechi, 2008).

## **2. Microelementos**

En la actualidad, se considera que más de media docena de elementos menores son esenciales para el desarrollo normal de las plantas. Aunque la cantidad de micronutrientes encontrados en las plantas cultivadas es pequeña, todos ellos deben encontrarse presentes en cantidades adecuadas en el suelo para que la planta tenga un crecimiento y rendimientos óptimos. La carencia de uno, cualquiera de ellos, traerá como consecuencia la disminución de los rendimientos y una carencia puede originar la pérdida completa de la cosecha (García, 2001).

Según los datos observados en la tabla 6, los diferentes materiales de origen vegetal, así como el estiércol, utilizados en las mezclas estudiadas, no afectaron la cantidad de los microelementos Mn, Zn, Fe y Cu en el producto final. Los valores obtenidos en este estudio están por debajo de las concentraciones máximas de metales permitidos para compost, según la



comisión nacional del medio ambiente (2000) y según la legislación ecológica europea (2005).

## Hierro (Fe)

La cantidad de Fe encontrada en el producto final osciló entre el rango de 0,09-10,02 mg/kg. Las mezclas con aserrín tiene el valor mayor con respecto al hierro, específicamente el T<sub>5</sub> con 10,02 mg/kg, seguido del T<sub>6</sub> con un contenido total de Fe de 8,95 mg/kg; mas sin embargo, el T<sub>4</sub> a pesar de estar compuesto por aserrín y desechos vegetales, no contó con la presencia de este elemento (figura 15), datos que concuerdan con los reportados por Pérez y Vílchez (2007) quienes observaron el valor mayor de Fe (7398 a 4795 ppm) en mezclas con aserrín.

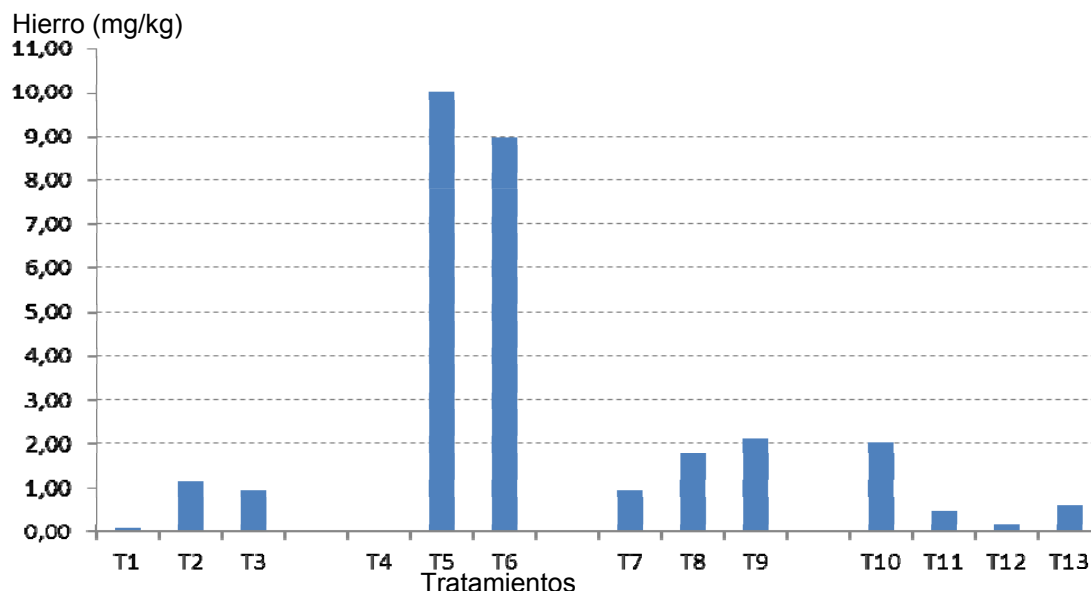


Figura 15. Concentración de hierro (mg/kg) en cada uno de los tratamientos obtenidos por las diferentes mezclas de Bagazo de Caña de Azúcar (BCA), Aserrín (As), Estiércol Equino (EE) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje. T<sub>1</sub>: 20 % BCA + 80 % DV, T<sub>2</sub>: 50 % BCA + 50 % DV, T<sub>3</sub>: 80 % BCA + 20 % DV, T<sub>4</sub>: 20 % As + 80 % DV, T<sub>5</sub>: 50 % As + 50 % DV, T<sub>6</sub>: 80 % As + 20 % DV, T<sub>7</sub>: 20 % EE + 80 % DV, T<sub>8</sub>: 50 % EE + 50 % DV, T<sub>9</sub>: 80 % EE + 20 % DV, T<sub>10</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 60 % DV, T<sub>11</sub>: 20 % BCA + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>12</sub>: 20 % As + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>13</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 20 % EE + 40 % DV.

El Fe está ligado directamente con la producción de clorofila y la fotosíntesis de las plantas, por lo que su carencia parcial origina un amarillamiento intervenal y, en ocasiones, amarillamiento total en hojas jóvenes, sin que el tamaño de las mismas se vea reducido. Cuando la carencia es severa los ápices de los brotes y las hojas muestran necrosis.

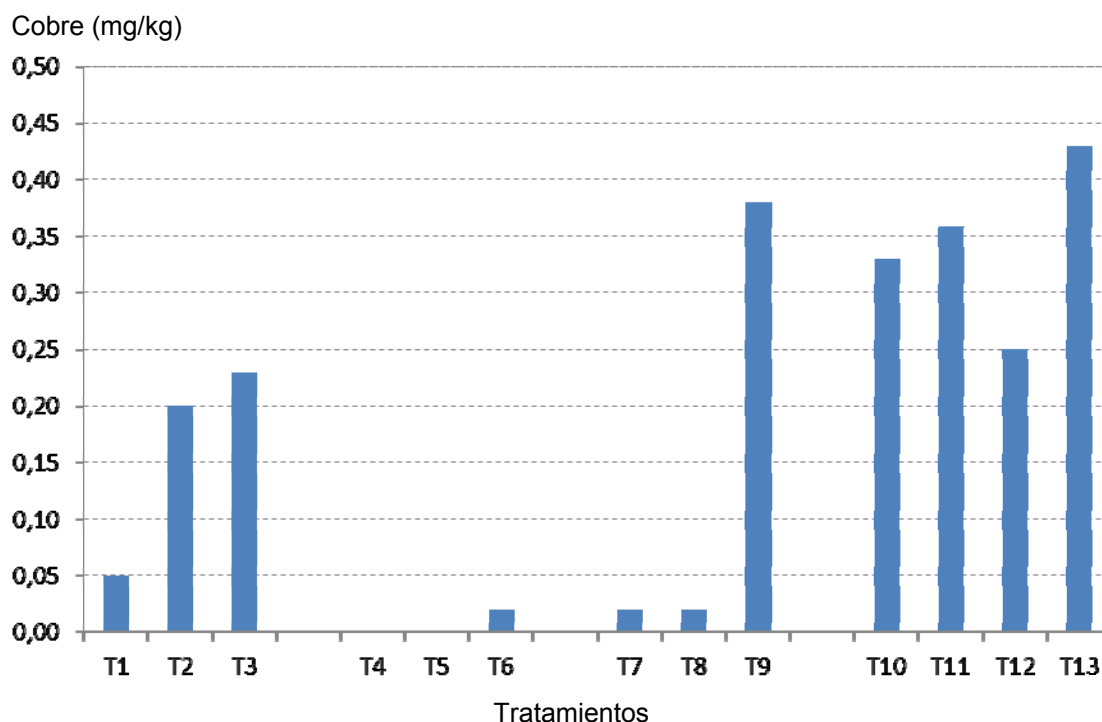
## **Cobre (Cu)**

Con relación al Cu, los contenidos totales de este nutriente oscilaron entre 0,02-0,43 mg/kg (figura 16). La mezcla combinada de bagazo de caña, aserrín, estiércol y desechos vegetales (T<sub>13</sub>) obtuvo el mayor valor encontrado (0,43 mg/kg) y en segundo lugar el T<sub>9</sub> con 0,38 mg/kg. Es importante resaltar que los T<sub>4</sub> y T<sub>5</sub> compuestos solo por aserrín y desechos vegetales, carecen de este nutriente en el producto final. Sin embargo, Pérez y Vílchez (2007), en su proceso de compostaje reportaron que las mezclas con aserrín (solo) obtuvieron el mayor valor encontrado en cuanto al Cu (315 ppm). Los resultados obtenidos en este estudio son muy inferiores a los reportados por Polo (2011), quien registro valores de 6,73-15,61 mg/kg para el contenido de Cu. Según Abad (1998), los contenidos de Cu estuvieron muy por debajo de los 450 mg/kg, valor máximo permitido para un abono destinado a uso hortícola, por lo tanto el rango de 0,02-0,43 mg/kg en el presente estudio, por ser niveles trazas, no representan riesgo alguno de toxicidad para los cultivos; por el contrario, podría satisfacer las necesidades de este elemento que es un importante componente de sistemas enzimáticos cuando sus concentraciones son adecuadas.

## **Manganeso (Mn) y Zinc (Zn)**

En esta investigación los contenidos de Mn en el producto final varió de 0,05-3,39 mg/kg (figura 17). Se podría decir que son similares a los encontrados por Polo (2011) (0,062-0,49 mg/kg), y que pueden cumplir con los valores aceptados por la legislación ambiental para enmiendas orgánicas. La mayor cantidad de Mn fue encontrada en la mezcla con residuos de aserrín y desechos vegetales (T<sub>6</sub>) y la menor cantidad fue registrada para el T<sub>13</sub> (0,05 mg/kg) (Tabla 6). La correcta selección y tratamiento de los materiales a procesar, son los factores que determinan los contenidos de este elemento en una enmienda orgánica, ya que como lo demostraron Tiquia *et al.*, 2002, no existen pérdidas en los niveles de Mn a lo largo del proceso de compostaje sino un enriquecimiento en los niveles de este elemento. Es importante resaltar que

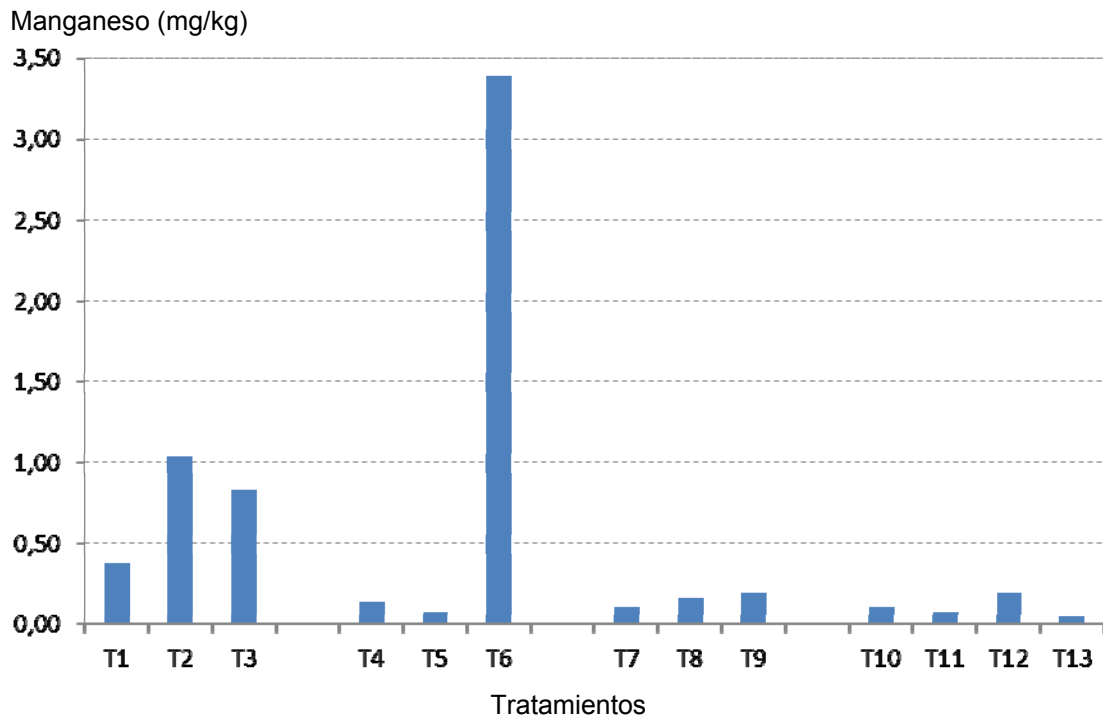
en comparación con los resultados de este trabajo, otros estudios han determinado que los desechos de cocina, en mezcla con estiércol animal, generan abono con bajos contenidos de Mn. Las mezclas de estiércol equino y desechos vegetales en la presente investigación generaron en el compost final bajos contenidos de Mn según Moreno *et al.*, 2005 y Sánchez de Pinto *et al.*, 2006, por lo tanto, es de resaltar las concentraciones de Mn obtenidas para el T<sub>6</sub> (20 % desechos vegetales + 80 % aserrín) en este estudio.



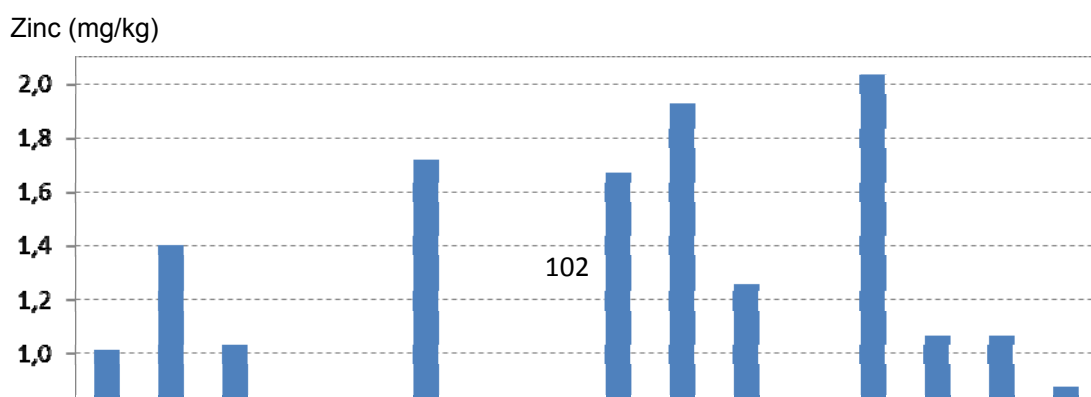
**Figura 16.** Concentración de cobre (mg/kg) en cada uno de los tratamientos obtenidos por las diferentes mezclas de Bagazo de Caña de Azúcar (BCA), Aserrín (As), Estiércol Equino (EE) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje. T<sub>1</sub>: 20 % BCA + 80 % DV, T<sub>2</sub>: 50 % BCA + 50 % DV, T<sub>3</sub>: 80 % BCA + 20 % DV, T<sub>4</sub>: 20 % As + 80 % DV, T<sub>5</sub>: 50 % As + 50 % DV, T<sub>6</sub>: 80 % As + 20 % DV, T<sub>7</sub>: 20 % EE + 80 % DV, T<sub>8</sub>: 50 % EE + 50 % DV, T<sub>9</sub>: 80 % EE + 20 % DV, T<sub>10</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 60 % DV, T<sub>11</sub>: 20 % BCA + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>12</sub>: 20 % As + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>13</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 20 % EE + 40 % DV.

En el caso del Zn, los contenidos totales variaron entre 0,60-2,04 mg/kg (figura 18). La mayor cantidad de Zn fue registrada para la mezcla combinada de bagazo de caña, aserrín y desechos vegetales (T<sub>10</sub>), seguido de los T<sub>8</sub> y T<sub>5</sub>, y la menor cantidad fue registrada para el T<sub>6</sub> (Tabla 6). En comparación con la legislación ambiental para enmiendas orgánicas, los valores totales del Zn están muy por debajo del límite tomado como aceptable para enmiendas

orgánicas (200-1800 mg/kg). Dumonet *et al.*, 2001, señalan que la calidad del producto final (compost) va a depender de la calidad de los materiales del compostaje, los cuales deben estar libres de compuestos xenobióticos y ser bajos en el contenido de metales trazas solubles que afecten el proceso de compostaje.



**Figura 17.** Concentración de manganeso (mg/kg) en cada uno de los tratamientos obtenidos por las diferentes mezclas de Bagazo de Caña de Azúcar (BCA), Aserrín (As), Estiércol Equino (EE) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje. T<sub>1</sub>: 20 % BCA + 80 % DV, T<sub>2</sub>: 50 % BCA + 50 % DV, T<sub>3</sub>: 80 % BCA + 20 % DV, T<sub>4</sub>: 20 % As + 80 % DV, T<sub>5</sub>: 50 % As + 50 % DV, T<sub>6</sub>: 80 % As + 20 % DV, T<sub>7</sub>: 20 % EE + 80 % DV, T<sub>8</sub>: 50 % EE + 50 % DV, T<sub>9</sub>: 80 % EE + 20 % DV, T<sub>10</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 60 % DV, T<sub>11</sub>: 20 % BCA + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>12</sub>: 20 % As + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>13</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 20 % EE + 40 % DV.



## Tratamientos

**Figura 18.** Concentración de zinc (mg/kg) en cada uno de los tratamientos obtenidos por las diferentes mezclas de Bagazo de Caña de Azúcar (BCA), Aserrín (As), Estiércol Equino (EE) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje. T<sub>1</sub>: 20 % BCA + 80 % DV, T<sub>2</sub>: 50 % BCA + 50 % DV, T<sub>3</sub>: 80 % BCA + 20 % DV, T<sub>4</sub>: 20 % As + 80 % DV, T<sub>5</sub>: 50 % As + 50 % DV, T<sub>6</sub>: 80 % As + 20 % DV, T<sub>7</sub>: 20 % EE + 80 % DV, T<sub>8</sub>: 50 % EE + 50 % DV, T<sub>9</sub>: 80 % EE + 20 % DV, T<sub>10</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 60 % DV, T<sub>11</sub>: 20 % BCA + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>12</sub>: 20 % As + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>13</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 20 % EE + 40 % DV.

El Zn está ligado al desarrollo, expansión foliar y en el proceso de fotosíntesis, por lo que su carencia parcial o total se liga con la falta de tamaño de las hojas, con una clorosis intervenal y falta de elongación de los tallos, ya que este elemento se requiere para la formación de triptófano, aminoácido esencial considerado el precursor para la síntesis de auxinas, hormonas vegetales que participan en la elongación de tallos y hojas y en la formación de nuevas raíces. La combinación de Nitrógeno con Zinc es excelente para fomentar elongación de tallos y hojas, y la mezcla de estos elementos con giberelinas, promueven de manera rápida y efectiva, una aceleración e intensidad en el crecimiento vegetativo. Dentro de las especies frutales se ha observado que el nogal, la vid y los cítricos, presentan frecuentemente carencia de este elemento, ya sea por un alto requerimiento del mismo, o por un desarrollo acelerado que no permite que el elemento llegue oportunamente al sitio donde se le requiere (Yáñez, 2002).

De manera muy general, el Fe es constituyente de varias enzimas de oxidoreducción, entre las que se figuran las catalasas y peroxidasas

deshidrogenadas. Participa en la síntesis de clorofila y de proteína; el Cu es esencial para el metabolismo de las plantas, es parte integral de compuestos enzimáticos (Kass, 1996); el Mn es esencial para la fotosíntesis, en la síntesis de clorofila y en la formación y funcionamiento de cloroplastos, es fundamental como cofactor en la actividad de varias enzimas, por lo que está fuertemente ligado a la regulación del metabolismo hormonal (Yáñez, 2002), por lo tanto, su concentración en el suelo es vital para la fertilidad del mismo. El Zn interviene en la formación de auxinas, síntesis de proteína, como agente catalítico en reacciones oxidantes, en el metabolismo de carbohidratos y fotosíntesis (García, 2001).

Según Meléndez y Soto (2003), el conocer cuánto de los nutrimentos son retenidos en el compost sirve como un estimativo de su efecto residual. No existe hasta ahora un análisis único que mida con precisión la calidad del compost, pero esto puede ser por las características mismas de este producto, donde no solo se busca un material que libere nutrimentos en cantidades adecuadas, se requiere también que mejore la estructura del suelo, controle enfermedades, retenga agua, aumente la capacidad de intercambio catiónico, etc. Un simple análisis químico del compost no nos daría todas estas respuestas, es necesaria la combinación de varios estudios. El éxito en la aplicación de un abono o enmienda está dado por su capacidad para brindar a los cultivos las cantidades suficientes de nutrientes en complejos asimilables, proceso a su vez, influenciado por el pH y el tamaño de las partículas (Leblanc *et al.*, 2007).

Es importante mencionar que se encontraron abonos que en forma simultánea presentaron contenidos bajos de algún elemento en particular, pero al mismo tiempo, cantidades moderadas y altas de otros. Por ejemplo, el T<sub>4</sub> tuvo 1 % de N (la concentración más baja), 458 mg/kg de Mg y 3160 mg/kg de K (contenidos entre moderados y altos), e incluso, nulos o carencia de algún elemento como el caso del T<sub>4</sub> que carece de nutrientes como el Fe y Cu y el T<sub>5</sub> abono sin cantidad apreciable de Cu.

Otro aspecto interesante de los tratamientos, fue que a pesar de su similitud tanto en el proceso de fabricación como en las materias primas, mostraron

variabilidad en el contenido de nutrientes. Esto se hace más evidente en los contenidos de N, K, Mn, Fe, etc. Los autores consideran que esto posiblemente se deba a la utilización de diferentes proporciones en la materia prima, así como a cambios en el proceso. Lo anterior recalca la variabilidad existente en los contenidos de nutrimentos, aún en abonos orgánicos que pertenecen a la misma categoría, poniendo en evidencia la necesidad de más investigación sobre la caracterización de los materiales orgánicos utilizados, así como sobre los procesos para su fabricación.

Algunos autores señalan que los análisis de contenidos totales de elementos no provee toda la información necesaria para conocer la disponibilidad de los nutrimentos, ya que no siempre un abono que contenga más nutrimentos totales es el que los libera con más facilidad (Vandevivere y Ramírez, 1995). Pese a ello, la tendencia general es que los abonos orgánicos con altos contenidos de nutrimentos tienen mayor posibilidad de aportar igualmente mayores cantidades de éstos al sistema, luego de su descomposición (Bertsch, 1998), teniendo en cuenta sus características de pH, humedad, granulometría, madurez y estabilidad biológica.

