



Universidad Politécnica de Madrid
Escuela Técnica Superior de
Ingenieros Agrónomos
Departamento de Edafología



**Bio recuperación de suelos salinos con el uso de
materiales orgánicos.**

Tesis Doctoral

Jacqueline A. Hernández Araujo

Ing. Agrónomo – Universidad del Zulia (1987)
Mg.Sc. – Universidad Central de Venezuela (2000)
DEA en Ingeniería Rural, UPM, (2007)

Directores:

D. Gabriel Gascó, Profesor Titular del Departamento de Edafología-UPM

D. Jorge Paolini, Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas-IVIC

Madrid 2011



POLITÉCNICA

(D-15)

Tribunal nombrado por el Mgfco. Y Excmo. Sr. Rector de la Universidad Politécnica de Madrid, el día de de 2011.

Presidente:

Secretario:

Vocal:

Vocal:

Vocal:

Suplente:

Suplente:

Realizado el acto de defensa y lectura de Tesis el día de de 2011

En la E:T.S. Ingenieros Agrónomos.

EL PRESIDENTE

LOS VOCALES

EL SECRETARIO

Nacemos para vivir, por eso el capital más importante que tenemos es el tiempo, es tan corto nuestro paso por este planeta que es una pésima idea no gozar cada paso y cada instante, con el favor de una mente que no tiene límites y un corazón que puede amar mucho más de lo que suponemos.

Facundo Cabrales

Dedicatoria

A mí mamá..... por velar siempre por mí

A mí papá..... por soñar para mí lo mejor

A mí hijo..... por ser el regalo más preciado que me ha dado la vida

A mí Rafa..... por acompañarme en el camino del amor

Agradecimientos

A mi hermana Morelita por todo

A Rafael Prieto Cruz por su apoyo en la ejecución de los ensayos

A Luis Alfonso Jiménez por sus aportes en el conocimiento en las ciencias del suelo

A mi amigo Alfredo Faría quien siempre me ha animado para alcanzar lo mejor

A Silvana Pietrosevoli por ser más que mi amiga

A mi hermana Jamelyn por estar siempre allí

A Stéphane por ser el príncipe de mi hermana Morella

A los Drs. Luis Mármol y Juan Bárcenas quienes me guiaron en mi tesis doctoral

A mi amiga Verónica Polo por su apoyo incondicional

A la Universidad Politécnica de Madrid por brindarme la oportunidad de formarme
en el Doctorado.

Al Dr. Gabriel Gascó por brindarme su guía y su confianza.

A la Dra. Francisca Guerrero quien con sus palabras siempre me aupó a alcanzar el
éxito.... Gracias por su guía y su estímulo

Al Dr. Jorge Paolini por su dedicación en la determinación de la materia orgánica

A la beca Santander-UPM quienes permitieron mi estadía en Madrid para lograr la
culminación del doctorado.

Al personal del Departamento de Ingenierías Suelos y Agua de la Facultad de
Agronomía – LUZ por todo el apoyo prestado.

Al Decano de la Facultad de Agronomía, Profesor Werner Gutiérrez por su apoyo

A los Ing, Agr. Hernán García y Richard García por su apoyo en la elaboración del
compost y vermicompost

A todos mis amigos y estudiantes por creer en mí, especialmente a Ana Abreu

Y sobre todo a la Santísima Trinidad y a mi Virgencita por mostrarme el camino y
darme su Luz.

Índice General

No digas no puedo ni en broma, porque el inconsciente no tiene sentido
tomará en serio, y te lo recordará cada vez que lo intentes!

Facundo Cabral

Índice General

Resumen	21
Abstract	23
I. Introducción	27
1. Salinidad de suelos	29
1.1 Suelos salino-sódicos	30
1.2. Salinización secundaria del suelo	33
1.3. Efectos de la salinidad sobre las propiedades físicas del suelo	36
2. Recuperación de suelos salino-sódicos	37
2.1. Remediación con la utilización del yeso ($\text{Ca}_2\text{SO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)	38
Utilidad agrícola del yeso	39
2.2. Bioremediación de suelos	43
2.2.1. Enmiendas orgánicas en la bioremediación de suelos.	43
2.2.1.1. El Compost:	45
2.2.1.2. El vermicompost	50
2.2.1.3. Abono Verde - La lenteja de Agua (<i>Lemna</i> spp.)	55
3. Variables biológicas afectadas por la salinidad del suelo	57
II Objetivos	65
1. Objetivo general	65
2. Objetivos específicos	65
III Materiales y métodos	68
1. Ubicación del sitio de muestreo del suelo problema	68
2. Tratamientos	70
2.1. Enmienda química.	70

Índice General

Requerimientos de Fosfoyeso:	71
2.2. Enmiendas orgánicas	73
2.2.1. Compost	73
2.2.2. Vermicompost	75
2.2.3. Abono verde (Lenteja de agua <i>Lemna</i> spp.)	76
3. Análisis de laboratorio	77
3.1. Caracterización de los sustratos utilizados	77
3.2. Parámetros que miden salinidad y sodicidad en el suelo.	81
4. Ensayos realizados	82
4.1. Columnas simuladas de suelo	82
Cantidad de agua aplicada a las columnas simuladas de suelo.	85
4.2. Evolución de CO ₂ :	88
4.3. Crecimiento de plántulas de Tomate (<i>Lycopersicum sculentum</i> Mil)	90
5. Análisis Estadísticos	90
III Resultados y discusión	94
1. Caracterización física del suelo.	94
2. Caracterización química del suelo	94
3. Caracterización de las enmiendas orgánicas.	96
4. Parámetros de salinidad del suelo: CE _{ext} , RAS y PSI.	99
4.1 Sales en Solución	103
4.2. Sales intercambiables	105
5. Evolución de CO ₂	108
6. Crecimiento de plántulas de tomate (<i>Lycopersicum sculentum</i> Mil.)	113
6.1 Altura de plántula	113
6.2. Diámetro de tallo	115
6.3. Materia Seca	116

IV. Conclusiones	119
V. Bibliografía	122
VI. Anexos	137

Índice Tablas

Índice de Tablas

Tabla 1. Mecanismos para la salinización de suelos	30
Tabla 2. Clasificación de Suelos según su CE, RAS y PSI	32
Tabla 3. El yeso en la agricultura en el mejoramiento de condiciones físicas del suelo.	41
Tabla 4. El yeso en la agricultura en el mejoramiento de condiciones químicas y biológicas del suelo.	42
Tabla 5. Parámetros que pueden ser usados para definir la calidad de un compost	49
Tabla 6 Comparación entre las propiedades físico-químicas del compost y vermicompost producido a partir de estiércol de ganado.	54
Tabla 7. Descripción de los tratamientos	70
Tabla 8. Caracterización físico-química del Fosfoyeso	71
Tabla 9. Altura de la columna, masa de suelo y Densidad Aparente	83
Tabla 10 Precipitación, Evaporación y Evapotranspiración promedio mensual de la Estación Meteorológica la Cañada	86
Tabla 11. Cálculo de la Escorrentía y Escorrentía	87
Tabla 12 Caracterización física del suelo.	94
Tabla 13. Caracterización química del suelo.	95
Tabla 14. Caracterización química de las enmiendas utilizadas	98
Tabla 15. Fraccionamiento y parámetros de humificación de la materia orgánica de las enmiendas utilizadas	98
Tabla 16. Reducción de CE_{extr} en el suelo de la columna después de la enmienda orgánica	101
Tabla 17. Porcentaje de cambio en el contenido de Na^{+}_{inter} después de aplicar las enmiendas orgánicas	106
Tabla 18 Porcentaje de mejoramiento de los suelos enmendados tomando en cuenta la producción de C-CO ₂ acumulada en siete días, antes y después de tres aplicar la enmienda.	110

Índice de figuras

Índice de Figuras

Índice de figuras

Índice de Figuras

Figura 1 Monograma para determinar el RAS del extracto de la pasta saturada y estimar el correspondiente PSI (USSL Staff, 1954)	32
Figura 2 Diagrama del efecto de dispersión del catión Na^{+2} y el efecto floculación ofrecido por el Ca^{2+} . (Fuente: Chen y Dik, 2011).	36
Figura 3 Divisiones para clasificar la tolerancia de sales de los cultivos (Hoffman y Shano, 2007).	60
Figura 4. Ubicación geográfica del sitio de estudio.	68
Figura 5 A. Vista general del sitio de donde se tomaron las muestras. B. Detalle del chequeo de la CE del sitio a muestrear	69
Figura 6. Elaboración de la enmienda orgánica: Compost	74
Figura 7. Elaboración de la enmienda orgánica: Vermicompost. A. Canteros de lombrices. B. Especie de lombriz utilizada. C. Vermicompost superficial	75
Figura 8 A. Vista general del sitio de donde se recolectó las muestras de <i>Lemna</i> spp. B. Detalle de la <i>Lemna</i> spp. fresca para aplicarla como enmienda al suelo salino	76
Figura 9. Diagrama de una columna simulada de suelo	83
Figura 10 Vista general del grupo de columnas de suelo. B. Detalle de la Columna de suelo	84
Figura 11 Precipitación y Evaporación de la Estación Meteorológica la Cañada	85
Figura 12 Curva de retención de humedad del suelo utilizando ollas a presión, según la metodología de Richards (1947).	88
Figura 13. Materiales utilizados para medir evolución de CO_2	89
Figura 14 A. Plántulas de tomate (<i>Lycopersicon sculentum</i> Mill.). B. Detalles de las mediciones.	91
Figura 15. Conductividad Eléctrica a diferentes profundidades de la columna de suelos salinos enmendados con diferentes fuentes orgánicas	99
Figura 16. Propiedades del suelo del perfil de la columna. CE, RAS y PSI	102
Figura 17 Cationes en la solución del extracto de pasta del suelo en el perfil de la columna de suelo enmendado con fuentes orgánicas.	104

Índice de figuras

Figura 18 Cationes Intercambiables del extracto de pasta del suelo en el perfil de la columna de suelo enmendado con fuentes orgánicas.	107
Figura 19 A. Producción acumulada de C-CO ₂ . B. Evolución de C-CO ₂ Al inicio y Después de la aplicación de enmiendas orgánicas	109
Figura 20. Variables de biomasa y crecimiento de plántulas de tomate (<i>Lycopersicum sculentum</i> Mill) en suelos enmendados	114

Resumen

El suelo es un importante recurso natural que necesita ser preservado y mejorado para permitirle mantener su calidad y capacidad productiva, para ello se deben proponer y aplicar prácticas sostenibles que permitan recuperar aquellos suelos degradados por un mal manejo del hombre, como por ejemplo la salinización. El objetivo planteado fue evaluar la biorecuperación de un suelo con problemas salino-sódico con la aplicación de dos proporciones (1,5 y 3% (p/p)) de tres enmiendas orgánicas: compost, vermicompost sólido y *Lemna* mezclados o no con el 100% de los requerimientos de fosfoyeso, generándose 15 tratamientos (incluyendo tres controles). La evaluación se realizó a través de tres ensayos: 1. Columnas simuladas de suelo. 2. Evolución de CO₂ y 3. Crecimiento de plántulas de tomate. El suelo objeto de estudio está clasificado my como Fluventic Haplustepts, y fue tomado de una zona de la Hacienda Alto Viento, con una latitud de 10° 2' 15 N y una longitud de 72 ° 34' 15 W, en el estado de Zulia - Venezuela. Se tomó una muestra compuesta por 20 submuestras de 20 cm de profundidad del área problema, se secó al aire (2,3% de humedad), se tamizó y homogenizó. El suelo y las enmiendas orgánicas fueron caracterizadas. Los materiales orgánicos; compost y vermicompost fueron procesados en la misma Hacienda con el uso de estiércol de ganado bovino; la *Lemna* fue recolectada de orillas del Lago de Maracaibo en la ciudad de Maracaibo. El suelo se mezcló a las proporciones indicadas se le midió respiración basal y el efecto sobre la germinación de semillas de tomate y se empaquetó en un tubo de polietileno de 7,1 cm de diámetro y 70 a 90 cm de longitud, según la altura de la mezcla del suelo con la enmienda. El fondo de cada columna fue relleno con 40 cm de arena lavada para facilitar el drenaje. En cada columna se utilizó la misma cantidad de suelo (1055 mg), la altura que ocupó dentro de las columnas dependió del tipo de enmienda orgánica y su proporción, la cual modificó la Da del suelo ($1,328 \pm 0,05 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$). La altura dentro de la columna varió desde 20 cm para el suelo sin enmienda hasta $38,33 \pm 0,8$ cm para el suelo enmendado con *Lemna* al 3,0%. Transcurrido el periodo de tres meses tiempo en el cual el suelo enmendado y colocado en las columnas fue lavado con una cantidad de agua que equivalente a la tasa de infiltración, la cual se calculó a partir de la precipitación anual de la zona y las pérdidas por evaporación y escorrentía; se fraccionó en tres secciones de 7, 7 y 6 cm de longitud, y el suelo de cada fracción se secó al aire y se tamizó, y se le midió CE_{extr}, pH, cationes en solución y cationes extraíbles para calcular el RAS y el PSI. Se tomó una cantidad equivalente de cada sección para conformar una muestra de 50 g de suelos a los cuales se le midió respiración basal e igualmente se tomó suelo para evaluar la germinación y crecimiento de plántulas de tomate. Se detectaron diferencias significativa ($p < 0,05$) entre tratamientos, según la prueba de Tukey, para la variables evaluadas, aunque no hubo diferencias entre las proporciones ni entre la utilización del fosfoyeso mezclado con las enmiendas orgánicas. La enmienda que mostró menos potencial en la bio remediación fue la *Lemna* por sus altos contenidos de Na⁺. La metodología de las columnas simuladas del suelo, bajo las condiciones de estudio, no fue del todo adecuada para evaluar la bio remediación debido que en el suelo control por efecto de la aplicación de agua también hubo recuperación del mismo por su disminución en el la CE, RAS y PSI y en algunas variables su recuperación fue mayor que en aquellos enmendados con *Lemna*. Tomando en la respuesta del cultivo la mejor enmienda fue el vermicompost

Introducción

Abstract

The soil is an important natural resource that needs to be preserved and improved to maintain its quality and production potential. Therefore, it is necessary to propose and apply sustainable practices that permit the recovery of soils that have been degraded by inadequate management, among these saline soils. The objective of this study was to evaluate the bioremediation of a saline-sodic soil through the application of two proportions (1,5 and 3% (p/p) of three organic amendments: compost, vermicompost and *Lemna*, mixed or not with gypsum phosphate, resulting in 15 treatments (including 3 controls). The evaluation was conducted through three tests: 1. Simulated soil columns. 2. Evolution of CO₂ and 3. Growth of tomato seedlings. The soil under evaluation was classified as Fluventic Haplustepts and was collected from the Alto Viento farm located at 10° 2' 15 North Latitude and 72° 34' 15 West longitude, in Zulia State, Venezuela. A composite soil sample, integrated of 20 subsamples taken to a depth of 20 cm collected in the problem area, was air dried (2.3 % moisture), sieved and homogenized. Soil and organic amendments were characterized. Organic material for the compost and vermicompost were obtained on the farm using cattle manure, whereas the *Lemna* was collected from the shores of Lake Maracaibo outside Maracaibo city. The soil was mixed in the above-mentioned proportions and its baseline respiration rate and effect on the germination of tomato seeds were recorded. Soil was packed in a PVC pipe (7,1 cm diameter and 70-90 cm length) to simulate a soil column. The bottom of each column was filled out with 40 cm of washed sand to facilitate drainage. The same amount of soil was used in each column (1,055 mg), but the height of the column varied according to the organic amendment and its proportion, which modified the apparent density of the soil (1,328±0,05 g·cm⁻³). The height of each column varied from 20 cm for the soil without amendment to 38,33±0,8 cm for the soil with 3% *Lemna*. After three months, the soil was treated with water (using the equivalent of the problem area infiltration rate), and was divided into three sections (7, 7 and 6 cm length). The soil from each section was air dried, sieved and its cationic exchange capacity, pH, cation solutions and extractable cations were measured to estimate RAS and PSI. An equivalent portion of each section was collected to compose a 50 g soil sample, and baseline respiration rate and tomato seedlings growth were recorded. Statistical differences (p<0,05) were observed among treatments for the variables under evaluation. Tukey test showed no differences among the proportions of organic amendments nor with the addition of gypsum phosphate to the organic amendments. The amendment which showed the lowest bioremediation potential was the *Lemna*, as a result of its high Na⁺ concentration. Under the conditions of this study, the soil column methodology used showed limitations to evaluate bioremediation because the control soil column, after being rinsed with water, also showed improvements as CE, RAS and PSI values were reduced. For some variables, the improvement noted in the control soil column surpassed those obtained with the soil amended with *Lemna*. Based on the best crop response amendment was vermicompost 3%.