En forma adicional se determinaron otros índices comúnmente utilizados para la caracterización de los abonos orgánicos, como son el pH final y la conductividad eléctrica de cada uno de los composts obtenidos.

### **pH final**

El pH, es considerado como una variable indicadora del desarrollo del proceso de compostaje y es utilizada para determinar el grado de madurez de los materiales orgánicos finales (Arrieche, 2008). En este estudio, las enmiendas orgánicas obtenidas como producto final presentaron valores de pH que oscilaron en el rango de 6,7 a 8,1. De acuerdo a la tabla 6, los composts en esta investigación se pueden clasificar en tres categorías: neutros (pH=7-7,5), ácidos (pH=5-6,5) y ligeramente básicos (pH=8) (Domínguez, 2010).

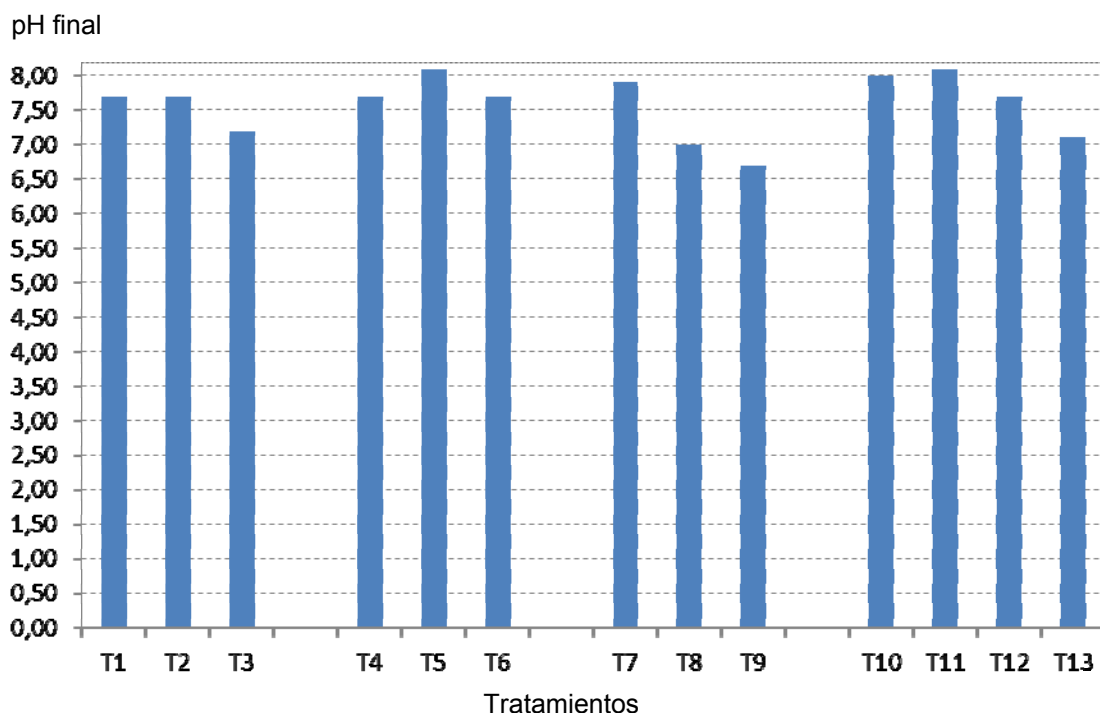
Para la categoría de los composts con pH neutros, se encuentran los tratamientos T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub>, T<sub>4</sub>, T<sub>6</sub>, T<sub>7</sub>, T<sub>8</sub>, T<sub>11</sub> y T<sub>13</sub>) (Figura 19). A este respecto,

algunos autores han encontrado valores de 6,2 y 7,8 para materiales provenientes de la caña de azúcar (bagazo y cachaza) (Madrid y Castellano, 1998; Zambrano, 2005), y para el estiércol de gallinas valores de 7,6 muy similares a los encontrados en este estudio (Pascual, 1996).

En los tratamientos correspondientes a la categoría de los pH ácidos, se encuentra el tratamiento T<sub>9</sub>; el resto de los tratamientos (T<sub>5</sub>, T<sub>10</sub> y T<sub>11</sub>), son considerados ligeramente básicos y muy homogéneos entre sí, según Domínguez (2010), posiblemente esto se deba a los elevados contenidos de Ca que puedan estar aportando dichos compost.

En términos generales, un abono orgánico puede considerarse estable en un rango de pH entre 7 a 8 (Debosz *et al.*, 2002). Con el avance del proceso de compostaje esta variable aumentó, posiblemente por la degradación de proteínas y la liberación de amoníaco (Osorio y Orozco, 1998) y conforme se estabiliza el material, los valores de pH se suelen situar entre 7 y 8. Desde este punto de vista, los materiales evaluados pueden considerarse como estables, ya que al finalizar el período de compostaje el pH de las distintas mezclas se ubica dentro del rango de valores de pH permitidos (Costa *et al.*, 1992).





**Figura 19.** pH final del compost en cada uno de los tratamientos obtenidos por las diferentes mezclas de Bagazo de Caña de Azúcar (BCA), Aserrín (As), Estiércol Equino (EE) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje. T<sub>1</sub>: 20 % BCA + 80 % DV, T<sub>2</sub>: 50 % BCA + 50 % DV, T<sub>3</sub>: 80 % BCA + 20 % DV, T<sub>4</sub>: 20 % As + 80 % DV, T<sub>5</sub>: 50 % As + 50 % DV, T<sub>6</sub>: 80 % As + 20 % DV, T<sub>7</sub>: 20 % EE + 80 % DV, T<sub>8</sub>: 50 % EE + 50 % DV, T<sub>9</sub>: 80 % EE + 20 % DV, T<sub>10</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 60 % DV, T<sub>11</sub>: 20 % BCA + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>12</sub>: 20 % As + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>13</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 20 % EE + 40 % DV.

El pH afecta a la disponibilidad de nutrientes del sustrato, la conductividad eléctrica y la actividad biológica. En condiciones de cultivo intenso es recomendable mantener el pH del sustrato dentro de un rango establecido. Las plantas pueden crecer sin sufrir desórdenes fisiológicos en un intervalo de pH entre 5 y 8, siempre que las concentraciones de nutrientes disponibles se mantengan en niveles suficientes y la forma que se les suministre sea la adecuada. En condiciones de extrema acidez o alcalinidad, la planta puede sufrir en su desarrollo. En sustratos orgánicos, el rango óptimo de pH para el crecimiento de las plantas es el comprendido entre 5 y 5,5 (Ansorena, 1994). Otros autores afirman que el rango es de 5 a 5,8, lo que no excluye que puedan crecer satisfactoriamente fuera de este intervalo. Un pH por encima de 6 puede suponer ligeras dificultades en disponer de Fe, P, Mn, B y Zn; si por el contrario, nos encontramos pH por debajo de 5, habrá deficiencias de P, K, Ca,

N, Cu y Mo. Si el pH no se encuentra en el intervalo deseado se deberá ajustar con enmiendas. En el caso de sustratos ácidos, será mediante la adición de yeso (sulfato de calcio) o cal (carbonato de calcio); si es básico, se le añadirá azufre. La cantidad de cal o azufre a añadir al sustrato dependerá del pH y la capacidad de intercambio catiónico.

### **Conductividad eléctrica (CE):**

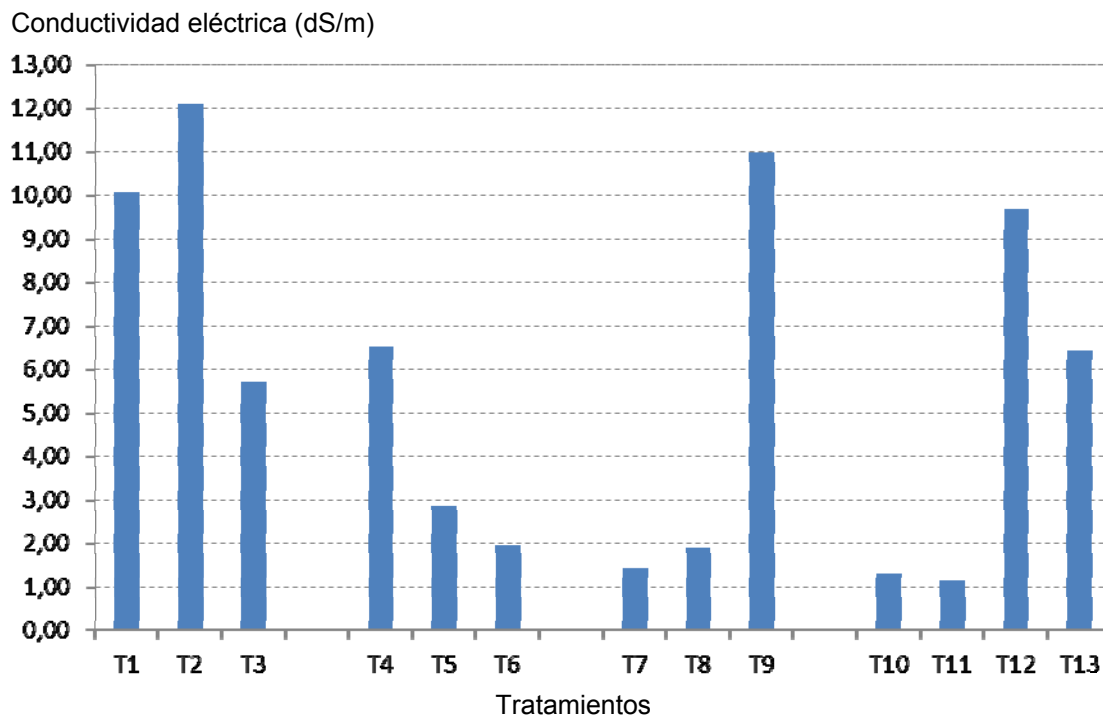
La CE es un indicador de las sales solubles contenidas en la matriz orgánica. El compost de residuos sólidos puede alcanzar niveles de salinidad considerables debido a la presencia de sales en los materiales originales y a su concentración relativa durante la mineralización parcial de los mismos. Un exceso de salinidad puede tener efectos limitantes sobre el crecimiento vegetal, tanto debido a factores osmóticos, como al efecto de iones específicos. La salinidad de un compost puede variar ampliamente en función de los materiales originales empleados en el proceso, y puede alcanzar valores de en torno a 10 mS/cm o 10 dS/m (Barker, 1997). La CE de una enmienda orgánica al final del proceso de compostaje debe oscilar entre 5 y 8 dS/m (Saviozzi *et al.*, 1997); sin embargo, los valores van a depender del origen del material y del tipo de alimentación de los animales sobre todo cuando se trata de los estiércoles (Beloso, 1991).

En la presente investigación, los valores determinados para la CE en cada uno de los composts obtenidos, oscilaron dentro del rango comprendido entre 1,16 a 12,08 dS/m, según el método en suspensión 1:5 (Tabla 6), valores que coinciden con los reportados por otros investigadores (Pérez *et al.*, 2011, Sánchez *et al.*, 2008), quienes encontraron que la CE oscilaba en un rango de 1,5 a 11,5 dS/m y de 6,1 a 19,3 dS/m, respectivamente. Estos investigadores sostienen que los valores estimados de CE en compost finales, son debidos posiblemente a las condiciones climáticas (lluvia y temperatura) que sufrieron las pilas al estar expuestas a la intemperie.

De acuerdo con la figura 20, el T<sub>2</sub> es el que mayor CE presenta (12,08 dS/m); en segundo lugar, el T<sub>9</sub> (10,96 dS/m) y por último el T<sub>1</sub> con una CE de 10,06

dS/m, posiblemente esto se deba a que el contenido de sales se incrementa a medida que avanza la descomposición de los materiales (Pino *et al.*, 2005). Por otro lado, también se le atribuye a los altos contenidos de Mg y Ca que presentan dichos tratamientos. En el caso del T<sub>9</sub>, por presentar una alta proporción de estiércol equino (80 %), esto puede significar mayor contenido de sales debido a que la materia prima contiene orine y restos de heces. También el T<sub>2</sub>, por estar formado por residuos como el bagazo de caña de azúcar (el cual es ligeramente ácido) y desechos vegetales constituidos principalmente por cáscaras de frutos cítricos, ramas lignificadas, entre otros, tiende a ser ácido y presentar mayor CE (Pérez y Vílchez, 2007).

En cuanto a la naturaleza de las materias primas de los composts, se observa que los T<sub>6</sub>, T<sub>7</sub>, T<sub>8</sub>, T<sub>10</sub> y T<sub>11</sub> fueron los que presentaron los valores más bajos de CE, valores que oscilaron entre 1,16 y 2,85 dS/m, siendo el T<sub>11</sub> el que presentó el valor más bajo en comparación con el resto de los tratamientos (tabla 6). Martínez *et al.*, 2008 expresan que la lixiviación de sales, como consecuencia de las precipitaciones ocurridas durante la fase de descomposición, podrían explicar la disminución de la conductividad eléctrica en los composts de los tratamientos mencionados anteriormente.



**Figura 20.** Conductividad eléctrica (dS/m) del compost en cada uno de los tratamientos obtenidos por las diferentes mezclas de Bagazo de Caña de Azúcar (BCA), Aserrín (As), Estiércol Equino (EE) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje. T<sub>1</sub>: 20 % BCA + 80 % DV, T<sub>2</sub>: 50 % BCA + 50 % DV, T<sub>3</sub>: 80 % BCA + 20 % DV, T<sub>4</sub>: 20 % As + 80 % DV, T<sub>5</sub>: 50 % As + 50 % DV, T<sub>6</sub>: 80 % As + 20 % DV, T<sub>7</sub>: 20 % EE + 80 % DV, T<sub>8</sub>: 50 % EE + 50 % DV, T<sub>9</sub>: 80 % EE + 20 % DV, T<sub>10</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 60 % DV, T<sub>11</sub>: 20 % BCA + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>12</sub>: 20 % As + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>13</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 20 % EE + 40 % DV.

A pesar de que se observa en la figura 20 una heterogeneidad en cuanto al contenido de sales presentes en los composts finales, según la Legislación Europea (2005), estos valores se encuentran en el límite de los valores aceptables para enmiendas orgánicas. Por otro lado, (Bunt, 1988) indica que en sustratos ricos en materia orgánica, la CE debe ser de 0,75 a 1,99 dS/m y las plantas crecen satisfactoriamente, pero si se cultivan especies sensibles a CE por arriba de 2,0 dS/m, reducirán su crecimiento. También señala que en presencia de una CE de 3,5 a 5,0 dS/m, la salinidad es muy elevada para la mayoría de las plantas y que solo especies vigorosas resisten esta condición.

En este estudio se pudo corroborar que la CE presente en cada uno de los composts no fue un factor limitante para el proceso de germinación y crecimiento de las plántulas de *Lycopersicon esculentum*. No se observaron

efectos detrimentales en el crecimiento y rendimiento de estas plántulas de tomate en CE menor a 2,0 d/sm.

Es importante resaltar que el agua de riego utilizada no contribuyó considerablemente al contenido de sales en los tratamientos y el nivel de precipitaciones de la zona no representó un factor importante para el lavado de las sales. Se puede inferir que la CE fue disminuyendo a medida que avanzó la descomposición de los residuos, la cual fue más pronunciada en el T<sub>11</sub>. Gran parte de esta disminución de la CE para algunos tratamientos debe estar asociada a fenómenos de lixiviación en la masa inicial provocados por la humectación excesiva de las mismas.

Según el reglamento de la Comisión Nacional del Medio Ambiente (2010), los composts obtenidos en esta investigación se pueden clasificar en compost clase A y composts clase B. Los composts obtenidos de los tratamientos T<sub>5</sub>, T<sub>6</sub>, T<sub>7</sub>, T<sub>10</sub> y T<sub>11</sub>, calificaron como compost clase A por presentar una CE inferior a 3 dS/m y una relación C/N menor a 25:1; mientras que los composts obtenidos de los tratamientos T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub>, T<sub>4</sub>, T<sub>9</sub>, T<sub>12</sub> y T<sub>13</sub> clasificaron como clase B por tener una CE sobre 3 dS/m.

### **Capacidad de retención de agua (%)**

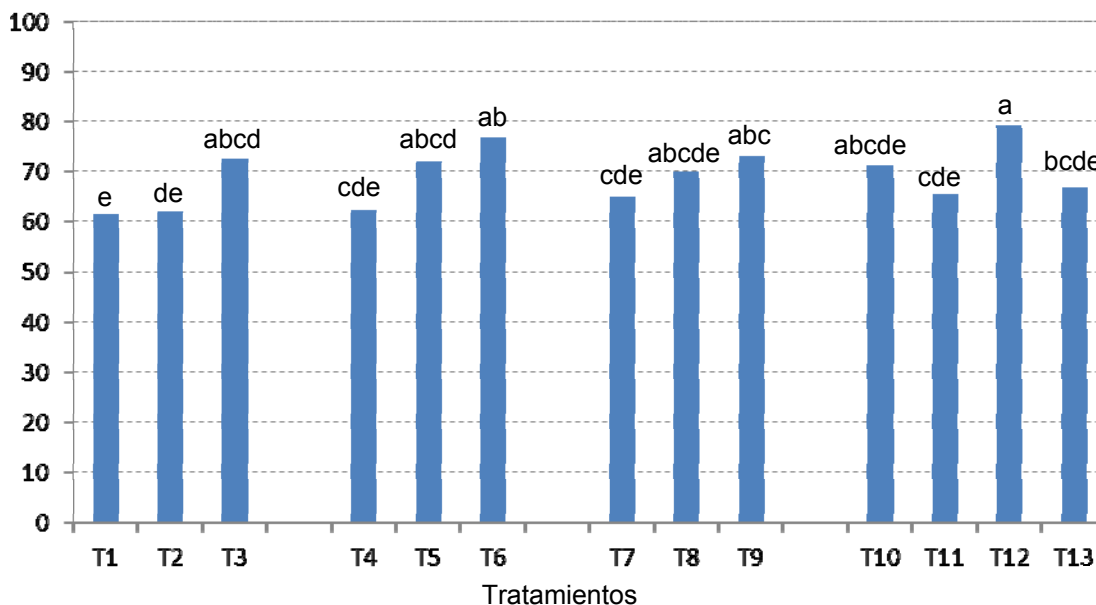
El contenido de agua en las materias primas, la actividad microbiana, el nivel de oxígeno y la temperatura son factores directamente relacionados con la humedad global de la pila de compostaje (Moral y Moreno, 2008). El contenido de humedad durante el proceso de compostaje tiende a disminuir, dependiendo de la frecuencia de volteos y de las condiciones climáticas. Altos niveles de humedad limitan la buena oxigenación del proceso, y puede facilitar una mayor pérdida de nitrógeno, tanto por una pobre actividad microbiana aeróbica, como porque se crean condiciones de reducción que favorecen la desnitrificación (Meléndez y Soto, 2003).

La capacidad de retención de humedad que presentaron estos composts como producto final en el presente estudio varió de 63 a 79 % (Figura 21), valores

similares a los reportados por Pérez y Vílchez (2007) (54,68 a 60,91 % m/m). Según Castillo *et al.*, 2002, el punto óptimo de humedad para conseguir la máxima eficiencia del proceso de formación del abono se encuentra entre el 50 y 65 %; no obstante, se debe distinguir entre la humedad del proceso de compostaje, la humedad que debe presentar el compost para su comercialización y su capacidad de retención de agua como sustrato de cultivo o como mejorador del suelo. Mientras más capacidad de retención de humedad presente un compost, mejor será de disponibilidad de la solución nutritiva para las plantas en el suelo donde se aplique como abono. De acuerdo a la Figura 21, los composts que presentaron mayor capacidad de retención de humedad fueron los provenientes de los tratamientos T<sub>3</sub>, T<sub>6</sub>, T<sub>9</sub> y T<sub>12</sub>; y los composts de los tratamientos T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub>, T<sub>4</sub>, T<sub>7</sub>, T<sub>12</sub> y T<sub>13</sub> quienes presentaron la menor capacidad de retención de humedad.

El material que presentó mayor capacidad de retención de humedad fue el tratamiento T<sub>12</sub>, encontrándose por encima del 60 % m/m con diferencia estadísticamente significativa al resto de los tratamientos, seguido del tratamiento T<sub>9</sub> y T<sub>6</sub> y en tercer lugar el tratamiento T<sub>3</sub> con un comportamiento estadísticamente diferente. Siguiendo el orden de mayor a menor, aparece un grupo muy homogéneo con comportamiento estadísticamente igual, pero muy diferente al resto de los tratamientos, representado por los tratamientos T<sub>3</sub> y T<sub>5</sub> seguido de los tratamientos T<sub>8</sub> y T<sub>10</sub>, y por último los tratamientos T<sub>11</sub> y T<sub>7</sub>, hasta llegar a los de menor porcentaje de humedad, en orden decreciente: T<sub>13</sub>, T<sub>11</sub>, T<sub>7</sub>, T<sub>4</sub>, T<sub>2</sub> y T<sub>1</sub>, con diferencias estadísticas entre ellos y al resto de los materiales.

Capacidad de retención de humedad (% m/m)



**Figura 21.** Capacidad de retención de humedad (% m/m) del compost en cada uno de los tratamientos obtenidos por las diferentes mezclas de Bagazo de Caña de Azúcar (BCA), Aserrín (As), Estiércol Equino (EE) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje. T<sub>1</sub>: 20 % BCA + 80 % DV, T<sub>2</sub>: 50 % BCA + 50 % DV, T<sub>3</sub>: 80 % BCA + 20 % DV, T<sub>4</sub>: 20 % As + 80 % DV, T<sub>5</sub>: 50 % As + 50 % DV, T<sub>6</sub>: 80 % As + 20 % DV, T<sub>7</sub>: 20 % EE + 80 % DV, T<sub>8</sub>: 50 % EE + 50 % DV, T<sub>9</sub>: 80 % EE + 20 % DV, T<sub>10</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 60 % DV, T<sub>11</sub>: 20 % BCA + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>12</sub>: 20 % As + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>13</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 20 % EE + 40 % DV. Volumen fijo para todos los tipos de biomasa sometidas a saturación con agua destilada. Promedio de tres repeticiones. Letras distintas indican promedios estadísticamente diferentes (Duncan,  $p \leq 0,05$ ).