Capítulo I

Introducción

I. Introducción

El suelo es la capa superficial de la corteza terrestre, que surge como consecuencia de un largo proceso de meteorización, y constituye el medio natural para el crecimiento de las plantas terrestres, al proporcionarles los nutrientes que necesitan y servirles de sustrato sobre el cual crecer. No es un elemento estático y carente de vida, al contrario, la vida del suelo es muy diversa constituida por micro y macro organismos (bacterias, hongos, algas, protozoarios, nematodos, lombrices e insectos) y por las plantas y su sistema radicular. En él se encuentran las bacterias y los hongos los cuales constituyen el grupo más grande de microorganismos en los suelos encargados de capturar nutrientes y descomponer la materia orgánica (Guerrero, 1993; Henry y Heinke, 1999).

Sin embargo, a pesar que el ecosistema suelo es considerado uno de los recursos naturales indispensable para el desarrollo de la vida, es también el mayor depósito de materiales contaminantes del planeta, proveniente de las diferentes actividades humanas. Como consecuencia, el suelo puede ser destruido o degradado significativamente en poco tiempo; esta degradación puede ser física y química. En la degradación física los suelos pierden propiedades importantes provocando un grave perjuicio en su rendimiento o utilización como recurso, al afectar en mayor o menor grado, su integridad física y química y así disminuir su fertilidad natural. En la degradación química los suelos se contaminan por la introducción en el mismo de elementos químicos extraños y/o en dosis exageradas, como el empleo masivo de fertilizantes y biocidas; así como el almacenamiento de desechos tóxicos, producto de las actividades agrícolas, industriales y petroleras (Fundambiente, 1998).

A la vez que la población humana crece con rapidez y necesita de más tierra para producir alimentos, fibras, madera, combustibles, tierra muy valiosa está siendo degradada por la erosión y otros medios antrópicos a una velocidad alarmante. El suelo, en especial el superficial, se clasifica como un recurso lentamente renovable debido a que se regenera de manera continua por procesos naturales. (Tyler, 1992).

La disminución de materia orgánica del suelo en los agroecosistemas se debe a que las pérdidas de carbono a través de la oxidación y la erosión por el cultivo intensivo no son compensadas por las entradas de carbono a través del retorno de la biomasa vegetal (Grant, 1997). En los suelos afectados por sales, los niveles de carbono orgánico del suelo son generalmente bajos, como resultado del crecimiento pobre de las plantas; además, la descomposición de la materia orgánica del suelo pueden verse afectada negativamente por factores como la salinidad (Setia *et al.*, 2011a).

Este retorno de la materia orgánica, es una de las principales claves para la productividad del suelo, la cual está recibiendo atención mundial. En particular, la estrategia de la gestión apropiada para el secuestro de carbono, puede mejorar la productividad del suelo y la producción de cultivos, así como ayudar a reducir la acumulación atmosférica de dióxido de carbón (Khalil, *et al.*, 2005). Esto se puede lograr a partir de la biomasa de las plantas que generalmente se retira del campo de la agricultura y de la amplia utilización de estiércoles de animales (Khalil, *et al.*, 2005). Lal (2001) indica que el uso de compost supone una reducción o freno al efecto invernadero, con un potencial de secuestro de C en las zonas áridas de aproximadamente 0,10-0,20 toneladas C·ha⁻¹·año⁻¹ para una dosis de aplicación de 20 Mg·ha⁻¹·año⁻¹.

Un suelo contaminado puede en forma espontánea a través de procesos biológicos no inducidos reducir el nivel de contaminación con el paso del tiempo (bioatenuación natural), hasta llegar en algunos casos a revertir casi completamente el deterioro causado por sustancias contaminantes, con excepción de algunos compuestos recalcitrantes que resisten la acción microbiana. En otros términos, el sistema suelo es capaz de reaccionar frente al componente agresor activando mecanismos tales como el incremento de especies microbianas capaces de transformar moléculas complejas en sustancias inocuas. Para ello actúan mecanismos de autoselección de especies (Ercoli *et al.*, 1999).

Pero en otras ocasiones el suelo permanece “indefinidamente” contaminado sin que se observen signos de recuperación alguna. Esto significa que los recursos naturales con que el suelo se defiende han sido sobrepasados y los procesos de recuperación espontáneos no tienen lugar (Ercoli *et al.*, 1999). Esta degradación

del suelo, se ha convertido en una preocupación importante ya que existe una creciente conciencia de que el suelo es un componente crítico de la biosfera, no sólo por la producción de alimentos, sino también por el mantenimiento de la calidad del ambiente (Marcotea *et al.*, 2001).

Por lo tanto el suelo es un importante recurso natural que necesita ser preservado, para que mejore su capacidad de mantener la productividad (Pascual *et al.*, 2000), y para ello se deben proponer y aplicar prácticas sostenibles que permitan recuperar aquellos suelos degradados por un mal manejo del hombre, entre los que destaca la salinización del suelo.

1. Salinidad de suelos

La contaminación del suelo agrícola por sales solubles es conocida como salinización (De la Rosa, 2008). La salinidad del suelo es una de las principales formas de su degradación en regiones áridas y semi áridas donde la precipitación es demasiado baja para mantener la regular percolación de sales de la zona de las raíces de los cultivos (Setia *et al.*, 2011a; Kohler *et al.*, 2010). Estos suelos contienen gran cantidad de sales solubles, predominantemente del tipo cloruros de sodio y sulfato de sodio (Makoi y Verplancke, 2010), lo que permite que exista una elevada relación de sodio (RAS) en la solución del suelo. Cuando este exceso de sales en drenado a menudo se presenta el problema de sodicidad (Khosla, *et al.*, 1979) debido a que el sodio ocupa los espacios intercambiables.

Los mecanismos para la salinización de suelos puede agruparse principalmente en cinco grupos (Goudie, 2003):

1. La salinidad por el riego.
2. La salinidad de regiones áridas.
3. La salinidad urbana
4. La salinidad de la cuenca por las transferencias de las aguas entre cuencas
5. La transferencias de aguas desde la costa. (tabla 1).

Tabla 1. Mecanismos para la salinización de suelos

Mecanismos	
Salinidad por el riego	Ascenso capilar de aguas subterráneas Evaporación del agua desde los campos irrigados Evaporación del agua desde los canales y sus reservorios Anegación por pérdidas por infiltración
Salinidad de regiones áridas	Eliminación de la vegetación Pérdida de agua en exceso por evapotranspiración
Salinidad urbana	Alcantarillas y drenajes defectuosos Entradas de aguas e irrigación
Trasferencia de aguas entre cuencas	Mineralización de las aguas de la cuenca Descenso de las aguas y desecación de reservorios
Trasferencias de aguas desde la costa	Bombeo excesivo Recarga de agua dulce reducido Aumento del nivel del mar Hundimiento del suelo.

Fuente: (Goudie, 2003).

1.1 Suelos salino-sódicos

Antes de definir los suelos salino-sódicos es necesario definir los parámetros por los cuales estos son evaluados. Estos factores generalmente son: Conductividad Eléctrica (CE), Porcentaje de Sodio Intercambiable (PSI) y la Relación de absorción de sodio (RAS).

La CE es a menudo medida para estimar el total de la concentración de sales. Una relación casi lineal entre la concentración de iones en una solución y la posibilidad de que la solución conduzca la electricidad. Para mayor comodidad, las mediciones se presentan en unidades del SI métricas de decisiemens por metro ($\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$), que ha sustituido a las unidades tradicionales de milimhos por centímetro ($\text{mmhos}\cdot\text{cm}^{-1}$), (Hoffman y Shanno, 2007).

El PSI, describe el nivel de Na⁺ adsorbido en el suelo en los lugares de intercambio catiónico, y es determinado por la siguiente fórmula:

$$PSI = \frac{Na_{Int}}{(Na_{Int} + Ca_{Int} + Mg_{Int} + K_{Int})} * 100$$

El RAS, este factor refleja la sodicidad de los suelos, y es determinada por la siguiente ecuación:

$$RAS = \frac{Na}{\left(\frac{Ca + Mg}{2}\right)^{\frac{1}{2}}}$$

En donde Na⁺, Ca²⁺ y Mg²⁺ son la concentración de estos cationes en la extracción de pasta saturada de suelos. El RAS es un índice que algunas se expresa sin unidades (Setia *et al.*, 2011b), sin embargo, otros autores indican que se expresa en (mmol. L⁻¹)^{1/2}, (Levy 2000). Levy (2000) indica que se debería enfatizar que los daños de sodicidad está relacionado entre el radio del Na²⁺ y el de los cationes divalentes presentes en la solución, y no sólo a la presencia del catión Na²⁺.

Las reacciones de intercambio toman lugar entre la solución del suelo y la fase del complejo intercambiable, Así el PSI puede ser estimado desde el SAR del extracto de saturación de pasta, usando la siguiente ecuación empírica (USSL Staff, 1954):

$$PSI = \frac{100(-0,0126+0,01475 RAS)}{(1+[-0,0126+0,01475 RAS])}$$

O desde el monograma presentado en la figura 1, donde se utiliza el extracto diluido a 1:5 suelo:agua, donde la relación está dada por la siguiente ecuación.

$$PSI=1,95RAS +1,8$$

Se considera un suelo salino, salino-sódico o sódico, aquel que presenta las siguientes características (tabla 2), en relación a su conductividad eléctrica, su radio de absorción de sodio (RAS) y el porcentaje de sodio intercambiable (PSI):

Introducción

Tabla 2. Clasificación de Suelos según su CE, RAS y PSI

Condición del suelo	CE dS·cm ⁻¹	PSI %	RAS
Salino	> 4	0-15	0-12
Sódico	0-4	> 15	> 12
Salino-sódico	> 4	> 15	> 12
Normal	0-4	0-15	0-12

CE (dS·m⁻¹) = Conductividad Eléctrica expresada en desiemens por metro.

CE (dS·m ⁻¹)	Valoración
<0,6	No salino
0,6 - 1,2	Poco salino
1,2 - 2,4	Salino
2,4 - 6,0	Muy salino
>6,0	Hipersalino

Fuente: (USSL Staff, 1954).

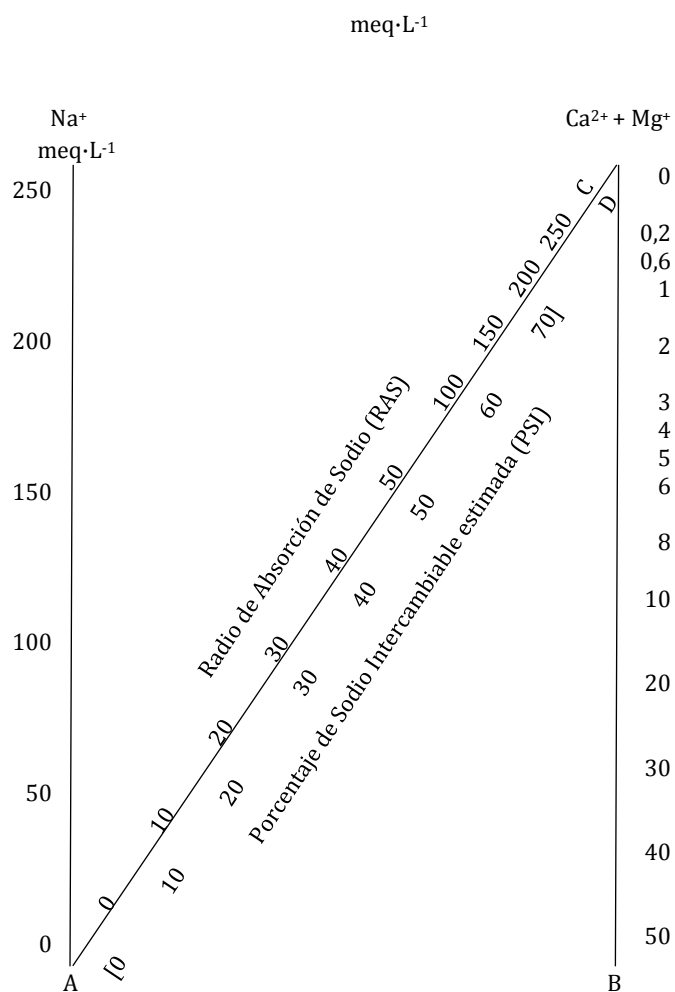


Figura 1 Monograma para determinar el RAS del extracto de la pasta saturada y estimar el correspondiente PSI (USSL Staff, 1954)

La degradación del suelo por la salinidad, sodicidad o la combinación de ambos, es uno de los principales impedimentos para la utilización óptima del recurso tierra. Los suelos afectados por sales existen principalmente bajo climas áridos o semi áridos, en más de 100 países, y en todos los continentes excepto la Antártica (Qadir y Oster, 2002). Kitamura *et al.*, (2006) indican que la acumulación de sales en tierras cultivables ha incrementado el abandono y la degradación ambiental en la región de Kazajstán. El exceso de salinidad es la causa más común de la degradación del suelo por la mala calidad del agua de riego en todo el mundo (Hoffman y Shanno, 2007).

La toxicidad por sales es uno de los principales factores edáficos que limitan la producción de cultivos y la calidad ecológica del ambiente en suelos salinos y/o sódicos (Levy, 2000; Liang *et al.*, 2005; Owojori *et al.*, 2008; Makoi y Verplancke, 2010). Suelos afectados por la salinidad cubren aproximadamente 10^9 ha, de las cuales casi el 62% son salinos sódicos o sódicos (Tanji, 1990). La degradación de tierras por la salinidad incrementará su importancia en el futuro (Levy 2000 y Wong *et al.*, 2009).

La cantidad de agua necesaria para drenar las sales solubles del suelo es un factor importante a tomar en cuenta en la recuperación de suelos salinos y en la planificación del riego en zonas áridas y semi áridas donde la salinidad es un problema potencial (Khosla, *et al.*, 1979).

Las entradas de carbono en los suelos afectados por sales disminuyen a medida que disminuye el crecimiento de vegetación debido a los efectos directos de iones tóxicos y el aumento del potencial osmótico, y los efectos indirectos en el desmejoramiento de la estructura del suelo (Wong *et al.*, 2009).

1.2. Salinización secundaria del suelo

Además de la salinización natural, existe la salinización secundaria que es inducida por el hombre, la cual se produce con frecuencia como consecuencia del riego excesivo causado por el manejo inadecuado de las instalaciones de riego, mal drenaje interno del suelo, y la calidad inadecuada del agua de riego, así como el exceso de fertilización inorgánica (Liang *et al.*, 2005; Sebastian *et al.*, 2009). En otras ocasiones se da cuando se reutilizan aguas salinas provenientes del drenaje

subterráneo para el riego, práctica que ha sido identificada como un componente importante de las estrategias de manejo para el manejo de drenaje de agua (Mitchell, *et al.*, 2000). Keren (2000) indica que la fuente común de aguas salinas para la agricultura son de aguas subterráneas o superficiales con altos contenido de sales.

La salinización secundaria también puede ocurrir por sustratos orgánicos salinos. Los estudios de Li-Xian *et al.*, (2007) sugieren que aun en las regiones con abundantes lluvias, existe el riesgo potencial de la salinización secundaria del suelo cuando altas tasas de estiércoles salinos son aplicados.

La historia de la agricultura ha mostrado que la agricultura irrigada no puede sobrevivir sin un adecuado balance y drenaje de sales. El tiempo en que el suelo puede estar irrigado sin problemas de salinidad depende de su: hidrogeología y el manejo del agua (Karen 2000). Los principales procesos por los cuales las sales solubles entran al suelo o a aguas profundas incluyen la meteorización de minerales primarios y secundarios y la aplicación de aguas que contengan sales; la importancia de cada fuente de salinización depende del tipo de suelo, las condiciones de clima y el manejo agrícolas que se le dé al suelo (Karen, 2000).

La mayoría de las aguas de riego no contienen sales suficientes para causar un daño inmediato a los cultivos, sin embargo, la concentración de sales solubles en el suelo aumenta ya que el agua se elimina por evaporación y la transpiración y estos procesos dejan sales en el suelo. Al no existir un buen lavado de sales, se acumulan en el suelo con cada evento de riego sucesivo (Hoffman y Shanno, 2007).