Los residuos como el aserrín y el estiércol tienen gran capacidad de absorción y retención de humedad, esta característica favorece una mayor actividad microbiana, por tanto mayor temperatura lo que permite la pasteurización del sustrato; también representa mayor ahorro de agua en el proceso de compostaje y luego en el suelo a abonar. La importancia de esta variable radica en la capacidad para conservar la humedad y permitir la liberación de los nutrientes de manera controlada al contacto con las raíces de los vegetales. Se tiene así que los composts obtenidos en este estudio poseen una gran cantidad de microporos que permiten la retención de agua, conservando mejor la humedad y al tener mayor superficie de exposición, las raíces de los vegetales se adhieren al medio edáfico de una manera más eficiente ocurriendo un proceso de absorción de nutrientes más efectivo (Durán y Henríquez, 2007).

Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Moreno *et al.*, 2005, quienes recomiendan el uso de humus obtenidos de estiércol y desechos vegetales como sustratos para semilleros de hortalizas y sistemas de invernadero, por su textura idónea además de sus excelentes concentraciones de nutrientes.

### **3. Bioensayos de germinación:**

#### **Porcentaje de germinación agrícola (%G)**

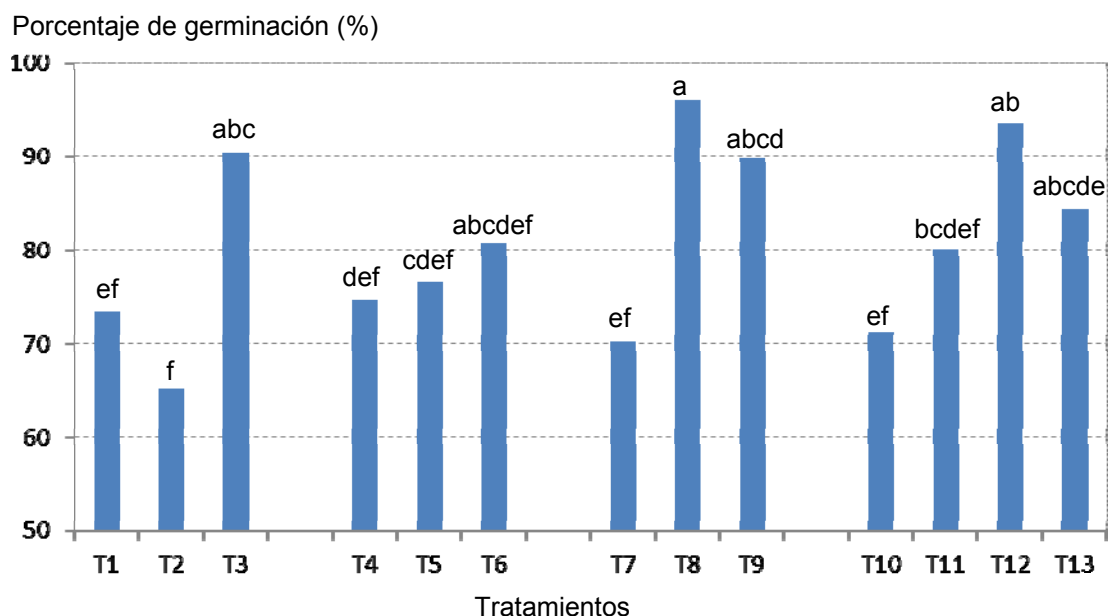
La madurez de un compost se puede establecer mediante bioensayos de germinación con especies sensibles a metabolitos fitotóxicos. Estas sustancias debieran ser metabolizadas o inmovilizadas durante la fase de maduración del material, generando un abono estabilizado biológicamente y con una baja o nula fitotoxicidad (Varnero *et al.*, 2007).

En la Figura 22 se muestran los porcentajes de germinación para las semillas de *Lycopersicum esculentum* en los sustratos de cada uno de los composts obtenidos como producto final a los 90 días del proceso de compostaje, considerando como germinación al proceso que comprende la brotación y los primeros estadios del crecimiento de la semilla. El porcentaje de germinación viene dado por la expresión:

$$\%G = \frac{\text{Número de plántulas que emergen de la superficie}}{\text{Número de semillas sembradas}} \times 100$$

De acuerdo a los resultados obtenidos, se puede decir que todos los tratamientos obtuvieron un % G superior al 60 %, los cuales presentaron un comportamiento estadísticamente diferente entre sí. Todos los composts analizados alcanzaron un % G agrícola relativa dentro de un rango comprendido entre 65-98 %, siendo el T<sub>8</sub> quien alcanzó el mayor %G relativa con un 98 %, estadísticamente superior al resto de los tratamientos. El menor %G fue obtenido por el T<sub>2</sub> con un 65 %, datos que coinciden con los reportados por otros investigadores (Zubillaga y Lavado, 2006; Pérez y Vílchez, 2007; Zubillaga *et al.*, 2008), quienes registraron %G entre 67 y 95 %.





**Figura 22.** Porcentaje de germinación (%) de semillas de *Lycopersicum esculentum* en los composts de cada uno de los tratamientos obtenidos por las diferentes mezclas de Bagazo de Caña de Azúcar (BCA), Aserrín (As), Estiércol Equino (EE) y Desechos Vegetales (DV) del Mercado Municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje. T<sub>1</sub>: 20 % BCA + 80 % DV, T<sub>2</sub>: 50 % BCA + 50 % DV, T<sub>3</sub>: 80 % BCA + 20 % DV, T<sub>4</sub>: 20 % As + 80 % DV, T<sub>5</sub>: 50 % As + 50 % DV, T<sub>6</sub>: 80 % As + 20 % DV, T<sub>7</sub>: 20 % EE + 80 % DV, T<sub>8</sub>: 50 % EE + 50 % DV, T<sub>9</sub>: 80 % EE + 20 % DV, T<sub>10</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 60 % DV, T<sub>11</sub>: 20 % BCA + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>12</sub>: 20 % As + 20 % EE + 60 % DV, T<sub>13</sub>: 20 % BCA + 20 % As + 20 % EE + 40 % DV. Promedio de tres repeticiones. Letras distintas indican promedios estadísticamente diferentes (Duncan,  $p \leq 0,05$ ).

En la Figura 22, se visualiza que los % G más altos fueron alcanzado por los tratamientos T<sub>3</sub>, T<sub>8</sub>, T<sub>9</sub> y T<sub>12</sub> un rango comprendido entre 72-84 %. En estos tratamientos no hubo variación en el pH final, todos coincidieron con un pH neutro, pero en cuanto a la CE ésta varió entre ellos, aunque La Legislación Europea sostiene que estos valores se encuentran dentro de los rangos normales para la germinación de las semillas.

Las germinaciones se dieron a partir de las 72 horas después de la siembra en cada uno de los sustratos, lo cual es indicativo de la velocidad y uniformidad de germinación de las semillas en los diferentes composts (Bravo *et al.*, 2003). La mezcla 50/50 de estiércol y desechos vegetales (T<sub>8</sub>) presentó la germinación más uniforme y este comportamiento fue estadísticamente similar a los tratamientos T<sub>3</sub>, T<sub>9</sub> y T<sub>12</sub>. Se observó que estos composts mantenían la humedad después de aplicado el riego por mayor tiempo que los otros

sustratos, lo que permitió abastecer de agua a la semilla y obtener mayor germinación en comparación con las otras mezclas (Pérez y Vílchez, 2007). Los resultados obtenidos por el resto de los tratamientos fueron aceptables, ya que en todos se obtuvieron % G mayores o iguales al 70 %, a excepción del tratamiento T<sub>2</sub>, quien obtuvo 65 % de germinación de semillas de tomate.

El desarrollo de las plántulas en cada uno de los composts obtenidos, está directamente relacionado con la uniformidad en la germinación y, está a su vez, se puede atribuir, exclusivamente, a las características propias del sustrato, unido a esto, aparentemente, el riego interdiario favoreció al proceso de germinación, así como la alta capacidad de retención de humedad y al contenido de nutrientes en cada uno de los composts (Bravo *et al.*, 2003).

Estos resultados del % G encontrados en el presente estudio, puede obedecer a que en las mezclas se utilizaron tres (3) tipos de materias primas básicas: bagazo de caña, aserrín, estiércol, mezcladas a su vez con desechos vegetales en diferentes proporciones y características físicas (espacio poroso, tamaño de las partículas, fibras), químicas (pH, CE, concentración de nutrientes, relación C/N) y biológicas (microorganismos) que presentó cada combinación de la materia prima (Quesada y Méndez, 2005a; Méndez, 2007), la cual fue óptima para el desarrollo de las plántulas de *Lycopersicum esculentum*.

El T<sub>8</sub> fue quien obtuvo el mayor % G debido, probablemente, a la proporción de estiércol (50 %) equilibrada con 50 % de desechos vegetales, su relación C/N final (12), su alto contenido de nutrimentos, a las sustancias húmicas y posiblemente a su elevada capacidad de intercambio catiónico, es decir, todo un depósito de reservas para los nutrimentos (Abad y Noguera, 2000; WRAR, 2004, citado por Leal *et al.*, 2007, lo que unido a una buena retención de humedad (70 %) una baja CE (1,8 dS/m), así como su bajo contenido en metales (Mn, Cu, Zn, Fe) (Acuña, 2009; Argerich y Poggi, 2003).

Hasing (2002), obtuvo mejor rendimiento en plantas de tomate en producción al utilizar una proporción de 40 % de compost. El porcentaje de abono orgánico en la mezcla puede variar de un 20 % hasta un 40 % según la granulometría y

tipo de abono (composición química) para el cual debe ajustarse la fertilización complementaria (Quesada y Soto, 2009).

A pesar de que el T<sub>2</sub> presentó un equilibrio en cuanto a su relación C/N inicial (33), el % G fue menor en comparación con el resto de los tratamientos con un 65 %. Este efecto se pudo deber a que ambas materias primas (50/50 bagazo de caña/desechos vegetales) por sí solas presentan un alto porcentaje de porosidad total (Quesada y Méndez, 2005a) y al ser mezcladas, posiblemente, ésta propiedad no varió sustancialmente, es decir, favoreció la presencia de macroporos, lo cual permitió una mayor aireación después que el sustrato ha drenado (Bunt, 1998, citado por Abad y Noguera, 2000). Unido a esto, también pudo influir el hecho de que este tratamiento presenta un bajo porcentaje en la capacidad de retención de agua y, por lo tanto, la capacidad de agua disponible para las plantas fue más bajo o que el agua drenada fue más alta, lo cual se podría evitar al agregar en la mezcla un material con granulometría más pequeña con capacidad de retener agua y nutrimentos, como el caso del T<sub>3</sub>, T<sub>8</sub>, T<sub>9</sub> y T<sub>12</sub> (Quesada y Méndez, 2005a).

Es importante resaltar que en el T<sub>2</sub> se obtuvo un total de 56 plántulas bien desarrolladas después de los 15 días de la siembra; aunque en su análisis final obtuvo una CE muy alta (12,08 dS/m) y cantidades moderadas de metales (Mn, Zn, Fe, Cu) (Tabla 6). Cuando un compost presenta una CE muy elevada produce un exceso de salinidad y, por lo tanto, dificulta la absorción de agua por las raíces de las plantas, de modo que en algunos casos, en esas condiciones, solo prosperan las especies más resistentes (Sánchez, 1987).

Al observar las respuestas de germinación en T<sub>3</sub>, T<sub>8</sub>, T<sub>9</sub> y T<sub>12</sub> se puede apreciar que tuvo un efecto significativo la interacción entre los materiales iniciales, lo que permite decir que estos componentes actúan en sinergia para optimizar la germinación de las semillas de *Lycopersicon esculentum*. Dicho esto, el máximo valor de % G fue 97 %, con pocos días en germinar (3 a 4) y las plántulas alcanzaron de 10 a 15 cm de altura entre los 22-23 días.

Cabe resaltar que la arena lavada del tratamiento testigo no fue un factor limitante para la germinación de *Lycopersicon esculentum*, resultados que

coinciden con los de Escobar (1987), quien demostró que la arena lavada le proporciona un medio de germinación a semillas de maíz, muy similar a otros sustratos estudiados. Fernández *et al.*, 2006 encontraron que el aserrín puede ser utilizado como mezclas de sustrato para germinar semillas de *Lycopersicum esculentum*. Lincoff (1981), Escobar (1978), Guerrero (1963), sostienen que el estiércol, aserrín y arena lavada son utilizados frecuentemente como sustratos para la germinación de las semillas.

En base a la respuesta de germinación, deben existir bajos niveles de sustancias fitotóxicas en los tratamientos evaluados. Según Rivero de Trinca (1999), cuando el porcentaje de germinación es superior a 80 %, se consideran sustratos satisfactorios y sugiere la ausencia o niveles tolerables de agentes tóxicos para la germinación de las semillas.

El aserrín es considerado material orgánico de gran riqueza y calidad biológica que proporciona a la raíz y, posteriormente al tallo, una influencia sobre las propiedades biológicas, tales como: mejora en los procesos energéticos, modificación de la actividad enzimática, favoreciendo la síntesis de ácidos nucleicos, así como, servir de amortiguador regulando la disponibilidad de los nutrientes según las necesidades de las plantas (Peña, 2002). Los aserrines compostados pueden ser sustratos con potencial para camas germinadoras, con ventajas fitosanitarias sobre sustratos tipo arena. La mayor capacidad de retención de agua disminuiría la necesidad de riego sin afectar la fisiología de la planta. Su uso no debería limitarse a la forma pura sino a mezclas que favorezcan el crecimiento de las plántulas de diferentes especies (Oviedo, 2011).

El estiércol es un material que incluye todos los nutrientes vegetales, pues además de N, P, K, contienen Mg, Ca, S y micronutrientes, también hay que señalar que una parte del N contenido en este residuo se encuentra en forma disponible para las plantas. Por último, se debe tomar en cuenta que una porción de los nutrientes como N y P que se encuentran en los estiércoles, pasará a formar parte del compost, quedando así almacenado en el suelo, a resguardo de las pérdidas por lavado (Sosa, 2005).

Los estiércoles cumplen una función importante en el reciclaje de nutrientes orgánicos, se los puede considerar como un abono universal, aunque las características son muy variables, dependiendo del tipo de animal que los produce, de su dieta y del método de manejo utilizado (estabulado o pastoreo). Un buen manejo aeróbico del estiércol resulta en un producto beneficioso para la fertilidad del suelo y seguro desde una perspectiva de seguridad alimentaria (Suslow, 1997). La descomposición aeróbica del estiércol y de otras materias orgánicas se ve favorecida por temperaturas superiores a 40 °C, lo que también le permite eliminar patógenos y semillas de malezas. El producto final de este proceso es la obtención de una excelente enmienda orgánica y fertilizante con una buena población microbiana benéfica (Herber, 1999).

Por otro lado, el bagazo de caña de azúcar es un material fibroso remanente de la extracción del jugo de la caña, heterogéneo en cuanto a su composición granulométrica, que presenta relativamente baja densidad y un alto contenido de humedad, ricos en moléculas orgánicas, tales como la celulosa, hemicelulosa y lignina, que al final de un proceso de compostaje tienden a reducirse hasta un 80 %, es un material pobre en N, pero que puede ser utilizado como sustrato, no solo para la germinación de semillas de cultivos tradicionales, sino además, para el crecimiento de hongos comestibles como champiñones, hongos ostras, entre otros. La presencia del bagazo de caña de azúcar en las mezclas para compost mejoran las características físicas del producto final, tales como, la aireación y el drenaje gracias a que sus partículas son de mayor tamaño que las de aserrín y estiércol, lo que probablemente mejoró la porosidad en el T<sub>3</sub>, dando como resultado una mayor germinación de plántulas que aquellos tratamientos donde la proporción del bagazo de caña de azúcar fue más baja (T<sub>1</sub> y T<sub>2</sub>) (Gómez y Cuervo, 2008; Gorgillo y Chávez, 2009; Pérez *et al.*, 2011).

### **Índice de germinación (IG)**

Las pruebas de germinación y elongación radicular se han convertido en un método rápido, sencillo, económico y reproducible para evaluar los efectos de

los compuestos fitotóxicos de los abonos orgánicos (Helfrich *et al.*, 1998; Wan *et al.*, 1998). En el presente trabajo se utilizó la metodología propuesta por Tiquia (2000) que integra estas dos variables para generar un índice de germinación (IG), siendo en este momento el test más aceptado para este tipo de ensayos.

En la tabla 7 se muestra los IG para las semillas de *Lycopersicum esculentum* sobre extracto acuoso de los treces (13) composts obtenidos como producto final a los 90 días de compostaje. El IG ha sido considerado como un indicador del grado de madurez de los residuos orgánicos, interpretándose como un compost maduro cuando se alcanza un índice de 50 o superior. Zucconi *et al.*, 1981 establecen el siguiente criterio de interpretación: valores de  $IG \geq 80$  indicarían que no hay sustancias fitotóxicas o están en muy bajas concentraciones; si el  $IG \leq 50\%$  indicaría que hay una fuerte presencia de sustancias fitotóxicas, y si se obtiene un valor entre 50 y 80, se interpretaría como la presencia moderada de estas sustancias.

Para obtener el IG se utilizó la metodología propuesta por Tiquia (2000), la cual se obtiene a partir del porcentaje de germinación relativo (PGR) y el porcentaje de crecimiento relativo de la radícula (CRR):

$$IG = \frac{PGR \times CRR}{100}$$

$$PGR = \frac{\text{Número de semillas germinadas en extracto}}{\text{Número de semillas germinadas en testigo}} \times 100$$

$$CRR = \frac{\text{Elongación de radícula en extracto}}{\text{Elongación en radícula en testigo}} \times 100$$

De acuerdo a los resultados obtenidos, se puede decir que los IG encontrados en cada uno de los composts finales estuvieron en el rango comprendido entre 61-180 para un período de noventa 90 días. Estos IG son superior a 50, indicando según Zucconi *et al.*, 1981, que durante el proceso de compostaje

han disminuido en alguna medida las sustancias fitotóxicas que impiden la germinación de las semillas o bien que estas sustancias se encuentran en muy bajas concentraciones (Acosta, 2002; Varnero *et al.*, 2007).

**Tabla 7.** Resultados de los ensayos de germinación agronómica e *in vitro* de semillas de *Lycopersicum esculentum* en cada uno de los composts obtenidos en cada una de las mezclas de bagazo de caña de azúcar (B), aserrín (A), estiércol equino (E) y desechos vegetales (DV) del mercado municipal de Cumaná, a los 90 días de compostaje.

Tratamientos (DV-B-A-E)	Germinación agronómica (%)	Germinación <i>in vitro</i>		
		PGR (%)	CRR (%)	IG
T <sub>1</sub> (80-20-0-0)	73,40	102,6	86,6	105,94
T <sub>2</sub> (50-50-0-0)	65,25	80,6	77,6	80,92
T <sub>3</sub> (20-80-0-0)	90,43	105,6	104,3	183,15
T <sub>4</sub> (80-0-20-0)	74,82	96,3	91,0	102,39
T <sub>5</sub> (50-0-50-0)	76,60	106,0	141,0	175,57
T <sub>6</sub> (20-0-80-0)	80,85	106,3	130,3	159,79
T <sub>7</sub> (80-0-0-20)	70,21	101,3	72,6	88,14
T <sub>8</sub> (50-0-0-50)	96,10	104,6	108,3	119,85
T <sub>9</sub> (20-0-0-80)	89,72	101,3	81,0	97,91
T <sub>10</sub> (60-20-20-0)	71,28	110,6	62,6	85,18
T <sub>11</sub> (60-20-0-20)	80,14	87,0	74,3	89,24
T <sub>12</sub> (60-0-20-20)	93,62	96,3	53,3	63,13
T <sub>13</sub> (40-20-20-20)	84,40	102,6	62,3	74,88

PGR: Porcentaje de germinación relativa, CRR: crecimiento relativo de radícula según Tiquia *et al.*, 1996.

Algunos autores como Rivero (1999) y Negro *et al.*, 2000, proponen que el IG debe ser superior a 80 para ser considerado como satisfactorio, lo que indica que los composts obtenidos en la presente investigación están, en su mayoría, libres de sustancias fitotóxicas, maduros y estables. Comercialmente en la producción de plántulas, solo valores superiores a 90 son considerados satisfactorios.

El proceso de la germinación *in vitro* se evidenció, al igual que la germinación en condiciones de vivero, a las 72 horas de establecido el experimento, siendo el T<sub>3</sub> quien alcanzó el mayor IG (180) en comparación con el resto de los tratamientos, éste tuvo un comportamiento estadísticamente similar a los tratamientos T<sub>5</sub> y T<sub>6</sub>. Sin embargo, el T<sub>12</sub> fue quien obtuvo el menor IG (61), caso contrario con lo reportado en el %G, donde fue este tratamiento uno de los que obtuvo un mayor %G (97 %), a diferencia del tratamiento T<sub>3</sub> quien obtuvo un porcentaje de germinación de 90 %. En este sentido, cabe considerar que la germinación de las semillas es considerada exitosa cuando la longitud de las raíces alcanza de 3 a 20 mm. La desventaja de la prueba de germinación es que presenta un valor constante, y como tal no transmite la intensidad del efecto tóxico. La germinación como una prueba indicadora única, podría no ser tan sensitiva a los tóxicos como sería la extensión de las raíces (Acosta, 2002).

En este estudio, todos los tratamientos estimularon la elongación radicular, obteniéndose un CRR superior al 50 % (Tabla 7). El tratamiento T<sub>5</sub> fue quien obtuvo el mayor CRR, esto posiblemente es debido a que el aserrín contiene en sus materias primas sustancias estimulantes de crecimiento, especialmente auxinas (Domínguez y Martínez, 2010) y el menor valor fue obtenido por el T<sub>12</sub>. Estos resultados coinciden al compararse con otros estudios (Tiquia y Tam, 1998; Madrid *et al.*, 2000; Tiquia, 2000; Celis *et al.*, 2006; Varnero *et al.*, 2007), quienes encontraron valores de IG y CRR superiores para *Lactuca sativa*, indicando una madurez y estabilización química de los tratamientos. De acuerdo con la norma chilena de composts del 2004, el compost se define como material maduro cuando alcanza valores de PGR > al 80 %, información que coinciden con lo encontrado en este estudio cuyos composts finales obtuvieron un PGR > al 80%.

Zucconi *et al.*, 1981; Tiquia (2000); Emino y Warman (2004); Varnero *et al.*, 2006, sostienen que el IG es un indicador completo para describir el potencial fitotóxico de un material orgánico, ya que integra el PGR y el CRR. Estos valores indican que los composts obtenidos como producto final no presentaron niveles de fitotoxicidad importantes en los bioensayos con *Lycopersicum*



*esculentum*, e incluso, con los ensayos realizados primeramente en este estudio con *Lactuca sativa* (datos no mostrados). En estos casos, los tratamientos T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub> y T<sub>6</sub> presentaron un óptimo crecimiento de plántulas fuertes, vigorosas, con tallos y hojas bien desarrolladas y de coloración verde intenso, posiblemente, debido al alto contenido de K presente en estos sustratos, nutriente esencial para la nutrición de este tipo de plántulas (Climent, 2011).

En cuanto a la germinación del tratamiento testigo *in vitro*, ésta se produjo al cuarto día de iniciado el experimento, muy similar a lo ocurrido con el tratamiento testigo en condiciones de vivero, observándose el crecimiento óptimo de las radículas. Al séptimo día, se contaba con 21 semillas de *Lycopersicum esulentum* con plántulas bien desarrolladas de un total de 25 semillas sembradas, obteniéndose un PGR > al 50 %. Esto indica que los productos obtenidos por medio del compostaje tienen una buena madurez y estabilización, los cuales son aptos para usarse en la fase de siembra para cualquier cultivo. Tanto en sólido como en líquido, estos compost poseen buenas condiciones físico-químicas y nutricionales, favorables para la promover la velocidad de germinación y, con ello, el crecimiento a corto plazo, elemento esencial para la tecnología. La madurez de un abono orgánico en dependencia de la eliminación de fitotoxicidad, se ha convertido en un parámetro ampliamente aceptado (Zucconi *et al.*, 1981b; Baca *et al.*, 1990; Tiquia *et al.*, 1996); sin embargo, una baja fitotoxicidad no siempre indica madurez de un material, pues algunos estudios (Tiquia y Tam, 1998) encuentran IG por encima de 80 aún en etapas tempranas de compostaje y vermicompostaje, por lo tanto, un estudio completo de las características se hace necesario para determinar la madurez real de un abono orgánico.

Es importante resaltar que los resultados obtenidos para este estudio coinciden con los reportados por otros investigadores, tal es el caso de Farias *et al.*, 1999, que evaluaron un compost derivado de residuos lignocelulósicos de rosas durante un período de 165 días, determinando el IG con semillas de *Lepidium sativum*, colocadas sobre algodón en cápsulas de Petri con 10 mL del extracto acuoso e incubándolas a 27 °C durante 12 días. Al evaluar la fitotoxicidad, estos autores determinaron un IG de 55,6, indicando que el grado

de inhibición disminuye con la materia orgánica más estabilizada. Este valor se puede considerar inferior al obtenido en este estudio, aunque el tiempo de incubación fue menor y la cantidad del extracto empleado fue mayor.

Acosta *et al.*, 2006 evaluaron la estabilidad de un compost producto del tratamiento de aguas servidas, estiércol de chivo y residuo del procesamiento industrial de *Aloe vera* sometida a un proceso de compostaje durante 120 días (mayor tiempo que en el presente trabajo), empleando el método de apilamiento con volteos y aplicando la prueba de germinación con semillas de *Lepidium sativum*, para evaluar el grado de fitotoxicidad. Estos autores encontraron un IG de 23 al inicio del experimento y 51 a los 120 días, valores se pueden considerarse inferiores a los determinados en el presente estudio, ya que con 90 días de compostaje se obtuvieron IG mayores a 60. Sin embargo, Acosta *et al.*, 2006 sostienen que las sustancias fitotóxicas presentes en las mezclas de residuos frescos disminuyeron durante el proceso y que el producto orgánico final podría proporcionar un medio favorable para la germinación de las semillas.

Por otro lado Baños *et al.*, 2007, con el objetivo de determinar el comportamiento de las plántulas de tomate (*Lycopersicon esculentum*) en diferentes sustratos elaborados a partir de las mezclas de humus, turba y cascarilla de arroz, reportaron un IG de 95,7 (se encuentra en el rango de los obtenidos en el presente estudio). Pérez y Vílchez (2007), reportaron % G para semillas de rábano (*Raphanus sativus*) que oscilaron entre 91-97 %, cuyos tratamientos con mayor % G fueron las mezclas compuestas con pulpa de café, seguido de las mezclas con aserrín (96 %) y, con menor % G, las mezclas con basura verde y cascarilla de arroz (91 %) (valores que también se encuentran dentro del rango encontrado en este estudio).

Tomando en cuenta lo indicado Zucconi *et al.*, 1981; Tiquia (2000); Emino y Warman (2004), los resultados obtenidos en la presente investigación nos permite establecer que el nivel de fitotoxicidad en los composts estudiados es muy baja y que su efecto estimulador para la germinación puede atribuirse a la presencia de sustancias fenólicas que promueven la germinación o bien ácidos

húmicos, auxinas u otros componentes (Domínguez y Martínez, 2010).

#### **4. Aceptación de los productos de compostaje por *Eisenia andrei* como sustrato de desarrollo.**

##### **Tiempo de penetración en cada uno de los composts analizados**

*Eisenia andrei* mejor conocida como la lombriz roja, llamada así por su color característico definido por la presencia de hemoglobina en su cuerpo, es considerada como la lombriz de mayor importancia económica a nivel mundial, por cuanto es utilizada en el 80 % de las producciones de lombricompost a lo largo del planeta (Schuld, 2001). Esta especie presenta características especiales para el manejo de los residuos orgánicos. Según Bollo (2001), esta lombriz presenta una alta eficiencia reproductiva, por cuanto duplica su población cada tres meses en condiciones óptimas. La resistencia al estrés es otro factor importante, ya que es un animal dócil y adaptable rápidamente a las condiciones del lugar y al alimento, sin alterar su ritmo de reproducción (Schuld 2004).

Tineo (1994), menciona que los principales factores limitantes del crecimiento de la población se relacionan con la temperatura del sustrato, que debe estar entre 15-25 °C. La humedad del sustrato en la cual sobrevive adecuadamente debe estar entre un 70-80 %, aunque tolera largos periodos de sequedad. La acidez no es problema, por cuanto el pH óptimo de su hábitat es entre ácido y neutro (pH 6 - 7).

En la Figura 23, se puede observar el tiempo de penetración tomado por las lombrices (*Eisenia andrei*) en cada una de las mezclas de bagazo de caña, aserrín, estiércol y desechos vegetales a los 90 días de compostaje. Según el análisis estadístico no hubo diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) entre los tratamientos. Es de observar que el tiempo de penetración por parte de las lombrices en los recipientes osciló en entre 4 a 11 minutos. El tratamiento en donde las lombrices mostraron alguna dificultad al inicio para penetrar hasta el interior del sustrato fue el T<sub>13</sub>, seguido por los tratamientos T<sub>12</sub> y T<sub>7</sub> (en orden de mayor a menor), tardándose un tiempo aproximado entre 9-11 min; mientras

que el T<sub>3</sub> fue el tratamiento donde las lombrices penetraron más rápido (4 min).

El resto de los tratamientos presentaron un comportamiento similar, las lombrices se tomaron prácticamente el mismo intervalo de tiempo en penetrar a los diferentes sustratos (composts) (T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub>, T<sub>4</sub>, T<sub>5</sub>, T<sub>6</sub>, T<sub>8</sub>, T<sub>9</sub>, T<sub>10</sub> y T<sub>11</sub>). Es importante mencionar que el factor de capacidad de retención de humedad en cada uno de los composts influyó en el tiempo que tardaron las lombrices en introducirse en cada uno de los sustratos (Hernández *et al.*, 2004). Al parecer, las lombrices prefieren sustratos con 70-80 % de humedad, de consistencia pastosa o semipastosa, material esponjoso que le brinde aireación, características que les proporcionan a las lombrices la facilidad de succionar por medio de su faringe la tierra (abono) para poder ir formando las galerías para su posterior desplazamiento en el interior del compost (Hernández *et al.*, 2004).

El inconveniente que presentaron las lombrices en los tratamientos T<sub>13</sub>, T<sub>12</sub> y T<sub>7</sub>, al momento de penetrar al sustrato, posiblemente se deba a que estas mezclas estaban compuestas por restos vegetales de partículas un tanto gruesas, con una gran cantidad de microporos que facilitó la absorción inmediata del agua de riego, quedando la parte superficial del sustrato un tanto seca y dura, situación que pudo haber limitado la penetración de las lombrices y la construcción de galerías para su desplazamiento dentro del sustrato (Hernández *et al.*, 2004).

El porcentaje de sobrevivencia de las lombrices a las 48 horas de penetración en cada una de las mezclas se muestra en la Figura 24. Según el análisis estadístico, no hubo diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) entre los tratamientos. El porcentaje de sobrevivencia de *Eisenia andrei* en cada uno de los compost osciló dentro de un rango comprendido entre 70-100 %, lo que indica que todos los materiales estaban lo suficientemente estable después del compostaje como para no ocasionar la muerte de las mismas, resultados que concuerdan con los reportados por Machado *et al.*, 2010, quienes registraron valores de porcentaje de sobrevivencia del 100 % a lo largo de todo el experimento. Es importante señalar que después de los tres meses de compostaje (90 días) el

T<sub>1</sub> ofreció las condiciones óptimas para que las lombrices sobrevivieran, logrando obtener así un 100 % de sobrevivencia.

Tanto las condiciones ambientales como las características física-químicas y biológicas de las enmiendas obtenidas en este estudio estuvieron en el rango de los valores permisibles para la supervivencia de las lombrices como lo señalan otros autores (Ferruzz, 1986; Toccalino *et al.*, 2004; Glyasuand *et al.*, 2008). Se puede inferir que los composts analizados no afectan ni la supervivencia ni la tasa de reproducción de *Eisenia andrei*, por lo tanto, pueden ser utilizadas como sustratos en la lombricultura.

Se pudo apreciar que después del mes y medio de iniciado el experimento se cuantificó el número de lombrices en los diferentes sustratos para evaluar cómo había afectado la calidad de los composts en su tasa reproductiva. Se pudo observar que hubo una variación entre la población inicial y la población final. En algunos tratamientos se observó el alto potencial reproductivo que mostró esta especie de lombriz en el sustrato, en tanto que en otros se encontró más bien una disminución (en mezclas con aserrín más desechos vegetales y mezclas con estiércol y desechos vegetales) a pesar de que hubo una disminución de la población se observó gran cantidad de cocones dentro de las muestras.

Guerrero (1993), sostiene que *Eisenia andrei* madura sexualmente entre el segundo y tercer mes de vida, lo que indica que las lombrices utilizadas en este estudio se encontraban sexualmente maduras. Luego de aparearse, ambos individuos depositan cada 7 o 10 días una cápsula conteniendo entre 2 y 20 individuos. Este potencial reproductivo le confiere a *Eisenia andrei* la capacidad de tener alrededor de 1500 crías en un año. Es posible deducir que la puesta de cocones durante el ensayo corresponde en mucho a la población inicial (20 lombrices) ya que las pocas lombrices juveniles y recién nacida aún no alcanzaban su madurez sexual. Según Rovesti (2004), las nuevas lombrices alcanzan su madurez sexual luego de los 45 días de su nacimiento, dependiendo de las condiciones de cultivo.

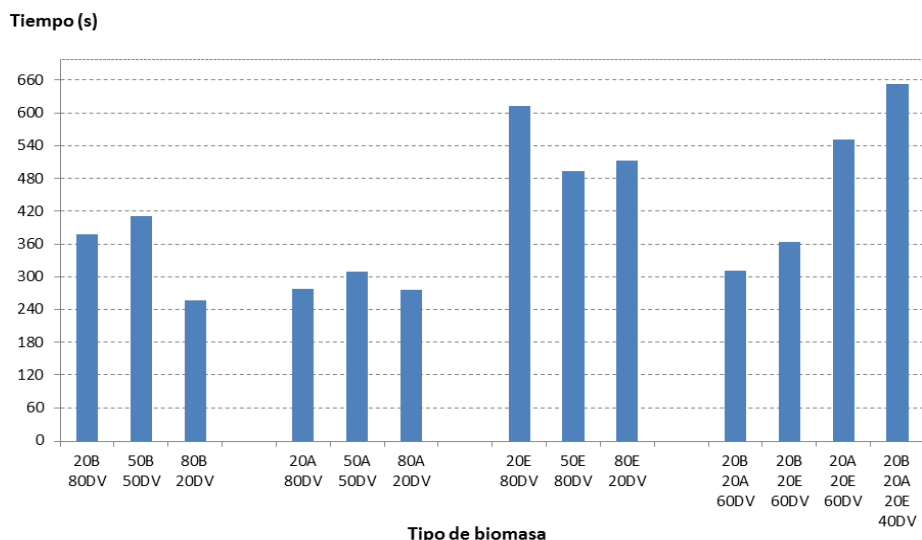


Figura 23. Tiempo (s) de penetración de las lombrices (*Eisenia andrei*) en cada una de las mezclas de bagazo de caña de azúcar (B), aserrín (A), estiércol equino (E) y desechos vegetales del Mercado Municipal de Cumaná (DV) a los 90 días de compostaje. Promedio de tres repeticiones. Promedios con diferencias no significativas ( $p > 0,05$ ).

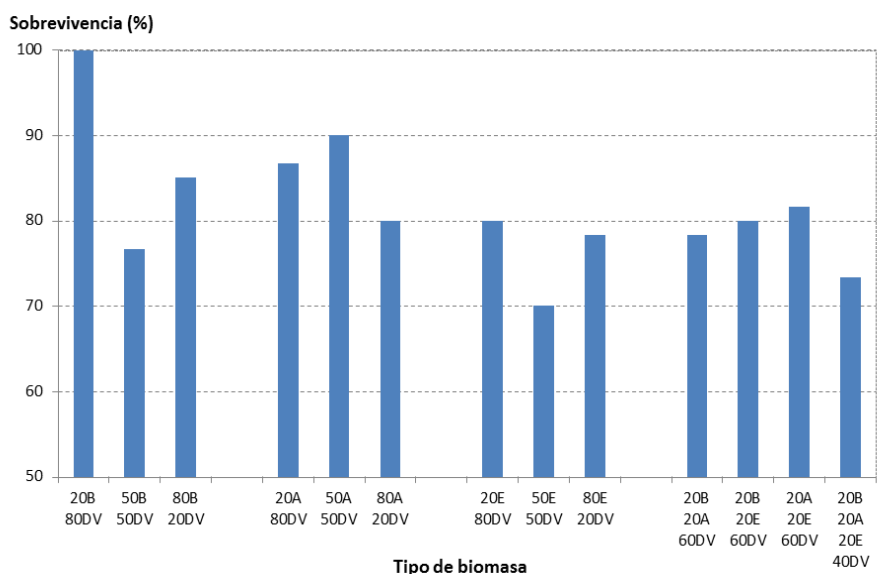


Figura 24. Sobrevivencia (%) de las lombrices (*Eisenia andrei*) a las 48 horas de penetración en cada una de las mezclas de bagazo de caña de azúcar (B), aserrín (A), estiércol equino (E) y desechos vegetales del Mercado Municipal de Cumaná (DV) a los 90 días de compostaje. Promedio de tres repeticiones. Promedios con diferencias no significativas ( $p > 0,05$ ).

Lo que si fue evidente es que el tipo de material tuvo un efecto muy importante

en términos del número y tipo de individuos en la población total. Una recomendación, para futuros estudios, es aumentar la periodicidad en el muestreo de cápsulas a fin de hacer mejores estimados en la tasa de reproducción en cada uno de los sustratos utilizados.

Las lombrices adultas encontradas en cada uno de los composts se caracterizaron por presentar un clitelo bien pronunciado, alargadas de aproximadamente 5 cm, carnosas, vigorosas, con una coloración rojo intenso, piel muy humedad y con capacidad reproductiva. Este tipo de lombrices fueron observadas en la mayoría de los tratamientos: T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub>, T<sub>4</sub>, T<sub>7</sub>, T<sub>8</sub>, T<sub>9</sub>, T<sub>11</sub> y T<sub>13</sub>, lo que indica que estos sustratos aportan los nutrimentos necesarios para su alimentación. Sin embargo, en los tratamientos T<sub>10</sub> y T<sub>12</sub>, las lombrices eran más delgadas, débiles, con una coloración entre amarillo-rojo pálido, clitelo poco pronunciado, lo que la asemejaba a una lombriz juvenil (Moreno, 2004). Es importante señalar que esto también fue observado en los T<sub>5</sub> y T<sub>6</sub> con la diferencia de que las lombrices presentaban una coloración rojo pálido y, a pesar de estas características, no afectó su capacidad reproductiva.

En cuanto a la puesta de cocones, la mayor colocación de cápsulas se observó en los composts provenientes de los tratamientos T<sub>1</sub>, T<sub>3</sub> y T<sub>13</sub>; el resto de los tratamientos presentó una baja o moderada cantidad de cocones, posiblemente se deba a que en estos tratamientos la mayoría de las lombrices se encontraban en estado juvenil, sin capacidad reproductiva (Durán y Enríquez, 2009).

De acuerdo con Schuld (2004), las lombrices multiplican su postura de cocones y el número de acoplamiento si las condiciones de los sustratos, humedad, microorganismos y acidez, son óptimas, condiciones encontradas en los composts obtenidos en este estudio, además, la estructura de los materiales utilizados permitió conservar mejor la humedad y nutrición de las lombrices, y por ende, su reproducción. De acuerdo con Bollo (2001), la materia orgánica que se utiliza en la alimentación de la lombriz debe presentar espacios porosos, lo cual sirve para que la lombriz pueda encontrar oxígeno para su supervivencia. Al mismo tiempo, la estructura húmeda le permite a la lombriz

mantener la temperatura y la húmeda corporal para que se garantice una adecuada tasa de reproducción.

El alimento de la lombriz debe tener un nivel mínimo de proteína (aproximadamente de 7,5 %), ya que incrementara la postura de cápsulas (cocones) y la producción de humus (Bravo, 2003). Comparando los resultados obtenidos en este estudio con los reportados por otros investigadores (Hernández *et al.*, 2002, 2005, 2006; Elvira *et al.*, 1999), se puede inferir que estos composts juegan un papel de importancia en la alimentación de *Eisenia andrei*.



## CONCLUSIÓN

Los composts obtenidos a partir de las mezclas de bagazo de caña de azúcar (B), aserrín (A), estiércol equino (E) y desechos vegetales (DV) provenientes del Mercado Municipal de Cumaná (MMC), representan una alternativa viable, desde el punto de vista económico y ambiental, dada su excelente calidad en características químicas, físicas y microbiológicas, constituyendo enmiendas de primer orden para ser aplicadas en una amplia gama de cultivos de interés económico y paisajístico.

En este estudio se desarrolló con éxito el proceso de compostaje aeróbico con apilamiento estático a cielo abierto a partir de materiales orgánicos de origen vegetal de excelente calidad como: B, A, E y DV, permitiendo su conversión y estabilización en un abono de alta calidad y bajo costo de producción, con las concentraciones suficientes de nutrientes, características de pH y humedad idóneas, así como el cumplimiento de requisitos legales, pues sus bajas concentraciones de metales, su alta madurez y estabilidad química y biológica no afectarían al ambiente ni los cultivos fertilizados con ellos.

Todos los tratamientos exhibieron una curva clásica y normal de temperatura, dividiendo al proceso de compostaje en cuatro fases distintas: fase mesófila (30-40 °C), fase termófila (40-63 °C), fase de enfriamiento con descenso de la temperatura desde su pico más alto hasta semejarse con el medio ambiente, y una última fase denominada estabilización y maduración con temperaturas iguales al ambiente entre 28-30 °C.

Los tratamientos que alcanzaron las temperaturas más altas en fase termófila fueron los tratamientos T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub>, T<sub>7</sub>, T<sub>8</sub>, T<sub>9</sub>, T<sub>11</sub>, T<sub>12</sub> y T<sub>13</sub>, de ellos, el T<sub>9</sub> con una temperatura de 63 °C.

La pasteurización de los abonos se logró a través de temperaturas entre 45-63 °C por un tiempo prolongado (al menos 10 días), lo que promueve la eliminación de semillas de malas hierbas y especies fitopatógenas.

Los abonos orgánicos obtenidos presentaron un pH entre 6,7 y 8,1 con una tendencia de lo ácido a lo neutro, valores adecuados para el desarrollo de los microorganismos aerobios encargados de la biodegradación del sustrato, valores óptimos para mejorar la calidad del suelo.

Todos los tratamientos alcanzaron un volumen de reducción total entre un 72-80 %, lo que es indicativo de que todos los composts llegaron a una adecuada madurez. Los tratamientos mezclados con B y DV, en diferentes proporciones, fueron los que alcanzaron el mayor volumen de reducción (T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub> y T<sub>3</sub>).

La generación de lixiviados no fue factor limitante para llevar a cabo el proceso de compostaje, estos se observaron durante las fases meso y termogénica, desapareciendo una vez finalizada la fase termófila. Estos líquidos fueron abundantes en los tratamientos donde la proporción de DV fue de 80 y 50 %, con una duración promedio de dos meses.

El olor obtenido por los composts fue un olor agradable a tierra de bosque, su coloración en tres tonalidades: marrón claro, marrón oscuro y negro intenso. La coloración del compost estuvo en dependencia con la relación carbono y nitrógeno presentes en los materiales de partida.