La acumulación de sales solubles en el suelo se puede controlar mediante la aplicación de cantidades de riego en exceso a la necesaria para satisfacer de agua del cultivo. La lixiviación se puede estimar a partir de balances de agua y la sal dentro de la zona de la raíz. Los grandes flujos de agua en la zona de las raíces son el riego, la lluvia, y el flujo ascendente de las aguas subterráneas. Las pérdidas del agua son evaporación, transpiración y el drenaje (Hoffman y Shanno, 2007).

El agua del suelo debe filtrarse a través de la zona de las raíces para evitar que las sales disueltas aumenten en concentraciones perjudiciales para la producción de cultivos. (Hoffman y Shanno, 2007).

El drenaje natural en muchos casos es suficiente para lixiviar las sales de la zona radicular. Sin embargo, los suelos de textura fina, suelos con capas compactadas, o suelos con capas de baja conductividad hidráulica pueden tener movimiento restrictivo del agua y la capacidad de drenaje natural es insuficiente para proporcionar lixiviación adecuada (Hoffman y Shanno, 2007).

En la agricultura de riego, la salinidad se convierte en un problema de dos formas principales. En primer lugar, la sal se importa con el agua de riego y en segundo lugar, durante los procesos de disolución normales que ocurren en el mismo, aumenta la concentración de sal, y su composición cambia; a medida que se evapora el agua del suelo y las plantas transpiran. La cantidad total de sal importada a través del riego a menudo no es totalmente comprendida (Hoffman y Shanno, 2007).

En general, en zonas expuestas a la salinización, aunque las precipitaciones pueden atenuar los efectos nocivos de la salinidad sobre el rendimiento del cultivo por la lixiviación del exceso de sales de la zona de las raíces, las sales residuales de los riegos de ciclo anteriores pueden inducir modificaciones permanentes de las propiedades físico-químicas del suelo que pueden afectar tanto a la composición mineral y rendimiento de los cultivos del siguiente ciclo de producción.

Impulsado por la presión para producir más, incluso las aguas salinas y alcalinas son cada vez más desviadas a la agricultura de regadío (Sharma y Minhas, 2005). Jalali y Ranjbar (2009) señalan que esto es debido a la agotamiento de las fuentes de agua dulce, y debido a la presión para la eliminación de aguas residuales de industria y hogares mediante la reutilización (Katerji *et al.*, 2000).

Para un uso seguro de las aguas de mala calidad en la agricultura juega un papel vital la competencia por los escasos recursos hídricos, la prevención de la degradación ambiental y la provisión de la seguridad alimentaria (Sharma y Minhas, 2005).

El desarrollo de problemas de salinidad, sodicidad y la toxicidad en los suelos no sólo reduce la productividad de los cultivos y su calidad, sino también la elección de cultivos. Hay dos enfoques principales para mejorar y mantener la productividad en un ambiente salino: la modificación del entorno para adaptar a la

planta y la modificación de la planta para adaptarse al entorno, pero el primero ha sido tratado más ampliamente. Las opciones disponibles son mediadas a través de la gestión del agua de riego, selección de cultivos y otras prácticas culturales, aunque todos deben ser integrados de acuerdo con las necesidades específicas del sitio y el logro de mayores rendimientos de manera sostenible (Sharma y Minhas, 2005).

1.3. Efectos de la salinidad sobre las propiedades físicas del suelo

Se han realizado esfuerzos considerables se han realizado para manejar y controlar la salinidad y sodicidad en tierras irrigadas; sin embargo, debido a los factores naturales geoquímicos e hidrológicos de los suelos, así como por la irrigación, los problemas de suelo y aguas salinas está asociado a los problemas de drenaje que siguen afectando a la agricultura (Keren, 2000).

La composición y concentración iónica de la solución de suelo afecta sus propiedades físicas, la acumulación de cationes dispersantes, tales como Na^+ (y algunas veces Mg^{2+} y K^+), promueve la expansión y/o la dispersión de las arcillas (figura 2), alterando la geometría de los poros del suelo que, a su vez, afectan intrínsecamente a la permeabilidad del suelo, la retención de agua y la productividad de los cultivos (Keren, 2000).

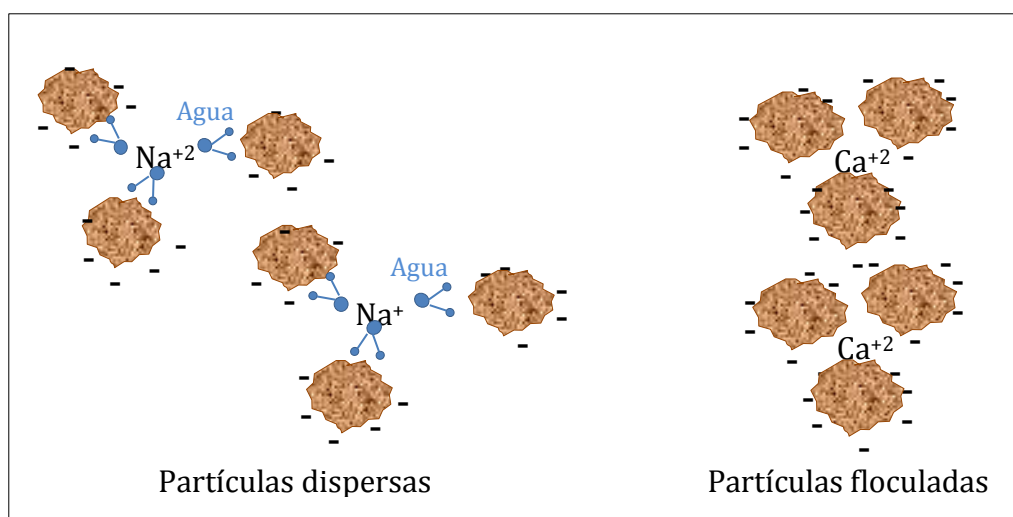


Figura 2 Diagrama del efecto de dispersión del catión Na^{+2} y el efecto floculación ofrecido por el Ca^{+2} . (Fuente: Chen y Dik, 2011).

2. Recuperación de suelos salino-sódicos

La gestión agrícola está cambiando rápidamente; una nueva visión en relación con los sistemas agrícolas se está tomando poco a poco, incluyendo los conceptos de ambiente y sostenibilidad, sin olvidar la producción bruta. Varios métodos de tratamiento han incorporado la materia orgánica como una operación clave en los sistemas de gestión avanzados (Moral *et al.*, 2009). La comprensión de los efectos de la agricultura alternativa en los parámetros de calidad del suelo, tales como las comunidades microbianas, tamaño, actividad y contenido de nutrientes del suelo, es de vital importancia a los conceptos de sostenibilidad (Liu *et al.*, 2009).

La calidad y valor de la agricultura orgánica en la enmienda de suelo es a menudo medida en términos de su contribución al suministro de nutrientes y de fertilidad del suelo, sin embargo, la enmienda con materia orgánica puede también tener un efecto significativo sobre las actividades enzimáticas y microbiológicas del suelo, las cuales son indirectamente responsables del desarrollo de los cultivos (Sebastian *et al.*, 2009).

En general, existen dos enfoques principales para la recuperación de suelos salinos, uno es acelerar el proceso de desalinización del suelo por lixiviación de sales en el perfil, y el otro mejorar la tolerancia al estrés salino de las variedades de cultivos existentes. Estas medidas son especialmente importantes para la agricultura sostenible en los países en desarrollo como China, donde los recursos de suelo por habitante son limitados (Liang *et al.*, 2005).

La recuperación de suelos salinos es esencialmente el proceso donde la solución de suelo con alta concentración de sales es reemplazada por otra menos salina. La concentración y los mecanismos de transporte de sales de la solución del suelo responden a mecanismos que controlan la eficiencia de la lixiviación (Keren, 2007).

La eficiencia en la lixiviación se mide a partir de la cantidad de sales removida desde la zona de las raíces, y ésta depende de la concentración de sales y

la distribución en el suelo, la composición de los solutos, la estructura de suelo y los métodos y manejos de los sistemas de riego (Keren, 2007).

La recuperación de suelos salinos sódicos y sódicos, sin embargo, no se puede lograr mediante la lixiviación simple; es más lenta y cara que el de los suelos salinos debido a la sustitución del sodio intercambiable con el calcio. Por lo tanto, requiere la adición de enmiendas químicas, junto con la lixiviación. Los resultados de los estudios con la aplicación de yeso en suelos salinos sódicos y sódicos, el sodio adsorbido en el complejo suelo es reemplazado por el calcio. La acción de las sales de Ca^{2+} se debe principalmente a reacciones de intercambio con el sodio (Ali, 2001).

En cada proyecto de recuperación, así como en cualquier decisión que implique la protección de la población y el ambiente de los efectos adversos de los contaminantes procedentes de fuentes naturales y artificiales, se deben incluir: caracterización de los sistemas del ambiente en términos de propiedades físicas, químicas, radiológicas, biológicas; la caracterización y cuantificación de residuos peligrosos en el ambiente y sus efectos ecológicos; la evaluación, y la demostración de la tecnología ambiental (Tittarelli *et al.*, 2007).

El uso de la remediación química con fuentes de Ca^{2+} , que tienden a sustituir el Na^+ intercambiable, así como la irrigación del suelo con agua rica en cationes bivalentes son estrategias comúnmente usadas para la recuperación de suelos salinos, en zonas semi-áridas con suelos secos, sin embargo, Qadir y Oster (2002) indican que ésta se ha encarecido para los agricultores de subsistencia en los países en desarrollo, debido al incremento de su uso por la industria y la reducción de los subsidios gubernamentales. No obstante, varios autores indican que el uso del yeso es una alternativa bastante económica (Ghafoor *et al.*, 2001, Shaimbert, *et al.*, 1989).

2.1. Remediación con la utilización del yeso ($\text{Ca}_2\text{SO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)

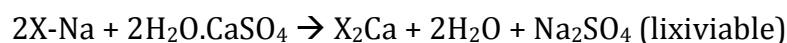
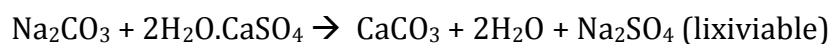
El yeso ($\text{Ca}_2\text{SO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) es un material que desde el punto de vista agronómico desempeña tres funciones en el tratamiento de suelos: mejoramiento, acondicionamiento y fertilización. El yeso que se utiliza en la agricultura es el fosfyeso, que es un producto de la fabricación del ácido fosfórico a partir de rocas

fosfatadas usando ácido sulfúrico. A nivel mundial la cantidad producida de fosfoyeso es superior a 150 millones de toneladas, lo que ha ocasionado en algunos países como España problemas de manejo de residuos sobre el Impacto Ambiental (Enresa, 2006).

Utilidad agrícola del yeso

El yeso es comúnmente utilizado como enmienda en la recuperación de suelos salino-sódicos, principalmente por sus bajos costos. El uso del yeso ha sido una de las formas como se ha mejorado la productividad agrícola a nivel mundial en suelos con estrés de sales (Makoi *et al.*, 2010).

La reacción que ocurre en el suelo cuando se aplica yeso, en donde el Ca^{+2} sustituye al Na^+ en los sitios de intercambio, es la siguiente:



Ali (2001) indica que se puede utilizar el yeso como medida preventiva contra la sodicidad y que la eficacia del yeso depende del grado de finura, de la forma en la que se incorporan en el suelo y de la eficiencia del sistema de drenaje. Su estudio concluye que el uso del yeso aumenta la infiltración del suelo, que su efecto permanece vigente por un período de unos tres años y que la aplicación de yeso del 50% del requerimiento de los suelos parece ser más económico que la aplicación del 100%.

Desde el punto de vista agrícola se ha aplicado a los suelos agrícolas por más de 250 años. El yeso es una fuente moderadamente soluble de los nutrientes esenciales, calcio y azufre, y puede mejorar el crecimiento de las plantas en general (Chen y Dic, 2011).

Las enmiendas de yeso también pueden mejorar las propiedades físicas y químicas de los suelos, reduciendo así las pérdidas por erosión de los suelos y las concentraciones de nutrientes (especialmente fósforo) en el agua de escorrentía. El yeso es el modificador más comúnmente utilizados para la recuperación de suelos sódicos y puede ser incluido como un componente de suelos sintéticos utilizados

en los viveros, invernaderos, y aplicaciones de jardinería. Estos usos múltiples de yeso representan beneficios potenciales para los usuarios agrícolas y hortícolas (Chen y Dic, 2011).

Al momento de formular recomendaciones para el uso de yeso en la agricultura, es importante que se tenga un buen entendimiento de su composición y propiedades. Composición de yeso puro ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) es de 79% de sulfato de calcio (CaSO_4) y 21% de agua (H_2O), el yeso puro yeso contiene 23,3% de calcio (Ca) y el 18,6% de azufre (S). El yeso es moderadamente soluble en agua (2,5 g por litro), o aproximadamente 200 veces mayor que la cal (CaCO_3) (Chen y Dic, 2011).

El yeso se utiliza en la recuperación de suelos sódicos; donde el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) de los suelos sódicos es demasiado alto; la forma más económica es añadir yeso que proporciona calcio. El calcio reemplaza al sodio en los sitios de unión a la arcilla. El sodio puede ser lixiviado como sulfato de sodio a un sumidero adecuado (Shainberg *et al.*, 1989).

Resumiendo, los beneficios del yeso en la agricultura están asociados al mejoramiento de las condiciones físicas, químicas y biológicas del suelo, un resumen de éstos se presentan en la tablas 3 y 4.

Al comparar varias enmiendas químicas para la remediación de suelos salino-sódico, se ha demostrado que el yeso es el que ha removido al Na^+ en las más altas tasas, cuando es utilizado en altas concentraciones (100% del requerimiento de yeso), y que cuando es utilizado al 50% unido a prácticas como la siembra de *Leptochloa fusca* fue el tratamiento más efectivo (Qadir *et al.*, 1996).

Se han evaluado un conjunto de prácticas culturales como la rotación de cultivos, la siembra de cultivos permanentes, el manejo de barbechos, el uso de canales de drenaje, la incorporación de restos de cultivos, entre otras, unidas a la utilización de yeso (Ilyas *et al.*, 1997). Entre los sustratos utilizados para la bio remediación están los abonos verdes, compost y vermicompost.

Tabla 3. El yeso en la agricultura en el mejoramiento de condiciones físicas del suelo.

Acondicionador del suelo compactado al mejorar su estructura	El yeso puede ayudar a romper el suelo compactado. La compactación del suelo se puede evitar al no arar o conducir maquinaria en el suelo cuando está demasiado mojado. La compactación se puede disminuir con el yeso, especialmente en combinación con la labranza profunda para romper la compactación. El yeso proporciona calcio que se necesita para flocular las arcillas en el suelo (figura 2) el cual es el proceso en el que muchas partículas individuales de arcilla se unen para dar partículas más grandes; la floculación es necesaria para una buena estructura del suelo que favorezca el crecimiento de las raíces y el movimiento del aire y el agua. (Shainberg <i>et al.</i> , 1989)
Acondicionador del suelo para la labranza cero	Incorporación de yeso favorece la gestión del suelo sin labranza o pastoreo. La agregación y permeabilidad del suelo enmendado puede persistir durante años, permitiendo que los fertilizantes penetren más fácilmente a causa del yeso. (Shainberg <i>et al.</i> , 1989). Los suelos que han sido tratados con yeso tienen mayor capacidad de humedad; esto se acompaña con una mayor facilidad de labranza y preparación del suelo (Shainberg <i>et al.</i> , 1989).
Disminuye la densidad aparente de suelo	El suelo tratado con yeso tiene una densidad aparente menor en comparación con los suelos no tratados, incluso el uso combinado con materia orgánica reduce aún más la densidad aparente, facilitando un fácil manejo de los cultivos (Shainberg <i>et al.</i> , 1989).
Evita la formación de costras del suelo y el problema de las arcillas expandibles	El yeso puede disminuir y prevenir la formación de costras en la superficie del suelo que resultan de las gotas de lluvia o de riego por aspersión en suelos inestables. Prevención de la formación de la corteza la emergencia de la semilla más rápida y fácilmente, la germinación se puede incrementar de un 50 a 100%. La prevención de la formación de costras en los suelos ocurre por una reacción de floculación. (Shainberg <i>et al.</i> , 1989, Borselli <i>et al.</i> , 1996). El yeso puede disminuir la expansión y el agrietamiento asociada con altos niveles de sodio intercambiable en las arcillas de tipo montmorillonita, al sustituir el Na ⁺ . (Shainberg <i>et al.</i> , 1989)
Previene la escorrentía y la erosión del suelo	El yeso mejora las tasas de infiltración de agua en los suelos y también la conductividad hidráulica del suelo, protegiendo al suelo de la erosión por causa del agua al disminuir la escorrentía (Shainberg <i>et al.</i> , 1989). El uso del yeso puede disminuir erosión eólica e hídrica de los suelos. Graves problemas de polvo puede ser reducida, especialmente cuando se combina con el uso de polímeros solubles en agua. Menos de residuos de plaguicidas y nutrientes se escapan de la superficie del suelo hacia lagos y ríos cuando se estabiliza el suelo con yeso (Shainberg <i>et al.</i> , 1989)

Tabla 4. El yeso en la agricultura en el mejoramiento de condiciones químicas y biológicas del suelo.