La presencia de bacterias y hongos estuvo durante todo el proceso de descomposición, siendo las actinobacterias los organismos más dominantes y presentes en todos los tratamientos desde el inicio hasta el fin del proceso de compostaje, siendo más abundantes en el T<sub>9</sub>, y en un segundo lugar los hongos sombreritos, que predominaron en las mezclas con B, específicamente, en el T<sub>3</sub>. Esto es indicativo de que los microorganismos presentaron condiciones favorables para su crecimiento.

Los resultados indican que los composts tienen un contenido de N por debajo del 2%, rango comercialmente aceptable y gran contenido de C. Los resultados de P están entre el rango óptimo de 0,30 a 1,6 %, al igual que el K de 2408 a

4060 mg/kg. Todos los tratamientos aportan Ca, Mg, Fe, Cu, Mn y Zn, los cuales son de gran importancia para el desarrollo normal de los cultivos.

La capacidad de retención de agua se mantuvo en un rango entre 61,4 a 79,1 %, los cuales son valores adecuados y nos indican que el material puede ser utilizado sin ningún problema como enmienda orgánica, ya que estos composts le proporcionarían al suelo una gran capacidad de retención de agua, destacando la disminución del riego con ahorro considerable de agua.

En todos los composts obtenidos la presencia de sustancias fitotóxicas resultó aparentemente baja y se obtiene una germinación agrícola superior al 60 % y en condiciones *in vitro* un índice de germinación mayor a 80. Esto indica que el producto obtenido por medio de esta técnica de compostaje tiene una buena madurez y es apto para usarse en la fase de siembra en cualquier cultivo.

El producto final es de muy buena calidad y puede ser utilizado sin ningún inconveniente como sustrato de crías para las lombrices, ya que estos no afectan la supervivencia ni la tasa reproductiva de *Eisenia andrei*, por lo tanto pueden ser utilizados como sustrato en la lombricultura.

Las operaciones de volteos manuales influyeron positivamente en las pilas, estas proporcionaron el oxígeno necesarios para el crecimiento y reproducción de un gran número de microorganismos aeróbicos, así como la de disminuir el exceso de humedad generados por los materiales de partida y el exceso de agua de lluvia.

Todos los tratamientos tienen una relación C/N óptima las que varían entre 10,96 a 19,87 los productos finales. Esto produjo una rápida descomposición debido a la disponibilidad de alimento para la microfauna presente en los tratamientos.

La CE de los composts varió en un rango de 1,16 a 12,08 dS/m debido posiblemente a las diferentes condiciones climáticas (lluvia, temperatura) que sufrieron las pilas al estar expuestas a la intemperie. Dichos valores no fue

parámetro limitante para la germinación de las semillas de *Lycopersicum esculentum*, aunque dosis moderadas de estos composts no deben aumentar la salinidad del suelo, la aplicación de dosis más elevadas debería desaconsejarse en el caso de cultivos sensibles a sales.

La técnica manual de elaboración de composts presentada es una forma sencilla, sanitaria y barata de resolver el problema de las basuras orgánica y además se obtiene un producto que puede dar beneficio a los que necesitan un suelo sano y fértil.

Tomando en cuenta los resultados obtenidos para los parámetros estudiados en el proceso de compostaje de las mezclas y los parámetros físicos-químicos determinados al final del experimento, los compost obtenidos podrían ser empleados como un acondicionador de suelos, cuya aplicación exitosa dependerá de la dosis y la frecuencia de aplicación del material.

## RECOMENDACIÓN

Realizar una propuesta de gestión de los residuos orgánicos de la Municipalidad, incluyendo a las universidades locales, poniendo en marcha un programa de recuperación de los residuos vegetales. El resultado sería realizar una planta de compostaje sencilla y con pequeña capacidad, que servirá para aprovechar uno de los recursos más valiosos y desaprovechados del municipio: los restos vegetales, así como una fuente de trabajo que contribuiría solventar la situación económica de muchas familias, y brindar soluciones a la problemática de desechos orgánicos generados en el área.

Caracterizar microbiológicamente cada una de las etapas de biotransformación para obtener una visión integral de las comunidades microbiológicas durante el proceso.

Implimentar programas que contribuyan con el manejo y tratamiento de los desechos generados en el MMC.

Realizar mezclas equilibradas de desechos vegetales con materiales que aporten más porosidad para el escurrimiento y posible generación de lixiviados.

Realizar procesos de compostaje en suelos impermeables que impida la filtración de líquidos o construcción de canales de colecta de lixiviados para su tratamiento adecuado.

## BIBLIOGRAFÍA

- Abad, M. y Noguera, P. 2000. *Sustratos para el cultivo sin suelo y fertirrigación*. En: C. Cadahía. *Fertirrigación: cultivos hortícolas y ornamentales*. Segunda edición. Mundi-prensa. Barcelona, España. Pág. 475.
- Acosta, R. 2009. Guía turística del estado Sucre. Pág. 210.
- Adam, M. 1998. *Limitaciones y riesgos del uso agrícola de los residuos*. En: *Residuos orgánicos. Aprovechamiento agrícola como abono y sustrato*. Orozco, F. y Osorio. W. (eds). Sociedad Colombiana de la Ciencia del Suelo, Medellín, Colombia. Págs. 9-19.
- Acosta, Y. 2002. Mineralización del carbono, actividad enzimática y biomasa microbiana de un suelo de la región semiárida de Venezuela enmendado con residuos orgánicos. Tesis Doctoral. IVIC, Venezuela.
- Acosta, Y.; Cayama, J.; Gómez, E.; Reyes, N.; Rojas, D. y García, H. 2006. Respiración microbiana y prueba de fitotoxicidad en el proceso de compostaje de una mezcla de residuos orgánicos. *Multiciencias*, Vol. 6. N°3: 220-227.
- Acosta, Y.; Paolini, J.; Flores, S.; Benzo, Z.; Zauahre, M.; Toyo, L. y Senior, A. 2003. Evaluación de metales pesados en tres residuos orgánicos de diferente naturaleza. *Multiciencias*, 3(1): 51-60.
- Acosta, Y.; Cayama, J.; Gómez, E.; Reyes, D. y García, H. 2006. Respiración microbiana y prueba de fototoxicidad en el proceso de compostaje de una mezcla de residuos orgánicos. *Multiciencias*, Vol. 6. N° 3: 220-227.
- “Actividades pedagógicas relacionadas con el compostador”. 2009. <<http://www.compostadores.com>> (3/12/2011).
- Agencia Estatal, Boletín Oficial del Estado. N° 171. 2005. Real Decreto 824/2005, 12378. Sobre productos fertilizantes. Págs. 25592-25669.
- Aguiar, C. 2006. Evaluación de parámetros físicos-químicos en el proceso de compostaje etapa mesófila I y termófila. Trabajo de Pregrado. Universidad

Nacional Experimental de Guayana, Upata.

Alcántar, G. y Trejo, L. 2007. Nutrición de cultivos. Mundi-Prensa. Colegio de Postgraduados, México. Pág. 438.

Alexander, M. 1980. Introducción a la microbiología del suelo. Traducción al español de Juan José Peña Cabriales, AGT, México. Págs. 491.

Álvarez, E.1997. El aserrín mediante su transformación hidrolítica y como fuente de biomasa. *Rev. Forst. Centr*, 8-15.

Albiach, R.; Canet, R.; Pomares, F. y Ingelmo, I. 2000. Microbial biomass content and enzymatic activities after the application of organic amendments to a horticultural soil. *Biores. Tech*, 75: 43-48.

Ames, J. y Werner, C. 2003. Reaching the environmental community: Designing an information program. Golden Colorado. EUA: *Nat. Ren. Enrgy. Lab*. Págs. 93.

ANDFIASS, AC. 1998. ¿Cómo elaborar una composta?. Fertilización alternativa. México. Págs. 1-10.

Ansorena, J. 1994. *Sustratos: Propiedades y caracterización*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid-Barcelona-méxico.

Argerich, C. y Poggi, L. 2003. "Seedling establishment: the effect of container size on plant survival and yield of tomatoes for processing". <[http://www.actahort.org/books/613/613\\_27.htm](http://www.actahort.org/books/613/613_27.htm)> (10/09/2012).

Arrieche, I. 2008. Efecto de la fertilización orgánica y química en suelos degradados cultivados con maíz (*Zea mays L*) en el estado Yaracuy, Venezuela. Tesis Doctoral. Universidad de Valladolid.

Atlas, R. y Bartha, R. 2002. *Ecología microbiana y microbiología ambiental*. Segunda edición. Trad. Español. Addison Wesley, Madrid. Pág. 1-10.

Ausorenn, J. 1994. Sustratos, propiedades y caracterización. Mundi-prensa. Madrid-Barcelona. México. Pág. 189.

- Ayuso, M.; Pascual, J.; García, C. y Hernández, T. 1996. Evaluation of urban wastes for agricultural use. *Soil. Sci. Plant. Nutric*, 42: 105-111.
- Baca, M.; Delgado, I.; Sánchez, A. y Gallardo, F. 1990. Comparative use of cress seed germination and physiological parameters of *Helianthus annuus L.* to assess compost maturation. *Biol. Wast*, 33: 251-261.
- Bach, P.; Shoda, M. y Kubota, H. 1984. Rate of composting of dewatered sewage sludge in continuously mixed isothermal reactor. *Journ. of Fermt. Tech*, 62: 285-292.
- Baños, Y.; Aguiar, I.; Sánchez, L.; Busto, A. y Lazo, Ricardo. 2007. Comportamiento de las plántulas de tomate en sustratos elaborados a partir de humus, turba y cascarilla de arroz. Tesis de Grado. Universidad de Pinar del Río "Hermanos Saíz Montes de Oca" Pinar del Río, Cuba.
- Barber, S. 1962. A diffusion and mass flow concept of soil nutrient availability. *Soil. Scienc*, 93: 39-49.
- Barker, A. 1997. *Composition and uses of compost. En: Agricultural uses of by-products and wastes.* Reching, J. y Mackinnon, H. (eds). ACS Symposium Series N° 668, Vol.10, American Chemical Society, Washington, DC. Págs. 140-162.
- Barrena, R. 2006. Compostaje de residuos sólidos orgánicos. Aplicación de técnicas respirométricas en el seguimiento del proceso. Memoria de Tesis. Departamento de Ingeniería Química, Universidad Autónoma de Barcelona, España.
- Bautista, D. 1983. Introducción to tropical. *Horticulture*. Págs. 205-206.
- Baysal, E.; Peker, H.; Yalinkiliç, M. y Temiz, A. 2003. Cultivation of oyster mushroom on waste paper with some added supplementary materials. *Biors. Tech*, 89:95-97.
- Beloso, S. 1991. Estudio de la gallinaza como fertilizante agrícola. Tesis Doctoral. Postgrado en Biología. Facultad de Biología. Universidad de



- Santiago de Compostela. España. Págs. 313.
- Benzing, A. 2001. Agricultura Orgánica - fundamentos para la región andina. Neckar-Verlag. y Villingen-Schwenningen. (eds). Alemania. Pág. 682.
- Bertsch, F. 1998. La fertilidad de los suelos y su manejo. *J. Agric. Eng. Res*, 65: 269-274.
- Bidwel, R. 1979. Fisiología vegetal. A.G.T. Editor, México, Pág. 784.
- Bollo, E. 2001. Lombricultura: Una alternativa de Reciclaje. Quito, EC, Soboc Grafic. Pág. 150.
- Bonner, J. y Galston, A. 1961. *Principles of plant physiology*. En: *Principios de fisiología vegetal*. Freeman, W. y Aguilar, C. (eds). Company Publishers. Madrid. Pág. 485.
- Bravo, C.; Urdaneta, N.; Silva, W.; Poliszuk, H. y Marín, M. 2003. Germinación de semillas de tomate (*Lycopersicon esculentum Mill.*) cv "Río Grande" sembradas en bandejas plásticas, utilizando distintos sustratos. Laboratorio de Fisiología Vegetal. Facultad de Agronomía. Universidad del Zulia. Pág.51.
- Brock, T. y Madigan, M. 1993. Microbiología. Aloisi, T. y Brecewell, C.(eds). México. Págs. 848-850.
- Bueno, M. 2003. Cómo hacer buen composta. Manual para horticultores ecológicos. La fertilidad de la tierra. (eds). Págs. 1-195.
- Bunt, A. 1988. Media and mixes for containergrown plants. Unwin Hyman. London. Pág. 309.
- Cabrera, M.; Ayar, K.; De Coss Flores, M.; Díaz, M.; Pérez, J. y Pinson, E. 2004. Composta y biofertilizantes elaborados de residuos de plantas de banano infectados con *Ralstonia solanacearum* R-2 E.F.SMITH. Universidad Autónoma de Chiapas. Facultad de Ciencias Agrícolas Campus IV, Huehuetán, Chiapas, México. Págs. 1-36.

- Cárdenas, R. y Wang, L. 1980. *Composting process*. En: *Handbook of environmental engineering*. Vol.II. The Human Press. New York. Págs. 269-327.
- Carnes, R. y Lossin, R. 1970. An investigation of the pH characteristics of composta. *Compost Sci*, 5: 210-215.
- Carrasco, J. "Compostaje". <[http://193.146.36.56/catedra/apuntes/PDFs/ima\\_compost.pdf](http://193.146.36.56/catedra/apuntes/PDFs/ima_compost.pdf)> (08/11/2012).
- Castillo, A.; Iglesias, M. y Quarin, S. 2000. Caracterización química y físico de composta de lombrices elaboradas a partir de residuos orgánicos puros y combinados. *Agric. Téc*, 60(1): 74-79.
- Castillo, A.; Eresue, M.; Rodríguez, L. y Rugama, J. 2002. Manejo integrado de la fertilidad de los suelos en Nicaragua. Managua, Nicaragua. Págs.130.
- Castillo, J. 1997. Elaboración de composta en Manzanas a partir de residuos orgánicos urbanos. *Luna azul*, 4: 48-53.
- Castillo, M.; Cristancho, E. y Arellano, D. 2003. Estudio de las condiciones de operación para la digestión anaerobia de residuos sólidos urbanos. *Rev. Colomb. De Biotcn*. Vol.1 N° 002.
- Castro, A.; Henríquez, C. y Bertsch, F. 2009. Capacidad de suministro de N, P y K de cuatro abonos orgánicos. *Agronm. Cost*, 33(1):31-43.
- Cavender, N.; Atiyeh, R. y Michael, K. 2003. Vermicompost simulates mycorrhizal colonization of roots of *Sorghum bicolor* at the expense of plant growth. *Pedobiología*, 47: 85-89.
- Cecchi, F. y Traverso, P. 1998. State of the art of research and development in the anaerobic digestion process of municipal solid waste in Europe . *Biomass*, 26 (4): 32-47.
- Cegarra, J. 2000. Fertilización orgánica: compostaje de subproductos de olivar. III Jornadas Mediterráneas Olivar Ecológico- Ecoliva. Págs. 58-63.

- Cegarra, J.; Sánchez, M.; Roig, A. y Bernal, M. 1994. *Sequential extraction of heavy metals from composting organic wastes*. En; *Transactions of the isrh international congress of soil science*. Etchevers, J. (ed). Internacional Society of Soil Science, México. Págs. 158-169.
- Cegarra, J. 1996. *Compostaje de desechos orgánicos y criterios de calidad del compost*. En: *Memorias del curso master internacional de aprovechamiento de residuos orgánicos*. Palmira.
- Cela, R. 2004. *El compostaje doméstico una alternativa viable*. En: *II Jornadas Técnicas de ciencias Ambientales*. Academic Press. Madrid. Págs. 285-293.
- Celis, J.; Sandoval, M.; Zagal, E. y Briones, M. 2006. Efecto de la adición de biosólidos urbanos y de salmonicultura sobre la germinación de semillas de lechuga (*Lactuca sativa L.*) en un suelo patagónico. *J. Soil Sc. Plant. Nutr*, 63: 13-25.
- Chandler, C.; Ferrer, J.; Marmol, Z.; Páez, G.; Ramones, E. y Perozo, R. 2008. Efecto de la germinación en el compostaje del bagacillo de la caña de azúcar. *Multiciencias*. Vol 8. Nº 001. Págs. 19-27.
- Chang, J.; Tsai, J. y Wu, K. 2005. Thermophilic composting of food waste. *Biores. Techn*, 10: 116-122.
- Climent, A. 2011. Cultivo de la lechuga (*Lactuca sativa*). Educación Ambiental, Ecología. (eds). Págs. 18-25.
- Coger, C.; Sullivan, D. y Kropf, A. 2001. Cómo hacer y usar compost: La compostación rápida (caliente). Trad. Gardener Handbook. Washington. Pág. 12.
- Comisión Nacional del Medio Ambiente. 2000. Normas de Calidad de Compost. Departamento de descontaminación, Planes y Normas.
- Contreras, F.; Paolini, J. y Rivero, C. 2006. Efecto de la adición de enmiendas orgánicas sobre la cinética de la mineralización del carbono en suelos del

municipio Rivas Dávila, estado Mérida, Venezuela. *Rev. Fac. Agron*, 31: 37-52.

Corlay, L.; Ferrera, R.; Etchevers, J.; Echegaray, A. y Santizo A. 1999. Cinética de grupos microbianos en el proceso reproducción de composta y vermicomposta. *Agrociencia*, 33: 375-380.

Corominas, E. y Pérez, M. 1994. Compost: Elaboración y características. *Agríc. Vergel*. Año XIII. N° 146: 88-94.

Costa, F.; García, C.; Hernández, T. y Polo, A. 1991. Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utilización. C.S.I.C. (edes). Centro de edafología y Biología Aplicada del Segura, Murcia. Págs. 181.

Costa, F.; García, C. y Hernández, T. 1992. Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utilización. Centro de Ciencias Medio Ambiente. Madrid España. Págs. 66-131.

Cuadernos Avícolas. 2000. Grupo interdisciplinario de estudios moleculares GIEM, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Antioquía.

Cuesta, M. 2002. La agricultura orgánica y las dimensiones del desarrollo. XIII Congreso del INCA. Universidad Agraria de La Habana. Pág. 54.

Dalzell, H.; Biddlestone, A.; Gray, K.; Thurairajan, K. 1991. Manejo del suelo: producción y uso del compostaje en ambientes tropicales y subtropicales. Servicio de recursos manejo y conservación de suelos. Dirección de fomento de tierras y aguas. FAO. Roma, Italia. Págs. 179.

Debosz, K.; Petersen, S. y Ambus, P. 2002. Evaluating effects of sewage sludge and household compost on soil physical, chemical and microbiological properties. *Appl. Soil. Ecol*, 19: 237-248.

Delgado, M.; Porcel, A.; Miralles, R.; Bellido, N.; Digeriego, M.; Beltran, E. y Calvo, R. 2001. Evaluación de la mineralización del N orgánico en una mollisol del estado Aragua mediante el método de incubación *in situ* y el N

absorbido por el cultivo. *Rev. Agron. Trop. de la Facultad de Agron.* De la Universidad Central de Venezuela, 51(3): 421-437.

Delgado, M.; Porcel, M.; Miralles, R.; Beltrán, E.; Beringola, L. y Martín, J. 2004. Efecto de la vermicultura en la descomposición de residuos orgánicos. *Rev. Int. Contam. Ambient*, 20(2): 83-86.

Díaz L.; Savage G.; Eggerth L. y Gouleke C. 1993. "Composting and Recycling Municipal Solid Waste", *Lew. Publis*, 122-127.

Díaz, J. 2000. "Residuos orgánicos". "monografía.com". <<http://www.Abyper.com.ar>> (05/06/2012).

Díaz, F.; Sánchez, R.; Moreno, R.; Puente, M. y Araiza, Ch. 2004. Selección de sustratos para la producción de hortalizas en invernadero. Memorias del IV Simposio Nacional de Horticultura. México.

Díaz, R. 2008. Caracterización energética del bagazo de caña de azúcar del Ingenio Valdez. Riobamba-Ecuador. Págs. 1-4.

Diver, S. 2000a. Compost teas: A tool for Rhizosphere + Phyllosphere Agriculture slide notes. <<http://attra.ncat.org/attra-pub/compostteashow/compost-tea-slides/slidoool.htm>>(02/06/2012).

Domínguez, A. y Martínez, F. 2010. Evaluación de las propiedades física, físico-químicas y de la fototoxicidad de composts comerciales para su uso en la formulación de sustratos de cultivo. *Ing. Téc. Agríc*, 210-215.

Domínguez, J.; Elvira, C.; Sampedro, L. y Matos, S. 1996. *Effects of bulking agents in composting of pig slurries*. En: *The Science of Composting*. Chapman y Hall. (eds). London. Págs. 1146-1149.

Domínguez, V. 1997. Tratado de la fertilización. Mundi-Prensa. Madrid, España. Pág. 42-47.

Droffner, M. y Brinton, W. 1995. Survival of *Escherichia coli* and *Salmonella* populations in aerobic thermophilic compost as measured with DNA gene

probes. *Zentr. Fuer. Hyg. und Umw.* N°197: 387-397.

Dumontet, S.; Dinel, H.; Schnitzer, M.; Paré, T. y Scopa, A. 2001. Composting organic residues: Trace metals and microbial pathogens. *Cánd. Journ. Soil Scic*, 81: 357-367.

Durán, L. y Henríquez, C. 2007. Caracterización química, física y microbiológica de vermicompostes producidos a partir de cinco sustratos orgánicos. *Agron. Costarr*, 31 (1): 41-51.

Durán, L. y Henríquez, C. 2009. Crecimiento y reproducción de la lombriz roja (*Eisenia foetida*) en cinco sustratos orgánicos. *Agron. Costarr*, 33(2): 275-281. ISSN:0377-9424.

Elvira, C.; Sampedro, L. y Nogales, R. 1999. Suitability of sludges from dairy and paper industries for growth and reproduction of *Eisenia andrei*. *Pedobiologia*, 43:766-770.

Emino, E. y Warman, P. 2004. Biological assay for composta quality. *Compost Sci. Util*, 12 (4): 342-348.

Escobar, R. 1978. Comparación de algunos métodos para la evaluación de la germinación en semillas de maíz (*Zea mays L.*) *Agron. Costarr*, 7-11.