Reducción de la pérdida de nitrógeno de fertilizantes aplicados superficialmente	El Ca ²⁺ proveniente del yeso puede ayudar a disminuir la pérdida por volatilización de nitrógeno amoniacal de las aplicaciones de nitrato de amonio amoniaco, urea, sulfato de amonio, o cualquiera de los fosfatos de amonio. El calcio puede disminuir el pH por precipitación de carbonatos y también mediante la formación de una sal de calcio compleja con hidróxido de amonio, que evita la pérdida de amoníaco a la atmósfera. El calcio mejora la absorción de nitrógeno por las raíces de las plantas, especialmente cuando las plantas son jóvenes. (Fenn <i>et al.</i> , 1993)
Favorece la absorción los nutrientes por plantas	El Ca ²⁺ , que se suministra en las aplicaciones yeso, es esencial para los mecanismos bioquímicos por los cuales la mayoría de los nutrientes de las plantas son absorbidos por las raíces. sin cantidades adecuadas de calcio, los mecanismos de absorción fallarían (Eptein, 1961)
Favorece la calidad de frutas	El Ca ²⁺ generalmente es deficiente en la composición química de los frutos, y con frecuencia afecta el desarrollo de los mismos. Una buena calidad de fruta requiere de una cantidad adecuada de calcio. El calcio se mueve muy lentamente, en todo caso, de parte de la planta a otra y los frutos al final del sistema de transporte demasiado poco. El calcio debe ser constantemente disponible para las raíces. En suelos con pH muy alto, el calcio no se dispone de suficiente, por lo tanto, el yeso favorece la disponibilidad del Ca ²⁺ (Shear, 1979).
Previene algunas enfermedades de las plantas	Se ha observado disminución de la pudrición de las raíces de los árboles de aguacate en pimienta y maní causada por <i>Phytophthora</i> ; igualmente ha disminuido la infección de enfermedades bacterianas causadas por <i>Streptomyces scabies</i> , en papa, y <i>Gaeumannomyces graminis</i> en el cultivo del trigo (Kim <i>et al.</i> , 1997; Marschner <i>et al.</i> , 1995, Shear, 1979)
Favorece la estabilidad de la materia orgánica.	El yeso es una fuente de calcio, que es un mecanismo importante que se une a la materia orgánica del suelo de arcilla en el suelo que da estabilidad a los agregados del suelo. El valor de la materia orgánica aplicada al suelo es mayor cuando se aplica con el yeso. (Muneer, y Oades, 1989)

Los sustratos orgánicos son contenedores de una gran cantidad de microflora de los cuales se les puede obtener los beneficios de sus procesos metabólicos, y como son los microorganismos los que están involucrados principalmente en la recuperación del suelo. No debe limitarse el término bio remediación al rescate de suelos contaminados por desechos químicos provenientes principalmente de la industria petrolera, sino también aquellos suelos contaminados por otros elementos como las sales.

2.2. Bioremediación de suelos

La bioremediación es una tecnología que usa microorganismos para limpiar contaminantes del suelo (Burmeier, 1995). Boopathy (2000) indica que la bioremediación se da en la eliminación de la concentración de los elementos peligrosos al suelo. Existen innumerables ejemplos en los cuales la bioremediación ha sido positiva, sobre todo en la contaminación de aceites y compuestos aromáticos; sin embargo existen limitaciones para usar esta tecnología (Boopathy, 2000).

Para que la bioremediación de resultado, hay que usar la dosis, los microorganismos, el sitio y condiciones ambientales adecuadas para que los procesos de biodegradación ocurran. Los microorganismos son hongos y bacterias las cuales tienen la capacidad fisiológica y metabólica de degradar los contaminantes Boopaty (2000).

La meta final de la gestión de residuos se encuentra en su aplicabilidad a la remediación ambiental, por lo que el reto consiste en reducir, reciclar y reutilizar los residuos. Las nuevas técnicas deben continuar introduciendo el uso de residuos para la remediación ambiental. La promoción de metodologías de limpieza es la mejor manera para hacer frente a futuros retos ambientales, la sostenibilidad de los recursos son esenciales para nuestro mundo futuro (Duta y Das, 2010).

2.2.1. Enmiendas orgánicas en la bioremediación de suelos.

Ilyas *et al.*, (1997) indican que la mejor práctica fue la siembra de alfalfa más yeso a razón de 25 Mg·ha⁻¹. Walker y Bernal (2008) evaluaron la siembra de plantas tolerantes a la salinidad, como *B. vulgaris* y *B. marítima*, previo a la siembra

del cultivo del tomate, para determinar la longevidad de los efectos del suelo enmendado por las plantas tolerantes.

La enmienda con sólo residuos orgánicos también podrían ser una buena estrategia para la bio recuperación. Se ha demostrado que materiales como el compost, turba, fibra de coco y corteza de pino pueden absorber iones de la solución del suelo (Nwachukwu y Pulford, 2011). Recientemente se ha investigado la efectividad de mulch, estiércoles y compost para acelerar el lixiviado de Na^+ , la disminución del porcentaje de sodio intercambiable y la conductividad eléctrica, y para incrementar la infiltración de agua, la capacidad de retención de humedad y la estabilidad de agregados (Pascual, *et al.*, 2000; Tejada *et al.*, 2006; Sahin *et al.*, 2011).

Al recuperar y mejorar las características de los suelos degradados en zonas semi áridas con la aplicación de enmiendas orgánicas se mejora el ciclo de los nutrientes (Ros, *et al.*, 2002; Clark *et al.*, 2007). La calidad y el valor de la producción agrícola con enmiendas orgánicas se suele medir en términos de su contribución al suministro de nutrientes y la fertilidad del mismo. Sin embargo, también pueden tener efectos significativos en las propiedades microbiológicas y químicas del suelo, que son indirectamente responsables del mejoramiento y del crecimiento de los cultivos (Arancon *et al.*, 2003), y de la biorecuperación de los suelos contaminados (Park *et al.*, 2011).

El mejoramiento de la materia orgánica del suelo favorece la reactivación de los ciclos biogeoquímicos en los suelos áridos, el aporte de enmiendas orgánicas podría restaurar la fertilidad perdida de estos suelos (Pascual *et al.*, 2000). Desde el punto de vista físico la materia orgánica actúa como un factor “cementante” necesario para formar agregados estables a partir de suelos flocculados (Tejada *et al.*, 2008).

La aplicación de material orgánico formado por restos vegetales o de origen animal, con un gran contenido de nutrientes mejora el crecimiento bacteriano y la velocidad de la degradación de los contaminantes en el suelo (Eweis *et al.*, 1999; Arancon *et al.*, 2005). Chirinos (2007) indica que la dosis óptima recomendada de materia orgánica para suelos oscila entre 50 y 100 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, rango dentro del cual

se registró el mayor valor de estabilidad estructural del suelo. He *et al.*, (1995) refieren dosis de 0,22 y 0,74 Mg·m³ para mejorar la densidad aparente en suelos salino por incrementar la agregación del mismo.

Existen también evidencias del uso combinado de enmiendas químicas y orgánicas para superar los problemas de los suelos salinos (Liu y Hue, 2001; Makoi y Ndakidemi, 2007; Haisheng *et al.*, 2008; Wong *et al.*, 2009; Jalali y Ranjbar, 2009; Sebastian *et al.*, 2009; Muhammand y Khattak, 2011). La adición de la materia orgánica mezclada con yeso ha sido positiva en la reducción de los factores adversos a las propiedades del suelo asociadas a los contenidos de Na⁺ (Vence, *et al.*, 1998).

2.2.1.1. El Compost:

La generación de residuos sólidos es un fenómeno natural y la cantidad de residuos generados es directamente proporcional a la población. La rápida urbanización y la industrialización han dado lugar a la explotación incontrolada de los diferentes tipos de recursos naturales y, finalmente, la generación de gran cantidad de residuos sólidos complejos en las últimas décadas (Singh, *et al.*, 2011).

Prácticas sostenibles de gestión de residuos son necesarias para mantener la limpieza del ambiente. Bajo este enfoque es recomendable que los productos de desecho industriales y de otra índole, se investiguen con el objetivo de ser utilizados como materia prima (Singh, *et al.*, 2011). La necesidad de tratar y disponer de las basuras orgánicas ha hecho de la producción del compost y su aplicación en la agricultura una solución interesante (Zmora-Nahum *et al.*, 2007).

La aplicación al suelo de compost de residuos orgánicos, tales como estiércol de animales, lodos de aguas residuales, desechos domésticos, representa una estrategia de gestión que podría contrarrestar el agotamiento de la materia orgánica en los suelos (Ferrerías *et al.*, 2006).

El compostaje es un proceso bio oxidativo parcialmente controlado a través del cual la materia orgánica heterogénea en estado sólido se transforma en un material humificado (Zmora-Nahum *et al.*, 2007). Bernal *et al.*, (2009) señalan que en este proceso oxidativo el material queda parcialmente humificado (con ciertas

propiedades húmicas) y que lo importante en este proceso es que se forma un producto estabilizado, libre de patógenos y de fitotoxisidad; sin embargo, existe dificultad para definir la calidad del compost ya que están involucrados muchos factores, que van desde el origen del material a compostar hasta aspectos ambientales y sanitarios (Tittarelli *et al.*, 2007).

Ahora bien, los valores de calidad desde el punto de vista agronómico están infravalorados. Frente a esta actitud, está la dificultad en la comercialización de compost, ya que el material en general, se considera más como una pérdida, es decir, difíciles de eliminar y no como un producto de calidad comercialmente rentable (Tittarelli *et al.*, 2007). El mercado del compost para la recuperación de suelos es substancialmente diferente que al mercado para uso agrícola debido a que usualmente la primera es responsabilidad del sector público realizada por agencias gubernamentales (Eggerth, 2007).

El compostaje controlado permite el almacenamiento y transporte del producto final, añade valor al producto, ya que el compost es más concentrado y uniforme que el estiércol, permite una fácil distribución y difusión uniforme en el suelo y provoca una ausencia de agentes patógenos y malas hierbas semillas. El compost también se puede utilizar como abono para macetas y como base para sustratos de cultivos en contenedores (Bernal *et al.*, 2009).

Las ventajas del compostaje de estiércoles en comparación con la aplicación directa se pueden resumir en:

- Eliminación de patógenos y malas hierbas.
- Estabilización microbiana.
- Reducción del volumen y la humedad.
- Eliminación y control de olores.
- Facilidad de almacenamiento, transporte y uso.
- La producción de fertilizantes de buena calidad o sustrato.

Sin embargo, los inconvenientes se derivan de:

- El costo de instalación y gestión.

- Exigencia de un agente de carga.
- Exigencia de grandes áreas para el almacenamiento y la operación.

El compostaje debe ser percibido como una tecnología que aporta un valor añadido a sustratos que sin ser tratados pueden ser fuente de contaminación ambiental. Con el compostaje se logra la producción de un producto de alta calidad para múltiples usos agrícolas (Bernal *et al.*, 2009).

En cuanto a su uso en los suelos agrícolas, se considera como una práctica sostenible que directa e indirectamente influye en el suelo física, química, y biológicamente. El compost se puede utilizar en diferentes cantidades y formas de acuerdo a su destino final. Entre las aplicaciones más importantes del compost están: acondicionamiento del suelo, sustratos de cultivos, paisajismo y recuperación de suelos (Tittarelli *et al.*, 2007; Eggerth *et al.*, 2007).

Para el acondicionamiento del suelo se deben tener en cuenta: alta concentración de materia orgánica, alto grado de estabilidad de la misma (alto contenido de ácidos húmicos y sustancias similares), y bajo contenido de nutrientes con el fin de aumentar la cantidad de abono añadido al suelo y potenciar su función de enmienda (Tittarelli *et al.*, 2007).

Para usar el compost como sustrato de contenedor para los cultivos se deben considerar las siguientes características generales: pH, salinidad, densidad aparente y la capacidad de retención de humedad (Guerrero *et al.*, 2002; Tittarelli *et al.*, 2007).

El compost se puede utilizar como enmienda del suelo para el establecimiento del césped y jardinería. Muchos beneficios potenciales derivados de jardines con suelos enmendados con compost son: mayor retención de agua; aumento de la retención de nutrientes; disminución de las necesidades de plaguicidas; reducción de la escorrentía de aguas pluviales, y de la erosión del suelo en pendientes pronunciadas (Tittarelli *et al.*, 2007).

El compost se puede utilizar eficazmente para la recuperación de suelos y descontaminación (Tittarelli *et al.*, 2007). Waker y Bernal (2008) mostraron que la aplicación de compost a un suelo salino puede mejorar significativamente el

entorno químico del suelo mediante el aumento de la capacidad de intercambio catiónico y del K^+ intercambiables, lo que limita la entrada de Na^+ en el complejo de intercambio.

Se han utilizado adiciones de compost como una estrategia adecuada para alcanzar la recuperación de suelos afectados por sales (Walker, 2008; Lakhdar *et al.*, 2009) como serios problemas de degradación por las condiciones adversas de clima, con precipitaciones anuales menores a 300 mm, altas temperaturas y alta evaporación que conllevan a un escaso desarrollo de la vegetación y consecuentemente un menor contenido de materia orgánica en detrimento del estatus nutricional del suelo (Bastidas *et al.*, 2008). Porque como lo refieren Kowaljow y Mazzarino (2007) la aplicación de fertilizantes inorgánicos mejora el nivel nutritivo del suelo pero no contribuye a la recuperación del mismo.

Los criterios de calidad para el compost se establecen en términos de: contenido de nutrientes, humificación y estabilidad de la materia orgánica, el grado de madurez, higienización y la presencia de ciertos compuestos tóxicos como metales pesados, sales solubles y xenobióticos (Bernal *et al.*, 2009).

Para un uso eficaz y económico de los usuarios potenciales del compost, así como de una amplia aceptación, los abonos orgánicos deben tener las siguientes cinco características:

1. La concentración de NPK debe ser lo suficientemente alta para mantener el costo de transportar el material.
2. El contenido de humedad debe ser tal que se facilite el manejo y el coste del transporte.
3. El compost no debe contener materiales tóxicos y patógenos.
4. No debe tener mal olor.
5. El tamaño de partícula; debe ser relativamente uniforme y lo suficientemente pequeño a fin de mejorar su estética y promover la facilidad de aplicación. (Eggerth, 2007).

Debido a las variaciones entre los distintos tipos de compost con respecto a las características visuales y nutritivas, se recomienda clasificar al compost a fin de garantizar la utilización más eficaz y satisfactoria del producto. Una planta de compostaje en particular puede decidir producir sólo un tipo de abono, o puede

decidir separar el compost producido en fracciones sobre la base de la calidad. El uso eficaz está garantizado por coincidencia de tipos de aplicaciones con la calidad del compost adecuado para la aplicación; en consecuencia, un grado relativamente bajo de nutrientes sería adecuado para la recuperación de las excavaciones y los bosques desnudos, y por otro lado, un alto contenido de nutrientes es efectivo para la producción de cultivos (Eggerth *et al.*, 2007).

Para la producción de compost con un alto contenido de nutrientes se requiere el control y la reducción de las pérdidas de nutrientes durante el proceso, mientras que para asegurar un alto grado de humificación de la materia orgánica se debe tener suficiente tiempo para la fase de maduración. Por último, un alto grado de madurez de un compost requiere el establecimiento de índices de madurez adecuados (Bernal *et al.*, 2009). Un resumen de los parámetros que se pueden usar para evaluar la calidad del compost se presentan en la tabla 5 (Eggerth *et al.*, 2007).

Tabla 5. Parámetros que pueden ser usados para definir la calidad de un compost

Categoría	Parámetro	Propósito
Física	Densidad Aparente	Traslado, manejo, almacenaje, sustrato de cultivos
	Color	Estética del producto
	Humedad	Manejo, transporte
	Olor	Estética, ambiente, comercialización
	Contenido de materia orgánica	Calidad del suelo
	pH	Calidad del suelo
	Tamaño de partículas	Manipulación, estética, calidad del suelo
	Capacidad de retención de agua	Calidad del suelo, conservación del agua
	Contaminantes	Salud pública y animal, ambiente, calidad del suelo
	Madurez	Calidad del suelo
Químicas	Nutrientes, macro y micros	Calidad del suelo, producción de cultivos, estabilidad
	Metales pesados	Calidad del suelo, salud, ambiente
	Sales solubles	Calidad del suelo, producción de cultivos, ambiente
Orgánicas	Compuestos tóxicos	Salud, ambiente
Biológicas	Patógenos	Salud, ambiente
	Germinación de semillas	Calidad del suelo
	Semillas de malas hierbas	Calidad del suelo, producción de cultivos

Las limitaciones en el uso de compost están relacionados con los posibles efectos adversos sobre: la salud, seguridad humana y animal, la producción de cultivos, y la calidad del aire, agua y recursos de la tierra. La importancia de cada limitación depende de la finalidad del mismo (Eggerth, 2007).

2.2.1.2. El vermicompost

El vermicompostaje palabra se ha derivado de *Vermis*, palabra latina que significa “lombrices”. Se refiere a la obtención de un abono de alta calidad con la ayuda de las lombrices. El crecimiento de las lombrices en los residuos orgánicos se conoce como lumbricultura. A pesar de que los microorganismos son los principales responsables de la degradación de los residuos, las lombrices son factores cruciales del proceso de degradación, por la fragmentación y el acondicionamiento del sustrato para la degradación microbiana. (Singh, *et al.*, 2011).

Por lo tanto el vermicompostaje es un proceso de descomposición que implica la acción conjunta de los microorganismos y de las lombrices. Estas se alimentan vorazmente de todos los residuos biodegradables, tales como hojas, papel (no aromáticos), desechos de cocina, restos de cosecha y estiércoles, para convertirlo y estabilizarlos (Singh, *et al.*, 2011). Esta interacción entre microorganismos y lombrices pueden producir cantidades significativas de hormonas de desarrollo de las plantas y ácidos húmicos los cuales actúan como reguladores de las plantas (Arancon *et al.*, 2006a).

Las lombrices desempeñan un papel muy importante en la biología del suelo, sirviendo como versátiles biorreactores naturales para aprovechar la energía y destruir los patógenos del mismo. Charles Darwin, un eminente naturalista, llamó a las lombrices como los soldados poco conocidas de la humanidad y compañeras de los agricultores (Singh, *et al.*, 2011).

Se ha establecido científicamente la viabilidad de la utilización de lombrices como una técnica de tratamiento de los desechos generados para producir fertilizantes orgánicos (Sharma *et al.*, 2005). Como los reglamentos para la eliminación de estiércol animal y su aplicación en el campo se han vuelto más

riguroso el interés en el uso de lombrices como un sistema ecológicamente racional para la gestión del estiércol se ha incrementado enormemente (Atiyeh *et al.*, 2000).

En el vermicompostaje, las lombrices en la digestión de la materia orgánica producen excretas conocidas como deyecciones (Hala *et al.*, 2003). En la que se produce una bioconversión de los residuos en dos productos útiles, la biomasa de lombrices y vermicompost. El primero se puede utilizar como fuente de proteínas, mientras que el vermicompost (las deyecciones) es considerado como un “excelente producto” ya que es homogéneo, tiene una estética deseable, ha reducido el nivel de contaminantes, mejora el crecimiento de las plantas por su contenido en hormonas, mejora el nivel de enzimas del suelo al favorecer la población microbiana y tiende a contener más nutrientes por un período más largo sin afectar negativamente el ambiente (Sharma *et al.*, 2005).

Las lombrices reducen la biomasa microbiana al comienzo del proceso, pero permiten una mayor mineralización del nitrógeno y el aumento de las tasas de conversión de nitrógeno de amonio a nitrato. El principal efecto general de las lombrices en los residuos orgánicos es la de acelerar la maduración de los residuos orgánico (Atiyeh *et al.*, 2000). Las deyecciones de las lombrices son una eficiente fuente de nutrientes y tienen menos probabilidad de producir estrés por salinidad al compararlos con los compost o los fertilizantes inorgánicos (Chaoui *et al.*, 2003). No obstante, al igual que el compost, las características físicas y químicas van a depender de la fuente de alimentación de las lombrices (Hernández *et al.*, 2008, 2010)

El vermicompost es producido a través de las interacciones entre las lombrices y los microorganismos (Edwards *et al.*, 2010). Tomati *et al.*, (1990) sugieren que el efecto biológico de las deyecciones de las lombrices está vinculada a metabolitos microbianos que influyen en el metabolismo vegetal, su crecimiento y desarrollo. Se ha corroborado que las deyecciones de las lombrices contienen sustancias húmicas que pueden influir en el crecimiento de plantas a través de efectos fisiológicos (Muscolo, *et al.*, 1999).

Hay evidencia de que el efecto de los ácidos húmicos del vermicompost sobre el crecimiento de las plantas depende de la fuente, la concentración y la fracción de peso molecular de los ácidos húmicos (Nardi *et al.*, 2002). De igual forma los ácidos húmicos actúan con surfactantes (agentes de acción superficial de partículas) naturales en la remediación de suelos contaminados con la misma eficiencia que los estabilizadores sintéticos (Conte *et al.*, 2005).

Los efectos son, en parte, a nivel de la membrana plasmática al influir positivamente en la absorción de algunos nutrientes, y en particular la del nitrato. Los efectos sobre el metabolismo intermediario son menos conocidas, aunque parece ser que los ácidos húmicos puede influir en la respiración y la fotosíntesis (Nardi *et al.*, 2002).

Nardi *et al* (2002) refieren que en el vermicompost existen moléculas que se comportan como los ácidos húmicos, pero de menor peso, y por ello cumplen funciones al alcanzar más fácilmente el plasma de las células de las raíces y trascolarse a los órganos superiores.

Oliva *et al.*, (2008) estudiando el efecto por el stress de cloruro de sodio sobre plantas de tamarindo, demostraron que no se produjo inhibición de la fotosíntesis ni del crecimiento cuando se utilizó vermicompost al 10% (v/v) y que la sobrevivencia de plantas fue de 85% en comparación del 20% cuando no se usó vermicompost, resaltando que este bio abono tiene un gran potencial para limitar el efecto negativo de la salinidad sobre el crecimiento de plantas de tamarindo.

Se ha demostrado que las aplicaciones de vermicompost al suelo a razón de 15 Mg·ha⁻¹, tiene un efecto positivo sobre las condiciones físicas del mismo al disminuir la densidad aparente y aumentar la porosidad total (Azarmi, *et al.*, 2008), así mismo mejora la capacidad de retención de humedad. Igualmente se ha demostrado el uso del vermicompost en macetas de vivero o invernadero para sustituir la turba la cual es un recurso de lenta recuperación, y por este motivo es llamado un sustrato para la siembra “amigable con el ambiente” (Zaller, 2007).

Otro de los beneficios de la utilización del vermicompost es el aumento de resistencia de las plantas o la tolerancia a patógenos de los cultivos y los ataques de nematodos (Arancon *et al.*, 2006b). La sustitución del 20% y 40% de

vermicompost suprimió las poblaciones de pulgones y cochinillas en pimientos, y cochinillas en los tomates, de manera significativa, de igual forma se ha observado que disminuye significativamente las pérdidas de área foliar de las plántulas de repollo en respuesta a las infestaciones de col blanca oruga (Arancon *et al.*, 2005). Así mismo se ha observado las bondades del vermicompost en el mejoramiento de los mecanismos de defensas antimicrobianos inducidos por la cepa. *P. mosselii* R1 (Singhai *et al.*, 2011).

El compost y vermicompost son contenedores de una gran cantidad de microflora de los cuales se les puede obtener los beneficios de sus procesos metabólicos, y como son los microorganismos los que están involucrados principalmente en la recuperación del suelo, no debe limitarse el termino bio remediación al rescate de suelos contaminados por desechos químicos provenientes principalmente de la industria petrolera.

Diferencias entre compost y vermicompost

El compostaje y vermicompostaje son dos de los procesos más conocidos para la estabilización biológica de los residuos sólidos orgánicos. Considerando que el compostaje consiste en la degradación acelerada de la materia orgánica por microorganismos bajo condiciones controladas, y que el vermicompostaje es la acción conjunta de lombrices y microorganismos caracteriza a la bio-oxidación de la materia orgánica. Además de las lombrices, la principal diferencia entre ellos se puede encontrar en que en la fase determinante en cada proceso es la etapa termofílica en el compostaje; y la etapa mesófilca e hidrolítica en donde existe una estimulación de la actividad metabólica de los microorganismos, ya sea de vida libre y/o asociado con el intestino de las lombrices (Benitez *et al.*, 1999).

Comparación entre las propiedades físico-químicas del vermicompost y el compost producido a partir de estiércol de ganado (mezcla de heces, orina y pasto), se presentan en la tabla 6. Alta concentración de sal puede resultar en problemas de fitotoxicidad y por lo tanto, la conductividad eléctrica es un buen indicador de la idoneidad y seguridad de un compost o vermicompost con fines agrícolas (Singh, *et al.*, 2011), y más aún si su finalidad está en la bio remediación de suelos afectados por salinidad.

Tabla 6 Comparación entre las propiedades físico-químicas del compost y vermicompost producido a partir de estiércol de ganado.

	Estiércol vacuno	Compost	Vermicompost
pH	7,7-8,94	8,86-8,07	7,73-7,51
CE dS·m ⁻¹ -25°C	1,25±0,08	2,13±0,08	0,78±0,02
C/N	17,0±0,74	17,5±0,33	11,1±0,24
C total (g·kg ⁻¹)	399,2±2,8	384,9±2,7	314,0±5,4
N total (mg·kg ⁻¹)	23,6±0,9	22,0±0,3	28,3±0,2
N orgánico (mg·kg ⁻¹)	2190±92	2571±896	3726±153
NH ₄ -N (mg·kg ⁻¹)	610±92	1265±291	276±24
NO ₃ -N (mg·kg ⁻¹)	19±15	721±184	917±113
Carbón orgánico (mg·kg ⁻¹)	4406±704	9338±2103	5249±302
P disponible (mg·kg ⁻¹)	211±6	342±22	111±3

Fuente: Lazcano *et al.*, (2008).

Se ha evaluado también las diferencias desde el punto microbiológico. Ambas tecnologías de reciclaje fueron efectivas en la activación de los parámetros microbiológicos de los residuos tóxicos, el vermicompostaje es el mejor proceso para producir una mayor diversidad bacteriana, mayor número de bacterias y una mayor diversidad funcional. A pesar de que varias poblaciones idénticas fueron detectados en los materiales compostados y vermicompostados, cada tecnología modificada las comunidades microbianas originales de los residuos de una manera diversa, lo que indica las diferentes funciones de cada uno de ellos en la selección de bacterias (Vivas *et al.*, 2009).

Las enmiendas de compost y vermicompost mejoran la agregación y el aumento de la cantidad de materia orgánica en los agregados estables al agua. Sin embargo, el vermicompost es mejor que el compost, debido a sus mejores efectos sobre el crecimiento de las plantas, aunque tiene similares efectos positivos sobre la cantidad y la calidad de la materia orgánica del suelo (Thi Ngo, *et al.*, 2011).

2.2.1.3. Abono Verde - La lenteja de Agua (*Lemna* spp.)

La lenteja de agua (*Lemna* spp), es una planta acuática de flores simples, debido a su rápido desarrollo, especialmente en aguas cargadas de nutrimentos, se ha propuesto para el tratamientos de aguas residuales (Hanczakowski, *et al.*, 1995 y Ogburn y Ogburn 1994). El crecimiento excesivo de la planta afecta directamente a las poblaciones humanas ubicadas en áreas cercanas a las costas, por la acumulación y descomposición de la biomasa en las áreas costeras, originando olores desagradables y ciertas dificultades relacionadas con la obstrucción de la navegación, canales de riego e interferencia en la pesca comercial y deportiva (Barboza y Nárvaez, 2000).

A comienzos del 2004 se detectó por primera vez en el Lago de Maracaibo, estado Zulia, Venezuela, el crecimiento masivo de la lenteja de acuática (Ávila, *et al.*, 2007 y Kiage y Walker, 2009), registrándose una mezcla de especies del género *Lemna*, particularmente la *L. obsura*, *L. valdiviana* Phil., *L. ecuadoriensis* Landolt y *Lemna aequinocialis* Welwitsh (Zambrano *et al.*, 2007).

En la cuenca del lago de Maracaibo, se pueden detectar importantes fuentes de metales, desde las relacionadas con el uso de pesticidas y las descargas domésticas e industriales, hasta las actividades de la industria petrolera, sin embargo, las concentraciones de los metales evaluados en el lixiviado y el material vegetal de la *Lemna* no presentaron características para que este fuera clasificado como un material o desecho peligroso, según la normativa de Venezuela, por lo tanto puede ser tratado como un desecho orgánico, utilizándose como alimento para ovinos, porcinos o como fertilizante (Ávila *et al.*, 2007).

Las máximas concentraciones de vanadio, níquel, plomo, cromo y arsénico obtenidas en lixiviados de muestras de *Lemna*, se encontraron por debajo del valor permisible, de 5 mg·L⁻¹, para cada metal (Ávila *et al.*, 2007), según lo establecido en el anexo D del Decreto 2.635 para estos metales (Gaceta Oficial de Venezuela 1998). Igualmente los valores detectados para cada uno de los metales en el material vegetal son inferiores a las concentraciones máximas permisibles establecidas en el Anexo C del mismo decreto, los valores señalados por Ávila *et*

al., (2007), fueron de 50 mg·kg⁻¹ para arsénico y cromo y de 1000 mg·L⁻¹ para níquel, plomo y vanadio. Otros metales como plomo, zinc y cadmio también se encontraron por debajo de los niveles de riesgos en *Lemna* creciendo en aguas residuales (Hanczakowski, *et al.*, 1995).

Usos de la Lenteja de Agua

Se han señalado varios usos de la lenteja de agua, por su alto contenido proteico (40%), se puede utilizar la alimentación de peces (Ponce, *et al.*, 2005), se ha usado para la coloración de la yema de huevos por el contenido de pigmentos como xantofilas y carotenos (Rodríguez, *et al.*, 2006). Hanczakowski, *et al.*, (1995), afirman que la lenteja de agua probablemente podría ser usada como fuente de nutrientes (proteínas y carotenoides), en la alimentación de gallinas ponedoras y de ganado. Se ha reportado su potencial en la alimentación de lombrices (*Eisenia* sp.) para el vermicompostaje en la producción de abonos (Kostecka y Kaniuezak (2008), Machado *et al.*, (2010) y Mármol (2010).

El uso de la lenteja de agua fresca, podría considerarse como un abono verde, el cual consiste en la incorporación directa de restos orgánicos verde antes de la siembra o la plantación del cultivo. La calidad del abono verde va a depender de diversos factores asociados con cada forma de abono verde, como el tiempo y la colocación del material, la calidad del C orgánico añadido y contenido de nutrientes (Elfstrand *et al.*, 2007).

Obgurn y Obgurn (1994), demuestran que la sustitución de fertilizantes inorgánicos con *Lemna* en la fertilización de estanques de sábalo (*Chanos chanos* L.), se refleja en el incremento de la producción de peses.

Se han aislados polisacáridos como pectinas y arabinogalactanos usados en la industria farmacéutica (Günter *et al.*, 2004). El potencial de uso de la lenteja de agua conllevan a establecer la posibilidad de establecer una plataforma para la producción de biomasa y el bioprocesamiento de la misma, Stomp (2005), indica una serie de ventajas para este fin:

- La lenteja de agua es de fácil desarrollo manteniendo bajos costos de producción.

- Se desarrolla bajo condiciones ambientales simples, lo que facilita su producción.
- La proliferación clonal de la lenteja de agua suministra un corto tiempo para producir productos comerciales a gran escala.
- La proliferación clonal de la lenteja de agua suministra biomasa uniforme, esencialmente para optimizar la ingeniería de bioprocesos y la validación de la composición del producto.
- Alta recuperación de proteína para la elaboración de productos.
- La lenteja de agua suministra un alto nivel de seguridad del producto y del ambiente.