Espino, R. 2003. Diseño de dos alternativas de plantas de composteo con incorporación de residuales sólidos. Trabajo de Grado. Facultad de Ingeniería Química. Universidad Earth. Las Mercedes de Guácimo, Limón, Costa Rica.

Eweis, J. 1999. *Principios de biorecuperación, tratamiento para contaminación y regeneración de suelos y aguas subterráneas mediante procesos biológicos y físicossquímicos*. McGrawHill-España.

FAO. 1991. Manejo del suelo. Producción y uso del composta en ambientes tropicales y subtropicales. Roma. Págs. 312.

- Farias, C.; Ballesteros, G. y Bendeck, M. 1999. Variación de parámetros físicos-químicos durante un proceso de compostaje. *Rev. Col. Quim*, 28: 75-86.
- Faure, D. y Deschamps, A. 1990. Physico-chemical and microbiological aspects in composting of grape pulps. *Biol. Wast*, 34: 251-258.
- Fernández, C. y Novo, R. 1998. Vida microbiana en el suelo. La Habana. Editorial pueblo y educación. Págs. 325.
- Ferrer, J.; Mujica, D. y Páez, G. 1993. Producción de un compostaje a partir de desechos de uva. *Rev. Téc. Ing*, 3 (16): 191-198.
- Ferrer, J.; Paez, G.; Marmol, Z.; Ramones, E.; Chandler, C.; Marin, M. y Ferrer, A. 2001. Agronomic use of biotechnologically processed grape wastes. *Biores. Technol*, 76: 39-44.
- Ferrer, J.; Paez, G.; Martínez, E.; Chandler, C.; Chirinos, M. y Marmol, Z. 1997. Efecto del abono de uva sobre la producción de materia seca en el cultivo de Maíz (*Zea mays*). *Rev. Fac. Agron*, 14: 55-65.
- Ferrera, R. y Alarcon, A. 2001. La microbiología del suelo en la agricultura sostenible. *Cienc. Ergo. Sum*, 82 (2): 175-183.
- Ferruzi, Carlos. 1994. *Manual de lombricultura*. Mundi-Prensa. Madrid, España. Págs. 1-16.
- Ferruzzi, C. 1986. *Manual de lombricultura*. Mundi-Prensa. Madrid, España. Pág. 138.
- Finstein, M. y Morris, M. 1975. Microbiology of municipal solid waste composting. *Adv.appl.Microb*,19.
- Flores, A. y Carranza, C. 2004. Estudio comparativo para la elaboración de composta por técnica manual. *Rev. del Inst. de Inv. FIGMMG* Vol. 9, N° 17: 75-84.
- Flores, S. 2010. Determinación de dosis óptimas NPK en especies de interés

económico y forestal en cultivo hidropónico. Tesis de Grado. Montecillo Texcoco, Edo. de México.

Fontanive, V.; Effron, D.; Tortarolo, F. y Arrigo, N. 2004 Evaluación of parameters Turing composting process of two contrasting raw materials. *Compost Scic. y Utiliz*, 12: 268-272.

Frioni, L. 1996. Microbiología del suelo: Biodegradación de sustancias naturales y pesticidas. Seminario de horticultura orgánica. Bases técnicas para la legislación de cultivos a escala comercial, CEDAV, Montevideo. Págs. 23-30.

García, C. 2001. Fertilización de suelos y fertilización de cultivos. Texto básico. Managua, Nicaragua. Pág. 104.

García, C.; Hernández, T.; Costa, F. y Ayuso, M. 1992. Evaluation of the maturity of municipal waste compact using simple chemicals parameters. *Scic. and Plant. Analy*, 23: 1501-1512.

García, D. y Martínez, Y. 2005. Evaluación del compostaje como alternativa de tratamiento para las tierras de desecho provenientes de la industria aceitera. *Venezuelos*, 16: 37-44.

García, G. y Monge, N. 1999. *Agricultura orgánica*. McGrawHill-España. Págs. 132.

Garg, V.; Chand, S. y Chillar, A. 2005. Growth and reproduction of *Eisenia foetida* in various animal wastes during vermicomposting. *Appl. Ecol. Environ. Res*, 3(2): 51-59.

Garzón, J. y Cuervo, J. 2008. Producción de *Pleurotus ostreatus* sobre residuos sólidos lignocelulósicos de diferente procedencia. Nova Publicación Científica en *Cienc. Biom. Vol 6*, (10): 101-236.

Giró, F.; Molina, N.; Arbiol, M. y Soliva, M. 1993. “Estudi de viabilitat del compostatge de residus municipals utilitzant tecnologia de tunel” Informe



final Conveni ESAB, Junta de Residus. Págs. 275.

- Gichangi, E.; Karanja, N. y Wood, C. 2006. Composting eattle manure from zero grazing system with agro-organic wastes to minimise nitrógeno losses in smallholder farms in Kenya. *Trop. Subtrop. Agroecosyst*, 6: 57-64.
- Girón, C.; Tortolero, J.; Hermoso, D. y González, I. 2001. Efecto de diferentes vegetales en la compostación de cascaras de cacao. *Agron. Trop.* 5 (4): 549-562.
- Gopalakrishnan, S.; Pande, S.; Sharma, M.; Humayun, P.; Keerthi Kiran B.; Sandeep, D.; Sree Vidya, M.; Deepthi, K. y Rupela, O. 2010. Evaluation of Actinomycetes isolated from herbal vermicompost for biological control of Fusarium wilt of chickpea. *Phytop. Mediterr.* 51: 180-191.
- Granatstein, C. y Van Faassen, H. 1996. Volatilization of ammonia, nitrous oxide and nitric oxide in deep-litter systems for fattening pigs. *J. Agric. Eng. Res.* 65: 269-274.
- Graves, R. 2000. "National engineering hang book: composting". <<http://www.nrcs.usda.gov/technical/eng/neh.html>> (3/3/2012).
- Gregory, M. 1993. Elaboración química y microbiológica de un vermicompost. Tesis de Grado. Universidad Central de Venezuela. Facultad de Agronomía. Caracas.
- Grossi, M. 1993. Evaluación de la calidad de los productos de las usinas de compostaje de Brasil de residuos sólidos domésticos a través de metales pesados y sustancias orgánicas. Trabajo de Grado. Universidad de Sao Paulo, Brazil.
- Grube, M.; Lin, J.; Lee, P. y Kokorevicha, S. 2006. Evaluation of sewage ludge-based compost by FT-IR spectroscopy. *Geoderma*, 130: 324-333.
- Guarin, J. y Ramírez, A. 2004. Estudio de factibilidad técnico-financiero de un cultivo del hongo *Pleurotus ostreatus*. Trabajo de grado. Ponticia

Universidad Javeriana. Facultad de Ingeniería, BOGOTÁ.

Guerrero, S. 1963. *Problemas de las pruebas de germinación de maíz y frijol*. En: *Reunión Centroamericana sobre el Mejoramiento del Maíz*. San Salvador. Págs. 60-62.

Guzmán, H. y Paredes, O. 1995. Amylolytic enzymes and products derived from Storch: a review. *Cri. Rev. Food. Sci. Nutr*, 35: 373-403.

Hagen, M. 2000. "Using your compost". <<http://ceinfo.unh.edu/agriculture/usecomp.pdf>>(07/06/2012).

Hamzawi, N.; Kennedy, K. y McLean, D. 1999. Review of applications of high solids anaerobic digestion to solid wasted management. *Journ. of Solid Wast. Tech. and Mant*, 26: 3-4.

Hasing, T. 2002. Evaluación agroeconómica de cuatro programas de fertilización y dos sustratos en tomate (*Lycopersicon esculentum*) bajo macrotúnel en Zamorano. Tesis de Grado. Zamorano, Honduras.

Haug, R. 1993. The practical handbook of composta. Universidad Nacional (UNA) y Fundación Güilombé. San José.

Helfrich, P.; Chefetz, B.; Hadar, Y.; Chen, Y. y Schnabl, H. 1998. A novel method for determining phytotoxicity in composts. *Compost Sci. Util*, 6(3):6-13.

Herbert, M. 1999. "Compost as a Disease Suppressing Tool". <<http://home.corecom.net/~gardener/NewsLetter/May99/Compost.html>>. (22/12/2012).

Hernández, A.; Contreras, C.; Palma, R.; Faria, A. y Pietrosevoli, S. 2006. Efectos de los restos de la industrialización de la palma aceitera sobre el comportamiento reproductivo de la lombriz roja (*Eisenia andrei*). *Rev. Fac. Agron*, 23(3):319-330.

Hernández, A.; Contreras, C.; Palma, R.; Sarria, J. y Pietrosevoli, S. 2002. Efecto de los restos de la palma aceitera sobre el desarrollo y

reproducción de la lombriz roja (*Eisenia* spp). *Rev. Fac. Agron*, 19(4):304-311.

Hernández, A.; Echeverría, W.; Pietrosevoli, S.; Palma, R.; Faría, A.; Contreras, C. y Gómez, A. 2005. Efecto de la densidad de población sobre el desarrollo y producción de humus de lombriz (*Eisenia* spp). BIOTAN Serie Especial. Págs. 545-547.

Hernández, A.; Pietrosevoli, S.; Palma, R.; Perozo, C.; Romero, R. y Tang, C. 2004a. Neems (*Azadiracta indica* A. Juss.) leaves as feeding substrate for vermicomposting earthworm (*Eisenia andrei*). *Journ. of Anim.Scienc*, 82:165.

Hervas, A.; Landa, B. y Jimenez, R. 1997. Influence of chickpea genotype and *Bacillus* spp. on protection from Fusarium wilt by seed treatment with nonpathogenic *Fusarium oxysporum*. *J. Plant Pathol*, 103: 31-42.

Hoitink, H. y Schmitthenner. 1977. Suppression of *Phytophthora cinnamomi* in a composted hardwood bark medium. *Phytopathology*, 67: 561-565.

Hong, J.; Park, K.; Sohn, B. 1997. Effect of composting heat from intermittent aerated static pile on the elevation of underground temperature. *Amer. Socty of Agric. Eng*, Vol. 13 (5): 679-683.

Howard, R.; Abotsi, E. y Janse, R. 2003. Lignocellulose biotechnology: Issues of bioconversion and enzyme production. *Africc. Journ. of Biotech*, 2(12): 602-619.

Ibáñez, J. 2007. "Los actinomicetos, el olor a tierra y algunas cosillas más". <<http://www.unex.es/edafo/ECAP/ECAL6MActinomicetos.htm>> (22/11/2012).

Iglesia, E. y Pérez, G. 1989. Evaluation of city refuse compost maturity: A. *Rev. Biolog. Wast*, 27: 115-142.

Iguaran, M. 2011. Cumaná, la navidad del Mercado municipal se tiño de aguas negras. Diario UNETE-CTR, 21 de enero 2011. Pág. 12.

- Imery, J. 2011. Técnicas de compostaje para el reciclaje de desechos vegetales generados en el Mercado Municipal de Cumaná. Proyecto Estratégico (2011000437) aprobado por el Ministerio del Poder Popular para la Ciencia, Tecnología e Innovación, Venezuela. Pág.12.
- Inbar, Y.; Hadar Y. y Chen, Y.1993. Recycling of cattle manure. The composting process and characterization of maturity. *J. Environ. Qual*, 22: 857-863.
- INE. 2006. Caracterización de lixiviados y biogás generados en sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos en lugares seleccionados de la zona centro de México. Informe final <sup>2da</sup> etapa. Instituto Nacional de Ecología.
- Ingham, E. 2001. "Compost Tea" <<http://www.soilfoodweb.com/phpweb/userpage.php?op=view&uid=179> (10/06/2033).
- Instituto Nacional de Normalización (INN). 2004. Norma Chilena de composta 2880-2004 (NCH.2880-2004). Compost-Clasificación y Requisitos. Págs. 23.
- INTEC. 1999. Corporación de investigación tecnológica. Manual de compostaje. Santiago de Chile. Págs. 21-30.
- Janzen, H. y Kucey, R. 1988. C, N and S mineralization of crop residues as influenced by crop species and nutrient regime. *Plant and Soil*, 106: 35-41.
- Janhel, M.; Melloni, R. y Cardoso, E. 1999. Urban solid waste maturity. *Sci. Agric*, 56: 301-304.
- Jeavons, J. 1991. Cultivo biointensivo de alimentos. Ed: Ecology action. EEUU. Págs. 38-52.
- Jeavons, J. 2002. Cultivo biointensivo de alimentos. Ecology actions of the mid península. Estados Unidos. Pág. 261.

- Jenkinson, D. 1992. *La materia orgánica del suelo, evolución*. En: *Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas*. WIID, A. (ed). Madrid: Mundi-prensa.
- Kass, D. 1996. *Fertilidad de suelos*. Editorial Universidad Nacional a Distancia. San José, Costa Rica. Págs.19-21.
- Kiely, E. 1985. *Fertilizantes orgánicos*. Sao Paulo: ED. Ceres.
- Kiely, G. 1999. *Ingeniería Ambiental: Fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión*. Vol 3. McGraw-Hill. España.
- Labrador, J. 1996. *La materia orgánica en los agrosistemas*. Ministerio Agricultura y Pesca. Mundi-Prensa. Madrid, España. Págs. 158.
- Larco, E. 2004. *Desarrollo y evaluación de lixiviados de composta y lombricompost para el manejo de Sigatoka negra (Mycosphaerella fijiensis morelet) en plátano*. Trabajo de Postgrado. Programa de educación para el desarrollo y la conservación, centro agrónomico tropical de investigación y enseñanza CATIE. La Habana Cuba.
- Lasaridi, K.; Protopapa, I.; Kotsou, M.; Pilidis, G.; Manios, T. y Kyriacou, A. 2006. Quality assessment of composts in the Greek market: The need for standards and quality assurance. *Journ. of Environ. Managt*, 80: 58-65.
- Leblanc, H.; Cerrato, M.; Miranda, A. y Valle, G. 2007. Determinación de la calidad de abonos orgánicos a través de bioensayos. *Tierr. Trop*, 3: 97-107.
- Leifeld, J.; Siebert, S. y Kogel-Knabruer, I. 2001. Stabilization of composted organic matter after application to a humus-free sandy minig soil. *J. Environ. Qual*, 30: 602-607.
- Lincoff, G. 1981. *Field guide to North American mushrooms*. Knopf Inc. Nueva York. Pág. 926.
- López, L. 1990. *Estudio de nutrición de Pinus patula en sistema hidropónico*. Tesis de Grado. Universidad Autónoma Chapingo, División de Ciencias

Forestales, Chapingo.

- López, M.; Hernández, M. y Elorza, P. 2003. Evaluación de la densidad de la población de la lombriz compostera (*Eisenia andrei* Sauvign). *Rev. UDO Agríc.* 3(1): 12-16.
- Lugtenberg, B. y Dekkers, L. 1999. What makes *Pseudomonas* bacteria rhizosphere competent? *Environ. Microbial.* 1(1): 9-13.
- Lugo, S. 1998. Evaluación de los Proyectos de Compostaje en el Ecuador. Fundación Natura-REPAMAR-CEPIS-GTZ. Quito, Ecuador.
- MacGregor, S.; Millar, F.; Psarianos, K. y Finstein, M. 1981. Composting process control based on interaction between microbial heat output and temperature. *Appl. and Envir. Microb.* 41: 1321-1330.
- Machado, L.; Urdaneta, S.; Hernández, A.; Abreu, A. y Marmol, L. 2010. La Lenteja de agua (*Lemna sp*), en el comportamiento biológico de la lombriz roja (*Eisenia andrei*). *Rev. Fac. Agron*, 27: 545-558.
- Madrid, C. y Castellanos, Y. 1998. Efecto de los activadores sobre la calidad de composta elaborados con cachaza y bagazo de la caña de azúcar. *Venezuelos*, 6(1-2): 22-28.
- Madrid, C.; Quevedo, V. y Andrade, E. 2000. Estudio de la biotransformación aeróbica de los desechos lignocelulósicos pergamino de café (*Coffea arabica* L) y tallos de pasto guinea (*Panicum maximum*). *Rev. de la Fac. de Agron*, 17: 505-517.
- Madrid, F.; López, R.; Cabrera, F. y Murillo, J. 2001. Caracterización de los composts de residuos sólidos urbanos de la planta de Villarrasa (Huelva). *Invest. Agr. Prod. Veg.* Vol. 16(1): 106-117.
- Magdoff, F. y Weil, R. 2004. Soil organic matter in sustainable agricultura. CRC PRESS. Boca Ratón, Florida.
- Márquez, M. y Urquiaga, R. 2005. Manual del buen compostador. Grupo de

acción para el medio ambiente (GRAMA). Madrid. Págs. 2-15.

Márquez, P. y Díaz, M. Factores que afectan al proceso de Compostaje  
Departamento de Ingeniería Química, Química Física y Química Orgánica.  
Universidad de Huelva. Facultad de Ciencias Experimentales. Campus El  
Carmen. 21071. Huelva.

Martínez, R.; Miglierina, A.; Luna, M.; Van Konijnenburg, A. y Pellejero, G.  
2008. Evaluación del compostaje de los residuos del procesamiento de la  
cebolla. *Rev. Pilq.* Sección Agronomía. Año X. N° 9. Págs. 10-18.

Martínez, R.; Miglienna, A.; Luna, M.; Konijnenburg, A. y Pellejero, G. 2008.  
*Rev. Pilq.* Sección de Agronomía. Año X. N° X, Págs. 6-8.

Matheus, L.; Caracas, J.; Montilla, F. y Fernández, Oswaldo. 2007. Eficiencia  
agronómica relativa de tres abonos orgánicos (vermicompost, composta, y  
gallinaza) en plantas de maíz (*Zea mays L.*). *Agric. Andn.* Vol. 13. Págs.  
27-38.

Mathur, S.; Owen, G.; Dinel, H. y Schnitzer, M. 1993. Determination of compost  
biomaturity. *Biol. Agric. and Hort.* Vol. 10, Págs. 65-85.

Mayea, S. 1992. Tecnología para la producción de composta (biotierra) a partir  
de la inoculación con microorganismos de diversos restos vegetales.  
CIDA. MINAGRI. *La Habana.* Págs. 22.

McKinley, V. y Vestal, S. 1984. Biokinetic analysis of adaptation and  
succession: microbial activity in composting municipal sewage sludge.  
*Appl. and Envir. Microb.* 47: 933-941.

Meléndez, G. 2003. *Indicadores químicos de calidad de abonos orgánicos.* En:  
Abonos orgánicos: Principios, características e impacto en la agricultura.  
Meléndez, G. (ed). San José, Costa Rica.

Melgarejo, R.; Ballesteros, M. y Bendeck, M. 1997. Evaluación de algunos  
parámetros físicos-químicos y nutricionales en humus de lombriz y  
composta derivados de diferentes sustratos. *Rev. Col. de Quím.* 26(2): 11-

19.

Méndez, C. 2007. Sustratos para la producción intensiva de hortalizas en Costa Rica. *Rev. Gest. Hort*, 2 (10): 9-13.

Mengel, K. y Kirkby, E. 1978. Principles of plant nutrition. International Potash Institute. Pág. 593.

Michel, F.; Pecchia, J. y Rigot, J. 2004. Mass and nutrient losses during the composting of dairy manure amended with sawdust or straw. *Compt. Sci. Util*, 12 (4): 323-334.

MINAZ. 1991. Instructivo para la elaboración de composta a partir de la agroindustria azucarera. ICIDCA. Dirección de Agrotécnia. *La Habana*. Págs. 40.

Mirsa, V.; Roy, R. y Hiraoka, H. 2003. On- farm composting methods. FAO / Land and water discussion Paper. Roma. En: <<http://ftp.fao.org/docrep/faoloog/y5104e/y5104eoo.pdf> > (12/10/2012).

Moreno, A.; Valdes, M. y Zarate, T. 2005. Desarrollo de tomate en sustrato de vermicompost/arena bajo condiciones de invernadero. *Agric. Téc*, 65 (1): 26-34.

Moreno, J. 2004. Evaluación de la eficiencia reproductiva de la lombriz roja californiana, *Eisenia foetida*, alimentada con excretas bovinas en cuatro diferentes estados. Tesis de Grado. Universidad Earth, Guácimo, Costa Rica.

Moreno, J. y Mormeneo, S. 2008. *Microbiología y química del proceso de compostaje*. En: *Compostaje*. Moreno, J. y Moral, R. (eds). Mundi-`Prensa. Madrid. Págs. 140.

Nakasaki, K.; Sasaki, M.; Shoda, M. y Kubota, H. 1985. Change in microbiol numbers turing thermophilic composting of sewage sludge with referente to CO<sub>2</sub> evolution rate. *App. and Environ. Microb*, 49: 37-41.

Navarro, R. "Manual para hacer composta aeróbica". CESTA Amigos de la



tierra.<<http://www.cestafoe.org.su/recursos/pdfs/composta.pdf>>  
(05/01/2012).

Nogales, R.; Gallardo, F. y Delgado, M. 1982. Aspectos físicos-químicos y microbiológicos del compostaje de basuras urbanas. *An Edafol. Agrobiol*, 41: 1159-1174.

Noriega, G. y Altamirano, A. 1998. Manual de lombricultura. Universidad Autónoma de Chapingo, México. Pág. 200.

Okano, K.; Fukui, S.; Kitao, R. y Usagawa, T. 2007. Effects of culture length of *Pleurotus eryngii* grown on sugarcane bagasse on *in vitro* digestibility and chemical composition. *Anim. Feed Sci Technol*, 136:240-247.

Ormeño, M. y Ovalle, A. 2010. Efecto de la aplicación de abonos orgánicos en la calidad química de los suelos cacaoteros y el crecimiento de las plántulas en vivero. Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas, INIA-Mérida. Av. Urdaneta, Edif. INIA. Págs. 1-6.

Osorio, N. y Orozco, F. 1998. Residuos orgánicos. Aprovechamiento Agrícola como abono y sustrato. Segunda edición. Medellín. Págs. 10-150.

Pagans E.; Barrena R.; Font, X. y Sánchez A. 2006. Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature. *Chemosphere*, 62: 1534-1542.