El contenido de materia seca es bastante bajo, Hanczakowski, *et al.*, (1995), refieren un rango de 78 a 95 g por kg de biomasa fresca, lo que conlleva a la utilización de gran cantidad de material fresco.

3. Variables biológicas afectadas por la salinidad del suelo

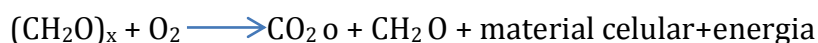
Las principales variables biológicas afectadas por las sales del suelo están relacionadas a las actividades de los microorganismos los cuales son los responsables de mantener la fertilidad del suelo y por ende un adecuado desarrollo de los cultivos.

La actividad microbiológica es un término general que incluye todas las reacciones metabólicas y las interacciones de la micoflora y microfauna del suelo y esta correlacionada con el contenido de carbono de la biomasa microbiana (Armado *et al.*, 2009).

Los microorganismos del suelo y los productos de su metabolismo juegan un papel importante en su fertilidad, no solo por su habilidad de realizar transformaciones bioquímicas sino también a su importancia como resguardo de nutrientes (Díaz-Raviña *et al.*, 1993). Si la fertilidad del suelo está dada por su capacidad de aportar nutrientes a las plantas, se puede afirmar que un suelo será más fértil en la medida que su actividad biológica sea mayor (Hernández *et al.*, 1995).

La respiración de microorganismos del suelo fue una de las primeras, y todavía actualmente es, una de los índices más usados para medir la actividad microbial del suelo (Stotzky, 1965; Kucera, y Kirkham, 1971; Naganawua *et al.*, 1989; Nioh *et al.*, 1993). Aunque existen otros métodos para determinar cuantitativamente la actividad microbial, la medida de la evolución del CO₂ o el consumo de oxígeno siguen siendo aún hoy día los más utilizados, como refiere Stotzky (1965), generalmente porque son más rápidos y fáciles de aplicar,

El carbono comprende aproximadamente del 45 al 50% del peso seco del peso seco del tejido de plantas y animales, cuando este es metabolizado por los microorganismos del suelo el O₂ es consumido y el CO₂ liberado de acuerdo a la siguiente reacción:



En esta reacción, todo el carbono orgánico debería eventualmente ser liberado como CO₂ bajo condiciones aeróbicas normales, sin embargo, sólo del 60 a 80% del carbón es liberado como CO₂ debido a la oxidación y síntesis incompleta de células y materiales intermedios. La cantidad de CO₂ que evoluciona y el O₂ consumido depende del tipo de sustrato, de las condiciones ambientales y de los microorganismos involucrados (Stotzky, 1965).

Al momento de evaluar la evolución de CO₂ a través de la metodología gravimétrica estática (Stotzky, 1965), se deben considerar varios factores que influyen en la medición de este parámetro, como es el contenido de humedad de la muestra, el volumen de suelo a evaluar y la temperatura, entre los factores más críticos (Stotzky, 1965; Hernández, 2000).

Las emisiones de dióxido de carbono de los suelos están controladas por la velocidad de entrada de materia orgánica y la tasa de la descomposición de la materia orgánica que a su vez se ven afectados por la temperatura, la humedad y los factores de suelo. Si bien las relaciones entre las emisiones de CO₂ y los factores y las propiedades del suelo están bien estudiados en suelos afectados por la sal poco se sabe cómo afecta las emisiones de CO₂ (Setia *et al.*, 2011b).

Existen otras metodologías como cámaras de gases infrarrojas, y modelos para estimar las emisiones de CO₂, sin embargo, el modelo de carbono Rothamsted (RothC), no consideran el efecto de la salinidad por lo tanto, puede sobreestimar la liberación de CO₂ a partir de suelos salinos, por lo cual es un factor a tener en cuenta cuando se utiliza este modelo (Setia *et al.*, 2011a).

Setia *et al.*, (2011b) mostraron que en suelos afectados por sales, la CE fue el principal factor que influyó negativamente para la respiración del suelo, y que el contenido de las partículas de carbono orgánico y vermicompost también influyeron positivamente dependiendo de si los suelos fueron afectados por la sal o no.

Wong *et al.*, (2009) señalan que existen pocos estudios que aborden los efectos de la salinidad de los suelos sobre la biomasa y la dinámica microbial de los suelos. Chowdhury *et al.*, (2011) indican que se sabe poco sobre como el secado y rehumedecimiento de los suelos salinos afectan el flujo de evolución de CO₂, concluyendo que la menor tasa de respiración en suelos salinos indica que estos suelos son menos propensos a perder C cuando se expone al secado y rehumedecimiento en comparación con los suelos no salinos.

Los efectos adversos de la salinidad del suelo sobre las plantas dependerá de la tolerancia de las misma a la sal (Tejada *et al.*, 2006). El tejido de las plantas que se desarrollan en medios salinos exhiben una acumulación de Na⁺ y Cl⁻ y/o o inhiben la absorción de los nutrientes minerales, especialmente Ca, K, N, P (Kaya *et al.*, 2001). Entre los mecanismos de inhibición están la alteración de la retención de agua de la planta, debido al alto potencial osmótico del medio externo, y los efectos adversos sobre el intercambio de gases, la fotosíntesis y la síntesis de proteínas (Romero-Aranda *et al.*, 2001).

El tomate es un cultivo importante mundialmente, por ser una de las hortalizas más consumidas, con una producción estimada de 129 millones de toneladas en más de 46 millones de hectáreas de tierras cultivadas (FAO, 2009) y la salinidad es un problema que afecta tanto el rendimiento como la calidad del tomate, aunque comparado con el daño que sufren otros cultivos Hoffman y Shannon (2007) lo describen como un cultivo moderadamente tolerante a la

salinidad, con rango de 7 a 16 $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$, sin embargo, ya reduce su rendimiento en un 9,9% a los 2,5 $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$, el cual es su umbral de tolerancia (figura 3).

Hu y Barker (2004) midieron el efecto de tres compost (de restos agrícolas, lodos y de residuos de jardín) sobre ocho índices de crecimiento del tomate, biomasa de planta, número de flores, número de frutos y hojas, y su cada una de sus biomásas secas, demostraron que el mejor compost sobre las variables medidas fue el compost de restos agrícolas (estiércol de aves de corral y los residuos de la prensa de arándanos).

También se ha evaluado el efecto del vermicompost sobre el crecimiento del tomate, Gutiérrez-Miceli *et al.*, (2007) al evaluar las diferencias entre fertilización con nutrientes minerales y vermicompost, observaron que el mayor crecimiento de plantas fue en las mezclas de bio abono, sugiriendo que otros factores además de la disponibilidad de nutrientes fueron los responsables del desarrollo de plantas. Zaller (2007) demostró que mejora la germinación y la biomasa de plántulas de tomate.

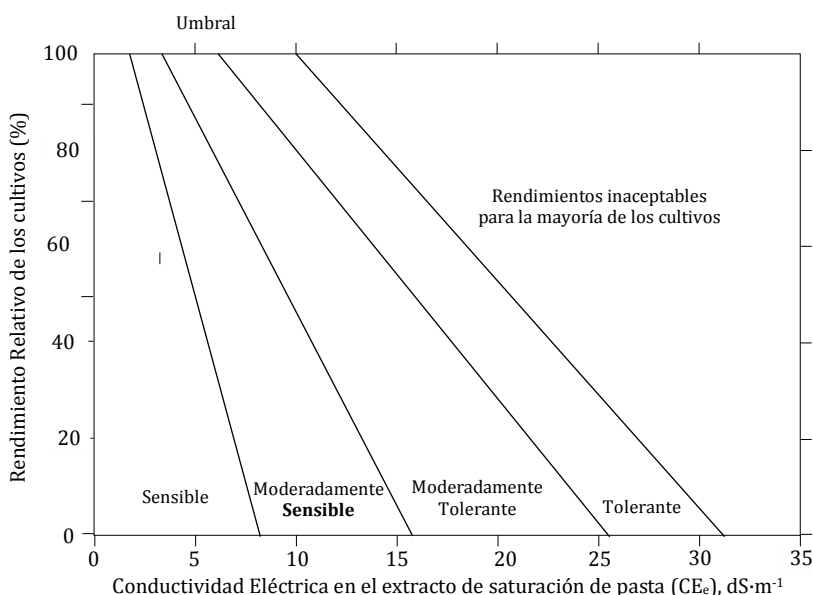


Figura 3 Divisiones para clasificar la tolerancia de sales de los cultivos (Hoffman y Shano, 2007).

Al evaluar el efecto sobre el valor nutricional del fruto de tomate, Premuzic *et al.*, (1998) encontraron que con el uso de vermicompost se registraron mayores contenidos de calcio y vitamina C y menos Fe que en medios hidropónicos con fertilización mineral, no registrándose diferencias en los contenidos de fósforo y potasio. Mauromicale *et al.*, (2011) encontraron que el contenido azúcares en la fruta, los azúcares reductores, sólidos solubles, la biomasa fresca, la ceniza fueron mayores ($P \leq 0,01$) al ser cultivados con suplementación orgánica que con fertilización mineral.

Características físicas de los frutos de tomate fueron mejoradas por la suplementación orgánica, con peso fresco y seco optimizada de hasta 11 y 21%, respectivamente, el grosor de mesocarpio hasta un 19%, la firmeza de hasta 36% y el enrojecimiento de la piel hasta 24%; A medida que la tasa de suplementación fue planteada desde 0 hasta $0,7 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ (Mauromicale *et al.*, 2011).

La condición de estrés afecta al cultivo del tomate, Utria *et al.*, (2005) observaron que al utilizar sustratos orgánicos el efecto fue menos drástico. Mauromicale *et al.*, (2011) concluyen que la suplementación orgánica es una forma valiosa y respetuosa del ambiente para mejorar la disponibilidad de minerales en el suelo y mejorar la calidad del fruto de tomate.

Capítulo II

Objetivos

II Objetivos

1. Objetivo general

Evaluar la biorecuperación de un suelo con problemas salino-sódico a través de la aplicación de enmiendas orgánicas: compost, vermicompost sólido y *Lemna* mezclados con fosfoyeso

2. Objetivos específicos

1. Evaluar el efecto de las proporciones 1,5 y 3.0% de las enmiendas orgánicas y si la utilización de fosfoyeso coadyuva el uso de las enmiendas orgánicas (vermicompost, estiércol y *Lemna*) en la bio recuperación del suelo.
2. Determinar a través de la respiración edáfica la bio recuperación del suelo estudiado.
3. Determinar por medio de variables de crecimiento de plántulas de tomate (*Lycopersicum sculentum* Mill) la bio remediación del suelo estudiado.

III Materiales y métodos

1. Ubicación del sitio de muestreo del suelo problema

El suelo objeto de estudio se ubica en la planicie aluvial del Río Palmar en el municipio Cañada de Urdaneta, en el estado de Zulia en Venezuela en la parte norte de América del Sur, con una latitud de $10^{\circ} 2' 15''$ N y una longitud de $72^{\circ} 34' 15''$ W (figura 4).

El sitio de muestreo corresponde geomorfológicamente a una napa de limo de desborde con pendientes locales inferiores al 1% (Wilheums *et al.*, 1990). Según Soil Taxonomy (2010) el suelo se clasifica como un Fluventic Haplustepts, franco fino mixto, isohipertermico, fase severamente salino (USDA, 1993).

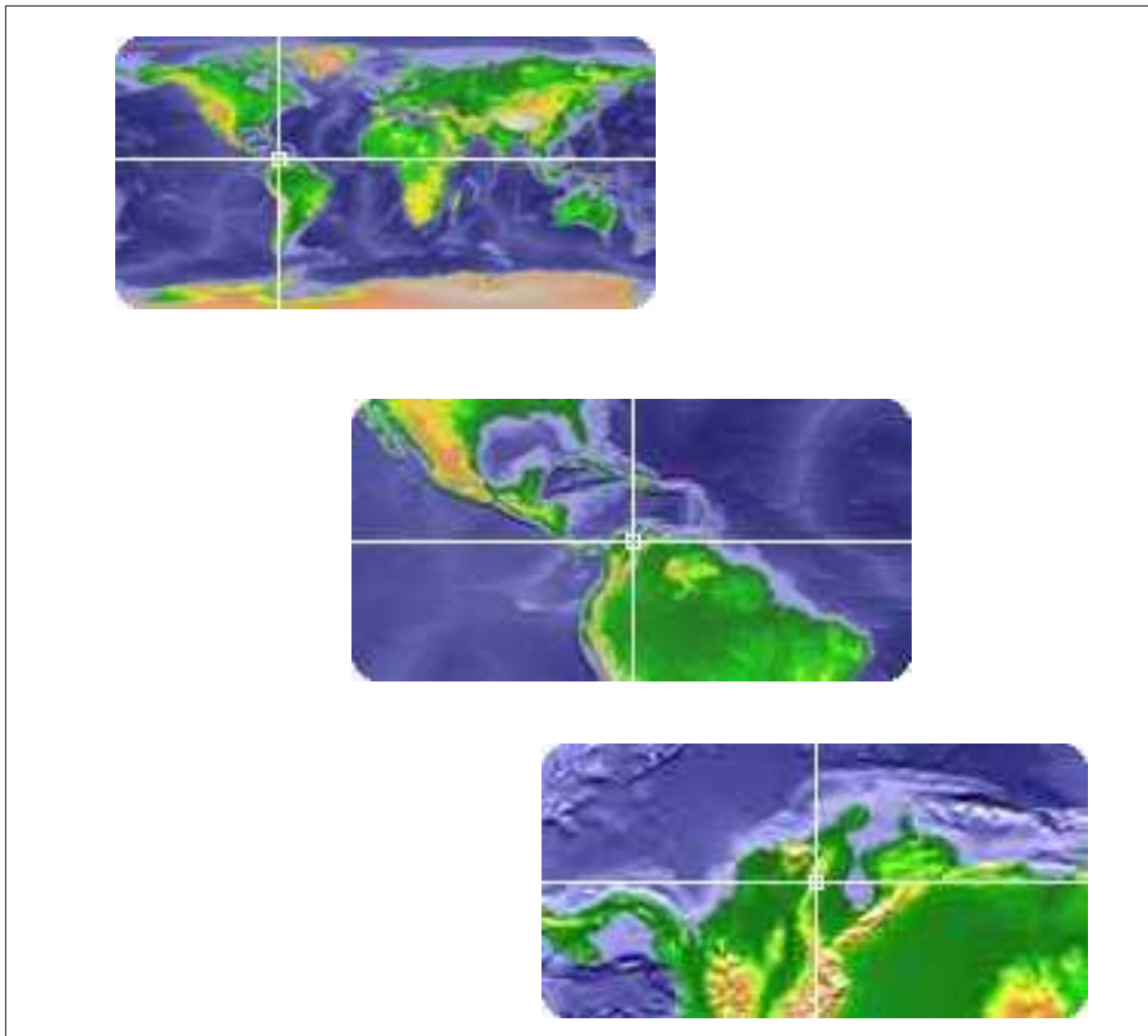


Figura 4. Ubicación geográfica del sitio de estudio.

La zona de vida, según la clasificación de Holdridge (1947), es un bosque seco tropical, con un clima subhúmedo, con temperaturas medias anual de 27°C y precipitación promedios de 850 mm·año⁻¹, con una amplia dispersión en los volúmenes anuales y marcada erraticidad en cuanto a la época de lluvia.

El problema de salinidad se evidencia visualmente por la ausencia de vegetación (figura 5), y se corroboró luego de realizar una caracterización de los mismos (Anexos 1,2,3,4,5,6,7). Luego de esta caracterización se seleccionó un total de 20 submuestras de los primeros 20 cm del suelo.

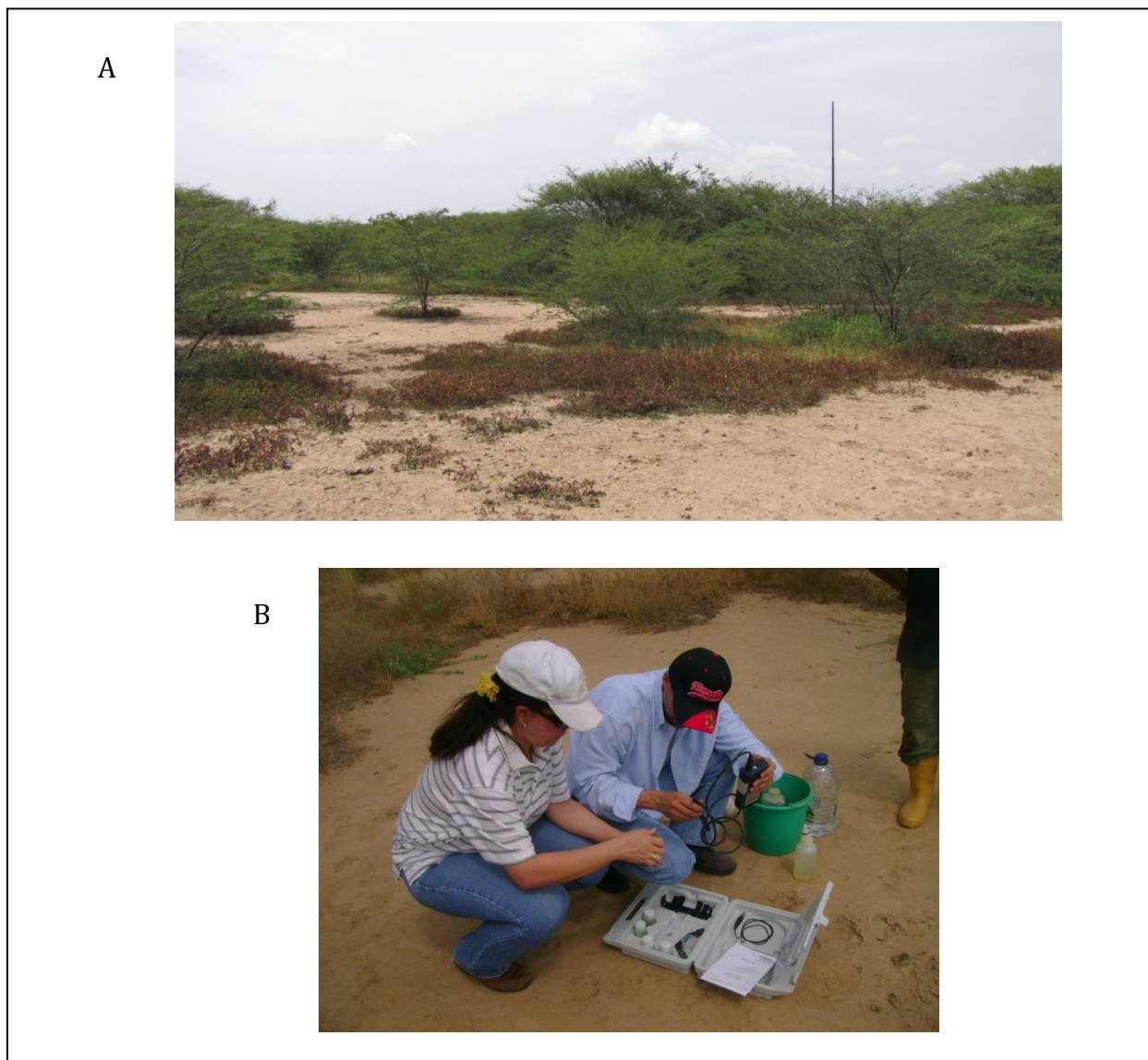


Figura 5 A. Vista general del sitio de donde se tomaron las muestras. B. Detalle del chequeo de la CE del sitio a muestrear

2. Tratamientos

Para la bio remediación se evaluaron tres enmiendas orgánicas: Dos materiales madurados: compost y vermicompost, y un material verde conformado por *Lemna* fresca. A demás se evaluó una enmienda química, tradicionalmente utilizada para la recuperación de suelos salino-sódicos: el fosfoyeso, el cual formó parte de los controles. Se aplicó al 100% de los requerimientos (GR) y dos veces el requerimiento (2GR); hubo así tres controles. Todas las enmiendas orgánicas se utilizaron a dos dosis, a 1,5 y 3,0% (p/p) mezcladas o no con fosfoyeso a la concentración del requerimiento de yeso (GR) del suelo generándose 15 tratamientos (tabla No. 7).

Tabla 7. Descripción de los tratamientos

Tratamientos	Enmienda Orgánica	Yeso	Proporción de la enmienda	Identificación
1	-	-	-	Testigo
2	-	+	GR	2 GR
3	-	+	2GR	GR
4	Compost	-	1,5	Compost 1,5%
5	Compost	-	3,0	Compost 3,0%
6	Vermicompost	-	1,5	Vermicompost 1,5%
7	Vermicompost	-	3,0	Vermicompost 3,0%
8	<i>Lemna</i>	-	1,5	<i>Lemna</i> 1,5%
9	<i>Lemna</i>	+	3,0	<i>Lemna</i> 3,0%
10	Compost	+	1,5	Compost 1,5% + GR
11	Compost	+	3,0	Compost 3,0% + GR
12	Vermicompost	+	1,5	Vermicompost 1,5% + GR
13	Vermicompost	+	3,0	Vermicompost 3,0% + GR
14	<i>Lemna</i>	+	1,5	<i>Lemna</i> 1,5% + GR
15	<i>Lemna</i>	+	3,0	<i>Lemna</i> 3,0% + GR

2.1. Enmienda química.

Como enmienda química se utilizó $\text{Ca}_2\text{SO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ proveniente de un material perteneciente al laboratorio de Ingeniería de Suelo y Aguas de la Facultad de Agronomía, Su caracterización física y química se muestran en la tabla 8.

Para calcular los mega gramos por hectárea, se tomó en cuenta la Da del suelo la cual fue de $1,33 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ y la profundidad del suelo que se tomó para la

evaluación, 20 cm. Los resultados dan que el GR son 2,79 Mg·ha⁻¹ y 5,58 Mg·ha⁻¹ de fosfoyeso. para las proporciones del 100% GR y 2 veces los GR respectivamente.

Tabla 8. Caracterización físico-química del Fosfoyeso

Características		%
# Tamiz	20	0,0
	40	0,3
	60	1,6
	100	52,7
	Fondo	52,7
Humedad		14,64
Ca ²⁺		24,20
S		7,20
P		0,18
Otros		68,42
Eq. CO ₃		n.a.

Eq. CO₃ determinado en el Laboratorio de Ingeniería Suelos y Agua de la Facultad de Agronomía FAGRO-LUZ.. Fuente: Bárcenas (2010).

Requerimientos de Fosfoyeso:

Con los datos de laboratorio: Na^{+inter} (extraído con NH₄OAc) Na⁺ (del extracto de saturación) y la CIC, todos expresados en cmol·kg⁻¹; se calculó la cantidad necesaria de los requerimientos de fosfoyeso (GR; por sus siglas en la traducción en el idioma ingles) Makoi (2007).

Calculo del porcentaje del porcentaje de Na⁺ cambiabile:

- El cálculo de sodio (mg·kg) de pasta de saturación:
 - Na⁺ (pasta de saturación)= 862,12 mg·L⁻¹
 - Volumen total de agua utilizada para la pasta: 210,0 mL
 - Peso del suelo (seco a estufa): 487,23 g
- Para la conversión a mg·kg⁻¹

$$862,12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} * 210,0 \text{ mL} * \frac{1}{1000 \text{ mL}} * \frac{1}{487,23 \text{ g}} * \frac{1000 \text{ g}}{\text{kg}} = 354,34 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$$

Materiales y métodos

- Sodio Total: Este fue obtenido del primer percolado durante la determinación del CIC. Desde este percolado. Desde este percolado, el sodio fue determinado fue: $2,77 \text{ meq}\cdot 100^{-1}$ suelo. Como el peso de suelo utilizado fue de 10 g, y las unidades requeridas son en mg, se convirtieron según la siguiente ecuación:

$$2,77 \text{ meq} \cdot 100 \text{ g suelo}^{-1} * 22,99 \text{ mg} \cdot \text{meq}^{-1} * \frac{10 \text{ g}}{\text{kg}} = 635,89 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$$

- Sodio cambiante: fue obtenido por la diferencia entre el sodio total ($\text{Na}^{+}_{\text{tot}}$) y el sodio soluble ($\text{Na}^{+}_{\text{sol}}$):

$$\text{Na}^{+}_{\text{inter}} = \text{Na}^{+}_{\text{tot}} - \text{Na}^{+}_{\text{sol}}$$

$$635,89 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} - 354,34 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} = 281,55 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$$

- Capacidad de Intercambio Catiónico: La CIC medida en el laboratorio fue de $18,7 \text{ cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$.

- o Cambiando $\text{g Na}\cdot\text{mol}^{-1}$ a $\text{mg Na}\cdot\text{mol}^{-1}$

$$22998 \text{ mg Na}\cdot\text{mol}^{-1} * 1 \text{ mol} * 1000 \text{ mmol}^{-1} = 22,99 \text{ mg Na}\cdot\text{mol}^{-1}$$

- Porcentaje de Na^{+} intercambiable: (PSI): fue obtenido por dividir el $\text{Na}^{+}_{\text{inter}}$ ($\text{meq}\cdot 100 \text{ g suelo}^{-1}$) por la CIC multiplicado por 100.

- o Cambiando el Na_{inter} en $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a $\text{meq}\cdot 100 \text{ g suelo}^{-1}$

$$281,55 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} * \frac{1}{23} \text{ meq}\cdot\text{mg}^{-1} = 12,24 \text{ meq}\cdot\text{kg}^{-1} = 1,224 \text{ meq}\cdot 100 \text{ g suelo}^{-1}$$

- o Calculando el Porcentaje de Na^{+} intercambiable

$$\text{PSI}_i = \left(\frac{\text{Na}^{+}_{\text{inter}}}{\text{CIC}} \right) * 100 = \frac{1,224 \text{ meq}\cdot 100 \text{ g suelo}^{-1}}{18,7 \text{ meq}\cdot 100 \text{ g suelo}^{-1}} * 100 = 6,55\%$$

Donde:

PSI_i : Porcentaje de sodio intercambiable antes de la aplicación de la enmienda.

$\text{Na}^{+}_{\text{inter}}$: Porcentaje de sodio intercambiable ($\text{meq}\cdot 100 \text{ g suelo}^{-1}$)

CIC: Capacidad de Intercambio Cationico ($\text{meq}\cdot 100 \text{ g suelo}^{-1}$)

- Cantidad de Na⁺ a ser reemplazado:
 - En este suelo salino el PSI_i es 6,55% y la CIC es 18,7 meq·kg suelo⁻¹, ya que el objetivo es reemplazar el porcentaje de sodio intercambiable por el 100%, la cantidad a ser reemplazada (PSI_f) fue calculado como sigue:

$$ESP_i \cdot CIC \text{ (cmol} \cdot \text{kg}^{-1}) = \text{cmol} \cdot \text{kg suelo}^{-1}$$

$$ESP_f = 6,55\% \cdot 18,7 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 100^{-1} = 1,22 \text{ cmol} \cdot \text{kg suelo}^{-1} = 12,2 \text{ mmol} \cdot \text{kg suelo}^{-1}$$

$$12,2 \text{ mmol} \cdot \text{kg suelo}^{-1} \cdot 23 \text{ mgNa} \cdot \text{mmol}^{-1} = 281,72 \text{ mgNa} \cdot \text{kg suelo}^{-1}$$

Cálculo del sodio (mg·kg⁻¹):

$$GR = Na_{inter} * \frac{Eqwt \text{ CaSO}_4}{Eqwt \text{ Na}} * \text{mg Na mmol}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$$

$$GR = 12,2 \text{ mmol} \cdot \text{kg suelo}^{-1} * \frac{86}{23} * 23 \text{ mg Na mmol}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1} = 1049,2 \text{ mg yeso} \cdot \text{kg suelo}^{-1}$$

$$1,049 \text{ g yeso} \cdot \text{kg suelo}^{-1}$$

En esta evaluación se utilizó como tratamientos controles, la aplicación del 100% del requerimiento de yeso (GR) y dos veces los requerimientos de yeso (2GR) para los tratamientos 2 y 3 respectivamente. Así mismo se mezclaron las enmiendas orgánicas con el GR.

2.2. Enmiendas orgánicas

Tomando en consideración nuevamente la Da del suelo y la profundidad, los mega gramos de las enmiendas orgánicas, las cuales se aplicaron al 1,5 y al 3,0%, fueron de 39,84 y 79,28 Mg·ha⁻¹ respectivamente.

2.2.1. Compost

El compost fue preparado en la misma lugar de donde se tomó es suelo problema (Hacienda Alto Viento) a partir de estiércol bovino (raza cruce de *Brahman***Brahman* pardo) proveniente de una finca de doble propósito (ganado de carne y leche) y alimentado con una dieta de pasto (*Echinochloa polystachya* y

Materiales y métodos

Cynodon dactylon) alimento concentrado y minerales. El estiércol se compostó por un periodo de 30 días con volteos semanales (figura 6), tiempo en el cual estabilizó su temperatura a 27°C. Luego de compostado, se dividió el material en dos partes iguales, una de las cuales se tapó, se dejó a condiciones de campo (30,72±4,4°C) y no se le realizó ningún otro tratamiento, y se utilizó como el compost.



Figura 6. Elaboración de la enmienda orgánica: Compost

2.2.2. Vermicompost

El vermicompost se preparó a partir de una parte del compost ya elaborado, el cual se colocó en canteros de 1 por 5 m de longitud (figura 7A). Se le sembró lombrices sobre la superficie del compost, a una densidad de 2000 lombrices·m⁻², de la especie *Eisenia andrei* (figura 7B). Adultas con presencia de clitelo con una biomasa de 787,73±28,67 mg·lombriz⁻¹. Después de dos meses se recolectó el vermicompost depositado en la parte superficial del cantero (figura 7C). Ambos materiales, compost y vermicompost, fueron trasladados al laboratorio, secados al aire, molidos, tamizados (2 mm) y almacenados a 4°C hasta su utilización.



Figura 7. Elaboración de la enmienda orgánica: Vermicompost. A. Canteros de lombrices. B. Especie de lombriz utilizada. C. Vermicompost superficial

Materiales y métodos

2.2.3. Abono verde (Lenteja de agua *Lemna* spp.)

La *Lemna* fue recolectada de orillas del Lago de Maracaibo en la ciudad de Maracaibo (figura 8a) se trasladó al laboratorio y fue conservada a una temperatura de 4°C hasta su utilización en forma fresca (figura 8b) como enmienda.



Figura 8 A. Vista general del sitio de donde se recolectó las muestras de *Lemna* spp. B. Detalle de la *Lemna* spp. fresca para aplicarla como enmienda al suelo salino

3. Análisis de laboratorio

3.1. Caracterización de los sustratos utilizados

Para la caracterización física y química del suelo y las enmiendas orgánicas se realizaron una serie de análisis que se explican a continuación:

Humedad y materia seca

La humedad y la materia seca se determinaron evaporando el agua contenida en una muestra a 105°C. Es un método gravimétrico, que consiste en colocar una muestra húmeda en una estufa de desecación a una temperatura de 105°C hasta alcanzar peso constante (Chapman y Pratt, 1961).

pH

El pH está en función de la actividad de los iones hidrógeno, se determinó en un extracto de muestra seca/agua en una relación 1:10 p/v mediante la medida del potencial eléctrico creado en la membrana de un electrodo de vidrio de un potenciómetro Orion 3 Star (Inbar *et al.*, 1993).

Nitrógeno total Kjeldahl

Basado en la mineralización del nitrógeno orgánico de la muestra mediante digestión ácida de la misma con ácido sulfúrico concentrado. El nitrógeno orgánico pasa a forma amoniacal que junto con el existente se destila, se fija en una solución de ácido bórico y cuantifica por titulación. Se determinó según el método Kjeldahl (Bremmer, 1996). Se pesaron 100 mg de la muestra seca y molida, se colocaron en un tubo de digestión y se procedió a la digestión empleando un digestor rápido de 4 puestos modelo Labconco, se agregó 1 g de catalizador ($K_2SO_4 + CuSO_4 + Se$) más 5 mL de ácido sulfúrico concentrado, se digirió por 2 horas aproximadamente (hasta que presentó un color cristalino ligeramente verde). Una vez frío se llevó al destilador, se agregaron aproximadamente 30 mL de agua destilada, posteriormente 30 mL de NaOH al 50% y se inició la destilación en un erlenmeyer de 100 mL conteniendo 20 mL de solución ácido bórico-

Materiales y métodos

indicador, se destiló hasta aproximadamente 60 mL, al enfriarse se tituló con HCl 0,01 N previamente estandarizado empleando rojo de metilo y verde de bromocresol como indicadores. La concentración de amonio (N-NH_4^+) se determinó según el procedimiento descrito para N- Kjeldahl, previa extracción con KCl 2 M (1:10 p/v). Para cuantificar el N-NO_3^- se utilizó la aleación Devarda para catalizar la reducción a NH_4^+ . La concentración de nitrógeno orgánico se determinó al sustraer al N-Kjeldahl el N-NH_4^+ y el N-NO_3^- .