Palmero, R 2004. Servicio técnico de agricultura y desarrollo rural, del c ábildo Insular de Tenerife

Paneque, V. y Calaña, J. 2004. Abonos Orgánicos, conceptos prácticos para su evaluación y aplicación. Folleto Técnico. Asociación Cubana de Técnicos Agrícolas y Forestales. La Habana, Cuba. Pág. 54.

Pascual, J. 1995. Efectividad de los residuos orgánicos en la mejora de la calidad de los suelos áridos: aspectos biológicos y bioquímicos. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia. España.

Pascual, J.; García, C. y Hernández, M. 1996. Comparission of fresh and

composted organic waste in their efficacy for the improvement of arid soil quality. *Bior. Technol*, 68: 225-264.

Paul, E. y Clarck, F. 1996. Soil microbiology and biochemistry. Segunda edición. Academic. Págs. 340.

Peixoto, R. 1988. Compostagen: opcao para o manejo orgânico de solo. Brasil. Págs. 487.

Peña, E. 2002. *Manual para la producción de abonos orgánicos en la agricultura urbana*. Mundi-Prensa. Madrid, España. Págs. 139.

Perdomo, S. 2007. Seguimiento del proceso de humificación en composta inoculado. Trabajo de Grado. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de Ciencias. Bogotá DC.

Pérez, A.; Céspedes, C. y Nuñez, P. 2008. Caracterización física-química y biológica de enmiendas orgánicas aplicadas en la producción de cultivos en República Dominicana. *J. Soil. Sc. Plant Nutr*, 8(4): 10-29.

Pérez, F. y Vílchez, E. 2007. Efecto de diferentes residuos de origen vegetal y animal en algunas características física, químicas y biológicas del composta, Hacienda las Mercedes, Managua, 2005. Tesis de Grado. Facultad de Agronomía. Departamento de producción vegetal. Managua.

Pérez, M.; Rufo, S.; Palma, D. y Salgado, S. 2011. Caracterización química del compostaje de residuos de caña de azúcar en el sureste de México. *Interciencia*, Vol 36, N°1: 45-52.

Pernalte, Z.; Piña, F.; Suárez, M.; Ferrer, A. Y Aiello, C. 2008. Fraccionamiento del bagazo de caña de azúcar mediante tratamiento amoniacal: Efecto de la humedad del bagazo y la carga de amoníaco. *Bioagro*, 20(1): 3-10.

Perucci, P.; Dumontet, S.; Bufo, S.; Mazzatura, A. y Casucci, C. 2000. Effects of organic amendment and herbicide treatment on soil microbial biomass. *Biol. Fertil. Soils*, 32: 17–23.

- Pfaller, S.; Vesper, S. y Moreno, H. 1994. The use of PCR to detect thermal liquid manure disinfection. *J. Vet. Med*, 38: 561-574.
- Pino, P.; Varnero, T. y Alarado, P. 2005. Dinámica del compostaje de residuos vitivinícolas con y sin incorporación de guano broiler. *Suel. Nutr. Veg*, 5 (2): 19-25.
- Polanco, G. 2004. Caracterización microbiológica del proceso de compostaje a partir de residuos azucareros. Tesis de Grado. Universidad Central de Venezuela. Facultad de Agronomía. Maracay.
- Polo, A. 2011. Evaluación de la calidad del humus producido por *Eisenia* spp. A partir de tres sustratos orgánicos. Utilidad en agricultura y ecotoxicología. Proyecto de trabajo de grado. Universidad de oriente.
- Pomares, F. y Martínez, S. 1996. *Conferencia sobre La Materia Organica*. En: *II da Jornada de Agricultura Ecologica*. Valencia, España. Pág. 22.
- Pordomingo, A. 2003. Gestión Ambiental en el feedlot. Guía de buenas prácticas, ED INTA, La Pampa.
- Quesada, G. y Méndez, C. 2005a. Análisis Físicoquímico de materias primas y sustratos de uso potencial en almácigos de hortalizas. *Rev. de Agric. Tro*, 35:01-13.
- Raviv, M.; Medina, A.; Krasnovsky, H. y Ziadna. 2002. Conserving nitrogen during composting. *Biocycle*, 48-55.
- Reátegui, K.; Zenteno, H.; Hernández, C. y Quirós, L. 2006. Evaluación del sistema de em-compost utilizando aireación forzada y residuos de banano. *Tier. Trop*, 2(2): 169-175.
- Recio, A. 1998. Caracterización mediante técnicas d modelación del horno de la caldera Reto CV-25-18, para el quemado de bagazo en torbellino horizontal. Tesis de Doctorado, ISPJAM, Santiago de Cuba.
- Rynk, R. 2003. The artin the science of composta maturite. *Comp. Scien. Utiliz*,

11(2): 94-95.

Rivero de Trinca. 1999. *Materia orgánica del suelo*. Maracay, Venezuela. Págs. 270.

Rivero, C. 1999. Materia orgánica del suelo. *Rev. Fac. de Agron*, 57:127-146.

Rodríguez, R. 1997. Balance de la relación carbono-nitrógeno para una óptima descomposición aeróbica de la bora (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) en abonos orgánico. *Saber*, 9(1): 47-53.

Rodríguez, S. 1982. *Fertilizantes*. A. G. T. Editor, México. Págs. 157.

Rodríguez, M.; Tavares, R.; Medina, A. 2009. Desarrollo y caracterización de sustratos orgánicos a partir del bagazo de agave tequilero. Tesis de Doctor en Ciencias. Colegio de Post-Graduados. Montecillo, Texcoco, Edo. México. Págs. 134.

Romero, M.; Trinidad.; A. y García, R. 2000. Producción de papa y biomasa microbiana en suelos con abonos orgánicos y minerales. *Rev. Agroc*, 34 (3): 261-269.

Rovesti, L. 2004. Lombricultura. Manual Práctico. Págs. 99 .

Ruihong, Z.; Xiujin, L. y Fadel, J. 2002. Oyster mushroom cultivation with rice and wheat straw. *Bior. Techn*, 82:277-284.

Ruíz, J. 2009. Aves de Guayana el conocido y bullicioso Cristofue y El Mirlo Zanate o Tordo.

Ryder, M. y Jones, D. 1993. *Biological control of crown gall*. En: *Biological control of soil-borne plant pathogens*. Hornby, D. (ed). CAB internacional. UK. Págs. 45-63.

Rynk, R.; Van de Kamp, M.; Wilson, G.; Singley, M.; Richard, J.; Kolega, J.; Gouin, F.; Laliberty, L.; Kay, D.; Murphy, D.; Hoitink, H. y Briton, W. 1998. *On farm composting handbook*. En: *Northeast regional agricultural engineering service*. Rynk, R (ed). Cooperative extension Ithaca, New

York.

- Salas, E. y Ramírez, C. 2001. Bioensayo microbiano para estimar los nutrientes disponibles en los abonos orgánicos: calibración en el campo. *Agron. Costarr.* 25(2): 11-23.
- Salas, E. y Ramírez, C. 1997b. Determinación de N y P en abonos orgánicos, mediante la técnica del elemento faltante y un bioensayo microbiano. *Agron. Costarr.* 25(2): 25-35.
- Salas, J. y Giraldo, E. 1996. Aprovechamiento económico de los desechos sólidos municipales: modelo de análisis para la evaluación financiera: reciclaje y compostación aeróbica vs. reciclaje y digestión anaeróbica alta en sólidos. Memos de Investigación N°. 257, Santa Fe de Bogota.
- Salmones, D.; Mata, G. y Waliszewski, K. 2005. Comparative culturing of *Pleurotus spp.* on coffee pulp and wheat straw: biomass production and substrate biodegradation. *Bior. Technol.* 96: 537-544.
- Sánchez de Pinto, M.; Albanesi, A.; Palazzi, V.; Trejo, J. y Polo, A. 2006. Compostaje y lombricompostaje de residuos frutihortícolas. *Rev. Inds. Beb.* 9: 40-46.
- Sánchez, T. 2009. Caracterización microbiológica del proceso de compostaje a partir de residuos azucareros. *Agron. Trop.* 59(3): 309-316.
- Sánchez, M.; Paredes, A. y Bernal, C. 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixture. *Biors, Techol.* 78:301-308.
- Santa Coloma, O.; Del Hoyo, M.; Blanco, A. y García, J. 2000. Control de olores en plantas de compostaje. *Resid. Rev. Téc.* Vol 9-10 N°54.
- Santamaría, S.; Ferrera, R.; Almaraz, J.; Galvis, A. y Barrios, I. 2001. Dinámica y relaciones de microorganismos, C-orgánico y N-total durante el composteo y vermicomposteo. *Agroc.* 35(4): 377-384.
- Sasek, V.; Bhatt, M.; Cajithami, T.; Malachova, K. y Lednicka, D. 2003.

Compost-mediated removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from contaminated soil. *Env. Cont. and Tox*, 44: 336-342.

Saviozzi, A.; Levi, R.; Riffaldi, R.; Vanni, G. 1997. Role of chemical constituents of wheat straw and pig slurry on their decomposition in soil. *Biolog. Fertil. Soil*, 25:401-403.

Schuld, M. 2001. *Lombricultura: Su teoría y práctica en el ámbito agropecuario*. Págs. 1-25.

Schuld, M. 2004. "Manual de Lombricultura" <<http://www.Manualdelombricultura.com>> (12/12/12).

Schuldt, M.; Rumi, A.; Gutierrez, D.; Caloni, N.; Bodnar, J.; Revora, N.; Tasso, V.; Valenti, M.; Varela, J. y De Belaustegui, H. 2005. Culture of *Eisenia foetida* (Annelida, Lumbricidae) on puffed rice scrap in outdoors and laboratory conditions. *Ecolg. Austral*, 15: 217-227.

Schuldt, M. 2006. *Lombricultura: Teoría y práctica*. Mundi-Prensa. Madrid. Págs. 307.

Schweizer, S.; Vargas, A. y Salas, E. 2003. *Caracterización de diferentes compost utilizando técnicas físicas, químicas y biológicas*. En: *Memoria del I encuentro Mesoamericano y del Caribe y III Encuentro Costarricense de Agricultores Experimentales e Investigadores en Producción orgánica*. Soto, G.; Descamps, P. (eds). Edit. Del Norte, Costa Rica.

SICA. 2006. "El azúcar en la comunidad andina". <<http://www.sica.gou.ec/cadenas/azúcar/docs/>> (08/09/2012).

Silva, J.; López, P. y Valencia, P. 1998. Recuperación de nutrientes en fase sólida a través del compostaje. Escuela de Ingeniería de los recursos naturales y del ambiente (EIDENAR), Universidad del Valle Facultad de Ingeniería. AA. 25360. Cali-Colombia.

Soliva, M. 2001. *Compostatge i gestió de residus orgànics*. Estudis i Monografies 21. Diputació de Barcelona, Àrea de Medi Ambient,

Barcelona.

- Soto, G. y Meléndez, G. 2003. *Abonos orgánicos: el proceso de compostaje*. En: *Taller de abonos orgánicos*. Meléndez, G. y Soto, G. (eds). Centro de Investigaciones Agronómicas de la Universidad de Costa Rica. San Pedro de Montes de Oca, San José, Costa, Rica. Págs. 30-57.
- Singh, N.; Khare, A.; Bhargava, D. y Bhattacharya, S. 2005. Effect of initial substrate pH on vermicomposting using *Perionyx excavatus* (Perrier, 1872). *App. Ecolg. and Enviro. Res*, 4(1): 85-97.
- Sommer, S. y Dahl, P. 1999. Nutrient and carbon balance during composting of deep litter. *J. Agr. Eng. Res*, 74: 145-153.
- Sosa, O. 2005. Los estiércoles y su uso como enmiendas orgánicas. *Rev. Agrom.* Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad del Rosario. Págs. 110-125.
- Soto, G. y Muñoz, C. 2002. Consideraciones teóricas y prácticas sobre el compost y su empleo en la agricultura. *Manejo Integrado de Plagas y Agroecología (Costa Rica)*. Vol.65: 123-129.
- Soto, M. 2003. *Abonos orgánicos: El proceso de compostaje*. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). Pág. 27.
- Soumaré, M.; Tack, F. y Verloo, M. 2003. Effects of a municipal solid waste compost and mineral fertilization on plant growth in two tropical agricultural soils of Mali. *Bior. Tech*, 86:15-20.
- Stentiford, E. y Dodds, C. 1991. Solid substrate cultivation. *Composting*. Chapter. Págs. 211-245.
- Stoffell, P. y Kahn, B. 2005. *Utilización del compost en los sistemas de cultivo hortícola*. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, Barcelona. Págs. 26.
- Suslow, T. 1997. *Los abonos de estiércol: Una perspectiva de seguridad alimentaria microbiana*. California, US. Págs.1-6.

- Sztern, D. y Pravia, M. 1999. Manual para la elaboración de compost. Bases conceptuales y procedimientos. Montevideo. "OPS/HEP/HES/URU/02-03". <<http://www.ops.org.uy>>. (18/06/2012).
- Tam, N.; Tiquia, S. y Vrijmoed, L. 1996. Nutrient transformation of pig manure under pig-on-litter system. De Bertoldi, M.; Sequi, P.; Lemmes, B. y Papi, T. (eds). London, UK; Chapman and Hall. Págs. 96-105.
- Taurachand, D. 2005. *Cultivo del hongo ostra*. En: *Manual del cultivador de hongos*. Pág. 124.
- Tchobanoglous, G.; Theisen, H. y Vigil, S. 1994. Gestión Integral de Residuos Sólidos. Madrid. McGraw-Hill. Págs. 143-278.
- Tineo, A. 1994. Crianza y Manejo de Lombrices de tierra con fines agrícolas. Tesis Doctoral. CATIE. México.
- Tiquia S. y Tam N. 2000. Fate of nitrogen during composting of chicken litter. *Environ. Pollut*, 110: 35-41.
- Tiquia, S. 2000. *Evaluating phytotoxicity of pig manure from the pig – on – litter system*. En: *Proceedings of the International Composting Symposium*. Warman, P. y Taylor, B. (eds). Cooperative extension Ithaca, New York.
- Tiquia, S. y Tam, N. 1998. Composting of pig manure in Hong Kong. *Biocycle*, 39 (2): 78-79.
- Tiquia, S.; Tam, N. y Hodgkiss, I. 1996. Microbial activities during composting of spent pig-manure sawdust litter at different moisture contents. *Biores. Technol*, 55: 201-206.
- Tiquia, S.; Wan, J. y Tan, N. 2002. Microbial populations dynamics and enzymed activities during composting. *Compost Scic. and Utiliz*, 10 (2): 150-161.
- Titmas, J. 1999. U.S. Patent 5: 879- 637.
- Tortarolo, M.; Pereda, M.; Palma, M. y Arrigo, N. 2008. Influencia de la



inoculación de microorganismos sobre la temperatura en el proceso de compostaje. *Suelo*, 26(1): 41-50.

Toccalino, P.; Agüero, M.; Serebrinsky, C. y Roux, J. 2004. Comportamiento reproductivo de lombriz roja californiana (*Eisenia foetida*) según estación del año y tipo de alimentación. *Rev. Vet*, 15 (2): 65-69.

Trautmann, T. y Olynciw, E. 2000. "Cornell Composting Science y Engineering". <<http://www.cfe.cornell.edu/compost/microorg.html>> (28/11/2012).

Trivierge, C. y Seito, M. 2005. Nuevas tecnologías de vivero en Nicaragua, bandejas y sustratos mejorados-compost. Managua, Nicaragua. Págs. 23-43.

"Trabajadores del mercado municipal continúan manifestando en calles de Cumaná". UNETE-CTR, 28 de junio de 2012.

"Trabajadores del mercado municipal protestan ante oficinas administrativas" UNETE-CTR, 20 de febrero de 2012.

Trivierge, C. y Seito, M. 2005. Nuevas tecnologías de vivero en Nicaragua, bandejas y sustratos mejorados-compost. Managua, Nicaragua. Págs. 23-43.

Ullé, J. 2009. Proyecto regional desarrollo y difusión de tecnología para la producción ecológica. Informe técnico del centro regional Buenos Aires Norte. Ediciones INTA. Págs. 16-255.

Uribe, J.; Esrtada, M.; Cordoba, S.; Hernández, L. y Bedoya, D. 2001. Evaluación de los microorganismos eficaces (E.M) en producción de abono orgánico a partir del estiércol de aves de jaula. *Rev. Col. Cienc. Pec*, 14(2): 164-172.

Vallini, G.; Bianchin, A. y De Bertoldi, M. 1983. Composting agro-industrial byproducts. *Byocycle*, 24: 43-47.

Van Heerden, I.; Cronjé, C.; Swart, S. y Kotzé, J. 2002. Microbial, Chemicals and physicals aspects of citrus waste composting. *Bio. Techn*, 81: 71-75.

- Vandevivere, P. y Ramírez, C. 1995. Microorganismos y nutrientes en abonos orgánicos: Bioensayo microbiano para determinar los nutrientes disponibles en abonos orgánicos. *Bol. Téc. de la Est. Exp.* Fabio Baudrit M, 28 (2): 90-96.
- Varnero, M.; Rojas, A. y Orellana. 2007. *Índices de fototoxicidad*. En: *Residuos Orgánicos durante el Compostaje*. Chile: Universidad de Chile. Págs. 10-35
- Varnero, M.; Rojas, A. y Orellana, R. 2006. Índices de fitotoxicidad en residuos orgánicos durante el compostaje. *Suel. Nutr. Veg*, Vol.7, N°1. Págs. 28-37. ISSN 0718-2791.
- Vento, M. 2002. Estudio sobre la preparación del composta estático y su calidad. Tesis de Grado. Universidad de Camaguey. México.
- Vogtmann, H.; Fricke, k. y Turk, T. 1993. Quality, physical characteristics, nutrient content, heavy metals and organic chemicals in biogenic waste compost. *Compost Scien. and Utiliz*, 1: 68-87.
- Wan, I.; Tiquia, S. y Tam, N. 1998. Elimination of phytotoxicity in mixture of chicken and green manure by windrow composting. International Conference on Environmental Contamination. Toxicology and Health, Hong Kong.
- Yamada, T. 2004. Resistencia de plantas a plagas e doenças: pode ser afetada pelo manejo de cultura?. *Infor. Agron*, 108: 1-7.
- Yáñez, J. 2002. Nutrición y regulación del crecimiento en hortalizas y frutas. Buenavista Saltillo Coahuila.
- Yáñez, P.; Levy, A.; Mauricio, M. y Azero, A. 2007. Evaluación del compostaje de residuos de dos agroindustrias palmiteras del Trópico de Cochabamba en silos hiperventilados. 3(4):78-87.
- Zambrano, A. 2005. Caracterización química de enmiendas orgánicas a partir del bagazo de agave tequilero. Tesis de Doctor en Ciencias. Colegio de

Post-Graduados. Montecillo, Texcoco, Edo. México. Págs. 134.

Zadrazil, F. y Puniya, A. 1995. Studies on the effect of particle size on solid-state fermentation of sugarcane bagasse into animal feed using white-rot fungi. *Bior. Techn*, 54:85-87.

Zubillaga, M. y Lavado, S. 2006. Phytotoxicity of biosolid composta of different maturity negree compared with biosolids and animal manures. *Compost Sci and Utiliz*, 14(4): 267-270.

Zubillaga, M.; Brazini, A. y Silvio, R. 2008. Problemas de fototoxicidad en composta. *Rev. Pilq. Sección de Agronomía*, Año X. N°9: 160-1775.

Zucconi, F. y De Bertoldi. 1987. Specifications for solid waste composta. *Biocycle*, 26: 56-61.

Zucconi, F.; Forte, M.; Mónaco, A. y De Bertoldi, M. 1981b. Biological evaluation of composta maturity. *Biocycle*, 22: 27-29.

## **ANEXOS**

UNIVERSIDAD DE ORIENTE  
NÚCLEO DE SUCRE  
ESCUELA DE CIENCIAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA

### **ENTREVISTA**

El tratamiento de los residuos orgánicos e inorgánicos, es un tema recurrente en nuestra sociedad; por tal motivo se pondrá en marcha un proyecto de grado intitulado: “APILAMIENTO ESTÁTICO CON VOLTEOS A CIELO ABIERTO PARA EL COMPOSTAJE DE RESIDUOS VEGETALES, GENERADOS EN EL MERCADO MUNICIPAL DE CUMANÁ, ESTADO SUCRE” el cual será desarrollado por la Br. Carmen Salazar, como requisito para optar al título de Lic. Biología; dicho proyecto tiene como finalidad presentar una alternativa que demuestre la utilidad de compostar los desechos que se producen en este establecimiento, reducir los enormes volúmenes de desechos orgánicos generados a diarios, aliviar el sistema de aseo de la ciudad, contribuyendo así en la mejora de la calidad del ambiente para los habitantes de toda la ciudad, con consecuencias positivas en el ámbito social, ambiental y económico.

A continuación se presentan una serie de interrogantes, relacionadas con el tema para indagar en cada uno de los expendedores sobre sus aportes y disponibilidad en gestionar ordenadamente sus desechos orgánicos generados diario en ese centro de acopio.

¿Qué cantidad de material orgánico vegetal (frutas, verduras, hortalizas, tubérculos), desechan diariamente?

¿Dónde depositan sus desechos orgánicos?

¿Cuándo depositan sus desechos orgánicos?

¿Qué medidas pondría usted en práctica para mitigar el impacto ambiental que generan estos desperdicios en el mercado municipal de Cumaná?

¿Ha escuchado hablar usted acerca de los términos compost, compostaje?

¿Estaría usted dispuesto en colaborar con este proyecto, depositando diariamente en forma ordenada, sus desechos orgánicos en sitios específicos asignados por nosotros?

¿Estaría usted de acuerdo en que se coloque un contenedor cerca de su sitio de trabajo para depositar allí sus desechos orgánicos?

¿Cómo identificaría dicho contenedor: material vegetal, desechos orgánicos, entre otros?

¿Por qué cree usted que el compostaje es un medio económico para mitigar el problema de la contaminación ambiental, en el mercado municipal de Cumaná?

¿Sugerencias?

**ANEXO 2: Instalación de contenedores en el Mercado Municipal de Cumana.**



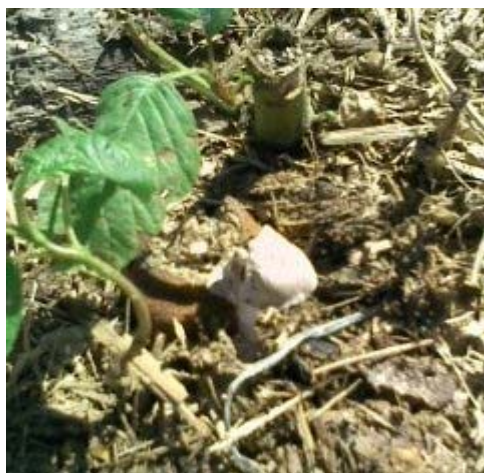


### ANEXO 3: Actinobacterias





## ANEXO 4: Hongos sombreritos





## ANEXO 5: Lixiviados



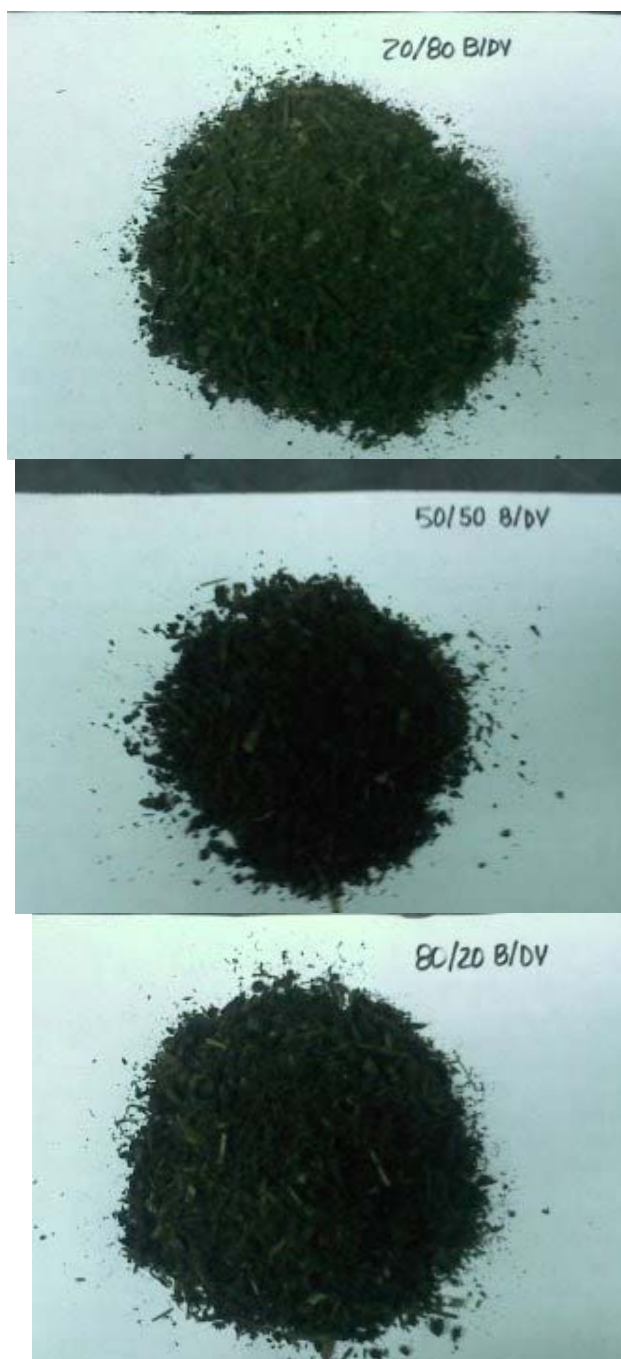


**ANEXO 6: Coloración inicial de las mezclas al momento de instalarse las aboneras o pilas de compostaje.**



**ANEXO 7: Coloración final de c/u de los composts obtenidos de las mezclas de BCA, AS, EE y DV.**

**MEZCLAS CON BCA + DV**





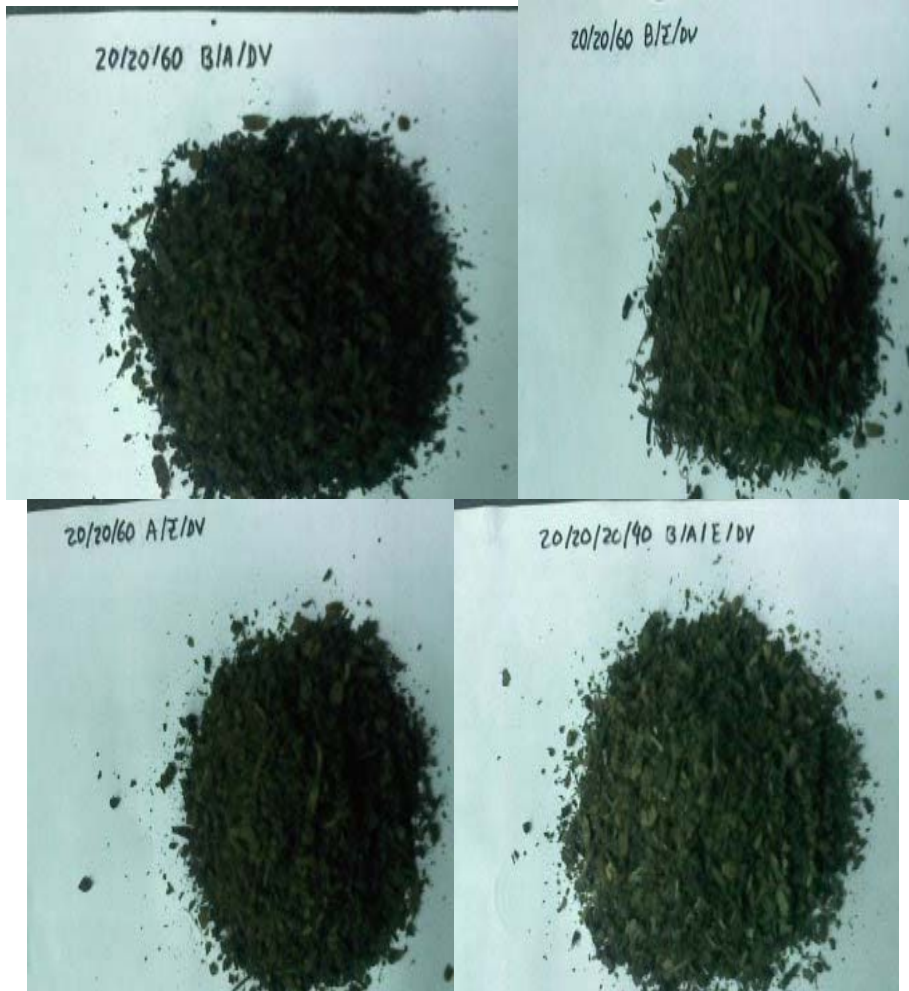
## MEZCLAS CON AS + DV



## MEZCLAS CON EE y DV



**MEZCLAS COMBINADAS CON BCA, AS, EE y DV**





**ANEXO 8: Huevos y larvas de moscas**



## ANEXO 9: Afloramiento de plásticos



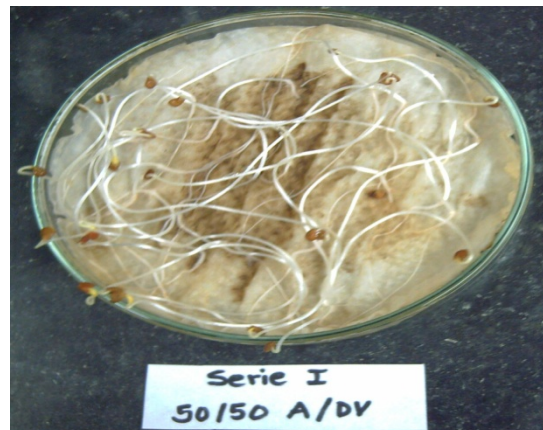
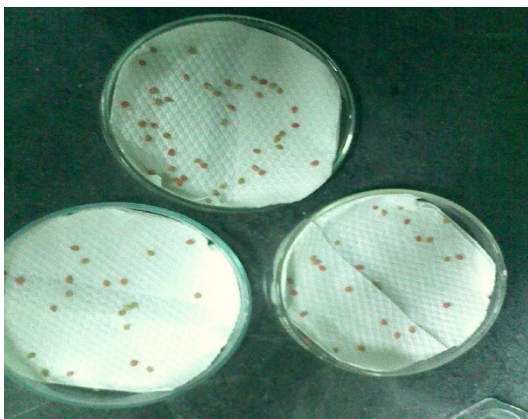


**ANEXO 10: Preparación de los composts de cada una de las mezclas de BCA, AS, EE, y DV para el proceso de germinación agrícola bajo condiciones de vivero.**





**ANEXO 11: Preparación de los extractos acuosos de cada una de los composts obtenidos de las diferentes mezclas de BCA, AS, EE y DV para el proceso de germinación bajo condiciones de laboratorio (*in vitro*)**



**ANEXO 12: Germinación agrícola de *Lycopersicon esculentum***

**Tratamientos con Bagazo de caña de azúcar**





## Tratamientos con Aserrín



## Tratamientos con Estiércol equino



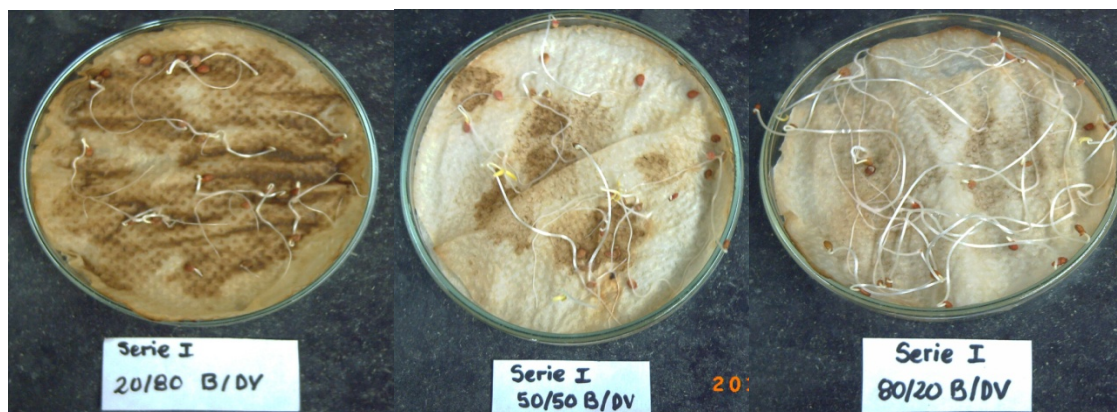
Combinaciones de los tratamientos en diferentes proporciones de B, A, E y DV.



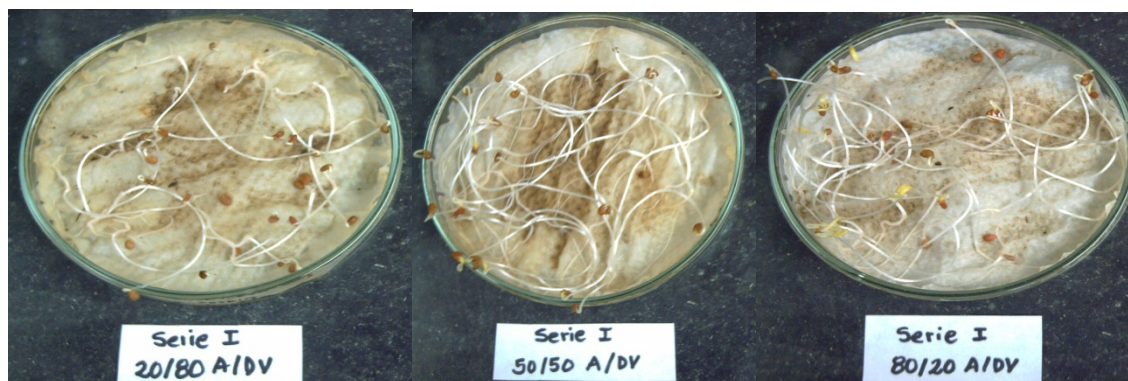


**ANEXO13: Germinación in vitro de *Lycopersicum esculentum***

**Tratamientos con Bagazo de caña de azúcar:**

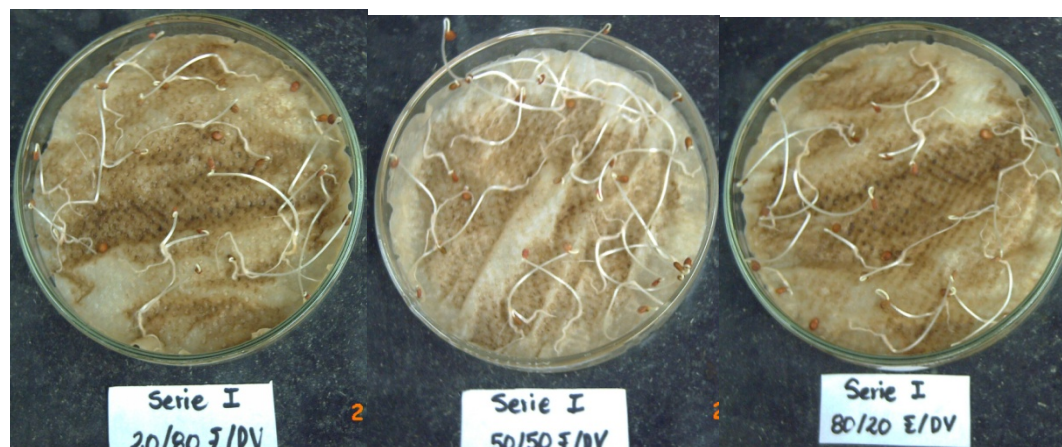


## Tratamientos con aserrín





## Tratamientos con Estiércol equino



## Tratamientos combinados



**ANEXO14: Germinador en condiciones de vivero e *in vitro* de los tratamientos testigos**

**Tratamiento Testigo (Arena lavada)**



**Germinador testigo (agua destilada)**





**ANEXO 15: Procedimiento para la siembra de *Eisenia andrei* en los diferentes sustratos obtenidos de cada una de las mezclas de B, A, E y DV provenientes del MMC.**





## HOJA DE METADATOS

Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 1/6

Título	Apilamiento Estático con Volteos a Cielo Abierto Para El Compostaje de Residuos Vegetales, Generados en e Mercado Municipal de Cumaná, Estado Sucre
--------	---

Autor(es)

Apellidos y Nombres	Código CVLAC / e-mail	
Salazar M, Carmen Y	CVLA	
	C	12 661 573
	e-mail	sarainazareth2011@hotmail.com
	e-mail	

Palabras o frases claves:

compost, desechos orgánicos, pH

Líneas y sublíneas de investigación:

Área	Subárea
Escuela de Ciencias	Departamento de Biología

Resumen (abstract):

En el presente estudio se evaluó el efecto de diferentes materiales orgánicos en la obtención de compost a partir de desechos vegetales provenientes del Mercado Municipal de Cumaná (MMC), a través de un proceso de compostaje aeróbico con apilamiento estático a cielo abierto y volteos quincenales. Se utilizó un diseño de tres bloques con 13 tratamientos cada uno y 720 L de biomasa inicial dispuesta en pilas cónicas de 1 m de alto. Los sustratos se prepararon con bagazo de caña de azúcar (B), aserrín (A), estiércol equino (E) y desechos vegetales (DV) en las siguientes proporciones: T<sub>1</sub> (20 % B + 80 % DV), T<sub>2</sub> (50 % B + 50 % DV), T<sub>3</sub> (80 % B + 20 % DV), T<sub>4</sub> (20 % A + 80 % DV), T<sub>5</sub> (50 % A + 50 % DV), T<sub>6</sub> (80 % A + 20 % DV), T<sub>7</sub> (20 % E + 80 % DV), T<sub>8</sub> (50 % E + 50 % DV), T<sub>9</sub> (80 % E + 20 % DV), T<sub>10</sub> (20 % B + 20 % A + 60 % DV), T<sub>11</sub> (20 % B + 20 % E + 60 % DV), T<sub>12</sub> (20 % A + 20 % E + 60 % DV), T<sub>13</sub> (20 % B + 20 % A + 20 % E + 40% DV) con la finalidad de caracterizar los procesos de compostaje de cada una de estas mezclas orgánicas. La investigación se llevó a cabo bajo las condiciones de un bosque muy seco tropical al ser de la ciudad de Cumaná (10°26'32'' N, 64°09'14'' O). Los valores de temperatura alcanzados durante el proceso estuvieron en un rango entre 30-62 °C; de 30 a 40 °C en fase mesófila, de 40 a 60 °C en etapa termófila, las etapas de maduración y estabilización con temperaturas semejantes al medio ambiente local (30 °C), siendo T<sub>1</sub>, T<sub>9</sub> y T<sub>12</sub> los tratamientos con las temperaturas más altas en etapa termófila (60-63 °C). Los valores de pH oscilaron entre 6,7 a 8,10, todas las pilas alcanzaron un volumen de reducción cercano al 80%, la presencia de lixiviados se observó más abundantes en aquellos tratamientos con 50-80 % DV. Se observaron diferentes tonalidades (verde a negro intenso) consistencia pastosa, olor fuerte penetrante sobre todo en aquellos tratamientos con 50-80% DV, los cuales al final del estudio obtuvieron una coloración marrón y negro intenso con agradable olor a tierra de bosque. La presencia de bacterias y hongos estuvo durante todo el proceso de descomposición, siendo las actinobacterias los microorganismos predominantes en todos los tratamientos. En los trece tratamientos, N, K, Mg, Ca y C orgánico fueron los elementos encontrados en mayor proporción; los contenidos en metales Cu y Fe en algunos tratamientos fueron nulos y en otros estuvieron por debajo de los límites establecidos por la legislación ambiental. La conductividad eléctrica varió en un amplio intervalo, con valor más alto en T<sub>3</sub> (12,08 dS/m). En todos los tratamientos la germinación fue mayor al 70 %. El porcentaje de sobrevivencia de *Eisenia andrei* en los diferentes sustratos fue mayor al 50 %, lo que indica que los composts obtenidos aportaron los nutrientes necesarios para el crecimiento y reproducción de las lombrices. Los composts producidos a través de los desechos vegetales provenientes del (MMC) presentaron valores de pH, temperaturas apropiadas, contenidos elevados de macro y micronutrientes, abundancia y variedad de microorganismos, niveles mínimos de metales, así como un grado de madurez óptimo (demostrado por los bioensayos).



Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 3/6

Contribuidores:

Apellidos y Nombres	ROL / Código CVLAC / e-mail	
José Imery Buiza	ROL	C <input type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> T <input type="checkbox"/> J <input type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> S <input checked="" type="checkbox"/> U <input type="checkbox"/> U <input type="checkbox"/>
	CVLAC	8650956
	e-mail	jimeryb@cantv.net
	e-mail	
Isabel Mimbela	ROL	C <input type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> T <input type="checkbox"/> J <input type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> S <input type="checkbox"/> U <input type="checkbox"/> U <input checked="" type="checkbox"/>
	CVLAC	15575530
	e-mail	isamimbela@hotmail.com
	e-mail	
Wilmer Sánchez	ROL	C <input type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> T <input type="checkbox"/> J <input type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> S <input type="checkbox"/> U <input type="checkbox"/> U <input checked="" type="checkbox"/>
	CVLAC	7170473
	e-mail	wsanchez@udo.edu.ve
	e-mail	

Fecha de discusión y aprobación:

Año Mes Día

2013	10	24
------	----	----

Lenguaje: SPA

Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 4/6

Archivo(s):

Nombre de archivo	Tipo MIME
tesis-salazarc.doc	Application/word

Alcance:

Espacial: \_\_\_\_\_ (Opcional)

Temporal: \_\_\_\_\_ (Opcional)

Título o Grado asociado con el trabajo: Licenciada Biología

Nivel Asociado con el Trabajo: Licenciatura

Área de Estudio: Biología

Institución(es) que garantiza(n) el Título o grado:

Universidad de Oriente (Núcleo de Sucre)

# Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 5/6



UNIVERSIDAD DE ORIENTE  
CONSEJO UNIVERSITARIO  
RECTORADO

CU N° 0975

Cumaná, 04 AGO 2009

Ciudadano  
**Prof. JESÚS MARTÍNEZ YÉPEZ**  
Vicerrector Académico  
Universidad de Oriente  
Su Despacho

Estimado Profesor Martínez:

Cumplo en notificarle que el Consejo Universitario, en Reunión Ordinaria celebrada en Centro de Convenciones de Cantaura, los días 28 y 29 de julio de 2009, conoció el punto de agenda **"SOLICITUD DE AUTORIZACIÓN PARA PUBLICAR TODA LA PRODUCCIÓN INTELECTUAL DE LA UNIVERSIDAD DE ORIENTE EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL DE LA UDO, SEGÚN VRAC N° 696/2009"**.

Leído el oficio SIBI – 139/2009 de fecha 09-07-2009, suscrita por el Dr. Abul K. Bashirullah, Director de Bibliotecas, este Cuerpo Colegiado decidió, por unanimidad, autorizar la publicación de toda la producción intelectual de la Universidad de Oriente en el Repositorio en cuestión.



Comunicación que hago a usted a los fines consiguientes.

Cordialmente,

**JUAN A. BOLANOS CUMPEL**  
Secretario



C.C: Rectora, Vicerrectora Administrativa, Decanos de los Núcleos, Coordinador General de Administración, Director de Personal, Dirección de Finanzas, Dirección de Presupuesto, Contraloría Interna, Consultoría Jurídica, Director de Bibliotecas, Dirección de Publicaciones, Dirección de Computación, Coordinación de Teleinformática, Coordinación General de Postgrado.

JABC/YGC/maruja

Apartado Correos 094 / Telfs: 4008042 - 4008044 / 8008045 Telefax: 4008043 / Cumaná - Venezuela

## Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso- 6/6

Artículo 41 del REGLAMENTO DE TRABAJO DE PREGRADO (vigente a partir del II Semestre 2000, según continuación CU 034 2000): "Los Trabajos de Grado