Materia orgánica total

La materia orgánica total (MOT) se determinó mediante combustión en seco, calcinando la muestra en un horno mufla a 540°C , por un periodo de dos horas, según la metodología descrita por Nelson y Sommers (1996) la cual indica que a elevadas temperaturas se produce una acelerada combustión que convierte el carbono orgánico en CO_2 .

Carbono orgánico total

El carbono orgánico total (COT) se estimó mediante la siguiente relación que integra el coeficiente de Van Bemmelen (Nelson y Sommers, 1996)

$$\%COT = \frac{\%MOT}{1,724}$$

Donde: %MOT es el porcentaje de materia orgánica, que equivale a la pérdida de peso después de calcinar a 540°C la muestra seca.

Sustancias húmicas

Se extrajeron las sustancias húmicas con una solución de pirofosfato de sodio debido a su alto poder acomplejante de cationes. Posteriormente se obtuvieron los ácidos húmicos y fúlvicos tras repetidas agitaciones de la muestra con una solución de NaOH 0,1 N. Mediante precipitación con H_2SO_4 concentrado se separaron los ácidos húmicos de los fúlvicos, que quedan en la fracción soluble (Dabin 1971). La muestra seca y molida se colocó en un tubo de polietileno de 100 mL y se añadió 25 mL de pirofosfato de sodio 0,1 N. Se agitó durante 10 minutos,

se centrifugó y se decantó el sobrenadante. Esta operación fue repetida 5 veces. A continuación se repitió el proceso utilizando NaOH 0,1 N como solución extractora. Todos los sobrenadantes se reunieron en un balón de 250 mL y se aforó. De este extracto se tomaron 6 alícuotas de 25 mL y se colocaron en vasos de precipitado de 50 mL, tres de éstas se secan en baño termostático a 60°C, una vez secas se cuantificó el carbono orgánico por combustión húmeda para obtener el carbono del extracto húmico total. Las otras tres alícuotas se acidificaron con H₂SO₄ concentrado hasta pH 1, dejándose reposar por 24 horas para posteriormente centrifugarse con el objetivo de separar los ácidos húmicos, los precipitados se disolvieron con hidróxido de sodio y se transfirieron a vasos de precipitados de 50 mL, se secaron en baño termostático a 60°C y se cuantificó el carbono por combustión húmeda para obtener el contenido de carbono de los ácidos húmicos.

A partir de estos valores se determinó los índices de madurez, humificación y polimerización de los compuestos de la materia orgánica.

Los índices de madurez se calcularon según las siguientes ecuaciones:

Índice de Humificación (IH) (Roletto *et al.*, 1985)

$$IH = \frac{C_{ext}}{COT} * 100$$

Donde

Cext: porcentaje de carbono del extracto húmico total

COT: porcentaje carbono orgánico total

Índice de Polimerización (IP) (Roletto *et al.*, 1985)

$$IP = \frac{AH}{AF}$$

Donde:

AH: Porcentaje de carbono de los ácidos húmicos

AF: Porcentaje de carbono de los ácidos fúlvicos

Tasa de Humificación: (TH) (Roletto *et al.*, 1985)

$$TH = \frac{AF+AH}{COT}$$

Materiales y métodos

Capacidad de intercambio catiónico

La capacidad de intercambio catiónico se determinó saturando la muestra con NH_4^+ después de desplazar los iones del complejo de intercambio con una solución de acetato de amonio 1 N a pH 7,0 (Sumner y Miller, 1996). Se colocaron 2 g de muestra en un erlenmeyer de 500 mL. Se agregaron 250 mL de acetato de amonio 1 N y se agitó durante 30 min. Se dejó reposar toda la noche. En embudos de Buchner se filtró con succión suave, utilizando los erlenmeyers de tubuladura lateral. El filtrado se hizo muy lentamente, de manera tal que el tiempo no sea menor a 2 horas. El exceso de amonio se realizó con 5 lavados con 40 mL de alcohol isopropílico al 99%. Se realizó la prueba de cloruros con nitrato de plata, de resultar positiva se continuó el lavado hasta que diera negativa. Posteriormente se agregaron 250 mL de solución acidulada de NaCl al 10%, en pequeñas porciones sucesivas, dejando que pase por el filtro completamente antes de agregar la siguiente. Este filtrado se recogió en un balón de 250 mL. De esta solución se destilaron 20 mL, utilizando NaOH al 50% para liberar el amonio, el cual es capturado en una solución de ácido bórico-indicador. Posteriormente se tituló con HCl 0,1 N.

Fósforo asimilable

El fósforo asimilable de la muestra es extraído con una solución de bicarbonato de sodio (NaHCO_3 0,5 M) con un pH 8,5. Para la extracción se colocaron 50 mg de muestra en un matraz de 125 mL, se agregaron 50 mL de solución extractora de bicarbonato de sodio 0,5 M a pH 8,5, se agitó por 30 minutos, posteriormente se filtró con filtro Whatman número 1., hasta filtrado transparente. Para la cuantificación se colocó en un tubo de ensayo 1 mL de solución diluida (20/100) 2 mL de ácido bórico y 3 mL una la mezcla de reactivos (50 mL de ácido sulfúrico+15 mL de solución de molibdato de amonio + 30 mL de solución de ácido ascórbico + 5 mL de solución de tartrato antimónico de potasio + 20 mL de agua destilada). Se esperó por lo menos 1 hora para que se desarrollase el color azul al máximo para medir absorbancia en un espectrofotómetro Shimadzu UV 1201 a 882 nm (Kuo, 1996).

Elementos totales

Los contenidos totales de P, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺ se determinaron a partir de las soluciones resultantes de disolver con agua regia las cenizas obtenidas de la incineración de las muestras, para lo cual se tomó 0,5 g de muestra seca (105°C) y molida (40 mesh) en un crisol de porcelana (aprox. 30 mL) se incineró en mufla a 540°C durante 6 horas de incineración, a la muestra incinerada se le agregó 10 mL de agua regia (300 mL HCl y 100 mL HNO₃ en 1 L de agua destilada) para disolver las cenizas, transfiriéndose a un balón aforado de 100 mL y aforándose con agua destilada (Mills y Benton Jones, 1996) la cuantificación del fósforo se realizó utilizando la misma metodología que para el fósforo asimilable, el K⁺ y el Na⁺, se cuantificó con un fotómetro de llama Corning 410 y para la cuantificación del Ca⁺² y Mg⁺², se empleó un espectrofotómetro de absorción atómica Varian SpectrAA 55B.

Luego que el suelo fue mezclado con las diferentes enmiendas químicas y orgánicas y fue sometido al ensayo de columnas simuladas se midieron los parámetros que midieron el efecto del lavado al suelos.

3.2. Parámetros que miden salinidad y sodicidad en el suelo.

Conductividad eléctrica

Este parámetro está estrechamente relacionado con la suma total de cationes, lo que permite establecer una estimación aproximada de la cantidad de sales que contiene. La conductividad eléctrica es una expresión numérica de la capacidad de una solución acuosa para permitir el paso de corriente eléctrica, indica la concentración de componentes ionizados presentes en la solución. Esta determinación se realizó en el extracto de saturación o en extracto acuoso obtenido La medida de este parámetro se determinó en un extracto de muestra seca/agua en una relación 1:10 p/v mediante el uso de un conductímetro Hanna instruments HI 8819 (Rhoades, 1996).

Cationes en solución

Para la determinación de los cationes en solución se empleó el extracto en el cual se determinó CE, se midieron los elementos Ca²⁺ y el Mg²⁺ en un

Materiales y métodos

espectrofotómetro de absorción atómica Varian SpectrAA 55B, y para la cuantificación de Na⁺ y del K⁺ se utilizó un fotómetro de llama Corning 410.

Con el valor de los cationes en solución se calculó el Radio de Absorción de sodio (RAS), con la siguiente ecuación:

$$RAS = \frac{Na}{\left(\frac{Ca + Mg}{2}\right)^{\frac{1}{2}}} = \leq 0 \geq \infty$$
$$\leq 0 \geq$$

Cationes asimilables

Para los cationes asimilables se empleó la extracción con acetato de amonio 1 N a pH 7 del primer filtrado obtenido en la determinación de la capacidad de intercambio catiónico, el Ca²⁺ y el Mg²⁺ se cuantificaron con un espectrofotómetro de absorción atómica Varian SpectrAA 55B, y para la cuantificación de Na⁺ y del K⁺ se utilizó un fotómetro de llama Corning 410.

Con estos valores se obtuvo el Porcentaje de Sodio Intercambiable (PSI), con la siguiente ecuación:

$$PSI = \frac{Na^{+}_{Int}}{(Na^{+}_{Int} + Ca^{2+}_{Int} + Mg^{2+}_{Int} + K^{+}_{Int})} * 100$$

4. Ensayos realizados

Se realizaron tres ensayos, el primero para la incubación de las enmiendas, el cual se realizó en columnas simuladas de suelo. Luego de tres meses de incubación, el efecto de las enmiendas en la bio remediación se midió a través de la evolución CO₂ del suelo y del crecimiento de plántulas de tomate (*Lycopersicum sculentum* Mill).

4.1. Columnas simuladas de suelo

La columna de suelo fue simulada en un tubo de polietileno de 7,1 cm de diámetro y 70 a 90 cm de longitud, según la altura de la mezcla del suelo con las enmienda (figura 9). El fondo de cada columna fue rellenado con 40 cm de arena

lavada para facilitar el drenaje, en la figura 10 se ilustran el conjunto de columnas utilizadas. En cada columna el suelo fue añadido en pequeñas porciones para obtener un llenado uniforme, se utilizó una cantidad de suelo igual para todas las columnas (1055 mg) la altura que ocupó dentro de las columnas dependió del tipo de enmienda orgánica y su proporción, la cual modificó la D_a del suelo ($1,328 \pm 0,05 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$). La altura varió desde 20 cm para el suelo sin enmienda hasta $38,33 \pm 0,8 \text{ cm}$ para el suelo enmendado con *Lemna* al 3,0% (tabla 8).

Antes de empacar el suelo fue caracterizado según la metodología presentada en la sección 3.1, y luego de tres meses de incubación se analizaron según la sección 3.2 del capítulo del III.

Tabla 9. Altura de la columna, masa de suelo y Densidad Aparente

Tratamientos	Altura en la columna de suelo (cm)	Masa del suelo + la enmienda (g)	D_a ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)
Testigo	20,00	1055,00	$1,3 \pm 0,05$
2 GR	20,00	1057,52	$1,3 \pm 0,05$
GR	20,00	1056,26	$1,3 \pm 0,05$
Compost 1,5%	21,50	1070,00	1,21
Compost 3,0%	23,00	1085,00	1,16
Vermicompost 1,5%	21,50	1070,00	1,21
Vermicompost 3,0%	23,00	1085,00	1,16
<i>Lemna</i> 1,5%	29,69	1070,00	1,09
<i>Lemna</i> 3,0%	38,33	1085,00	0,99
Compost 1,5% + GR	21,50	1071,26	1,21
Compost 3,0% + GR	23,00	1086,26	1,16
Vermicompost 1,5% + GR	21,50	1071,26	1,21
Vermicompost 3,0% + GR	23,00	1086,26	1,16
<i>Lemna</i> 1,5% + GR	29,69	1071,26	1,09
<i>Lemna</i> 3,0% + GR	38,33	1086,26	0,99

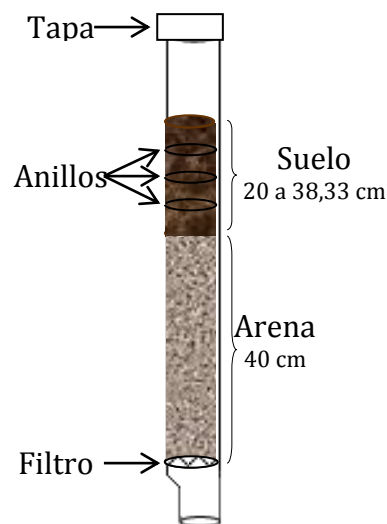


Figura 9. Diagrama de una columna simulada de suelo

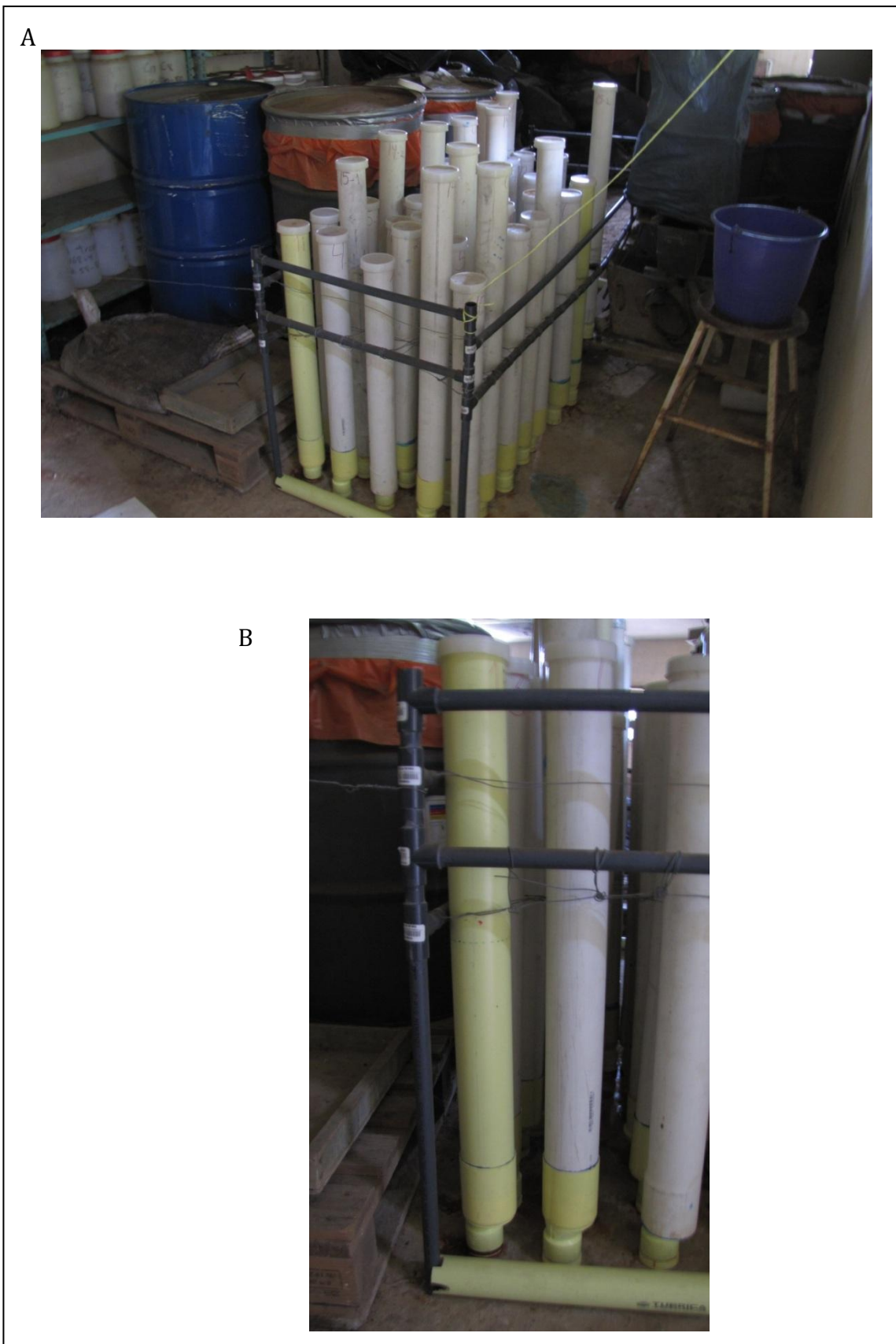


Figura 10 Vista general del grupo de columnas de suelo. B. Detalle de la Columna de suelo

Cantidad de agua aplicada a las columnas simuladas de suelo.

Se emplearon los registros de precipitación de la estación La Cañada, ubicada a $10^{\circ} 34'$ de Latitud Norte y $71^{\circ} 44'$ de Longitud Occidental, en el municipio La Cañada de Urdaneta del estado Zulia – Venezuela; se utilizaron los datos correspondiente a los años 2005 hasta 2010 (figura 11) los cuales fueron suministrados por el Servicio de Meteorología de las Fuerzas Aéreas Venezolanas (FAV).

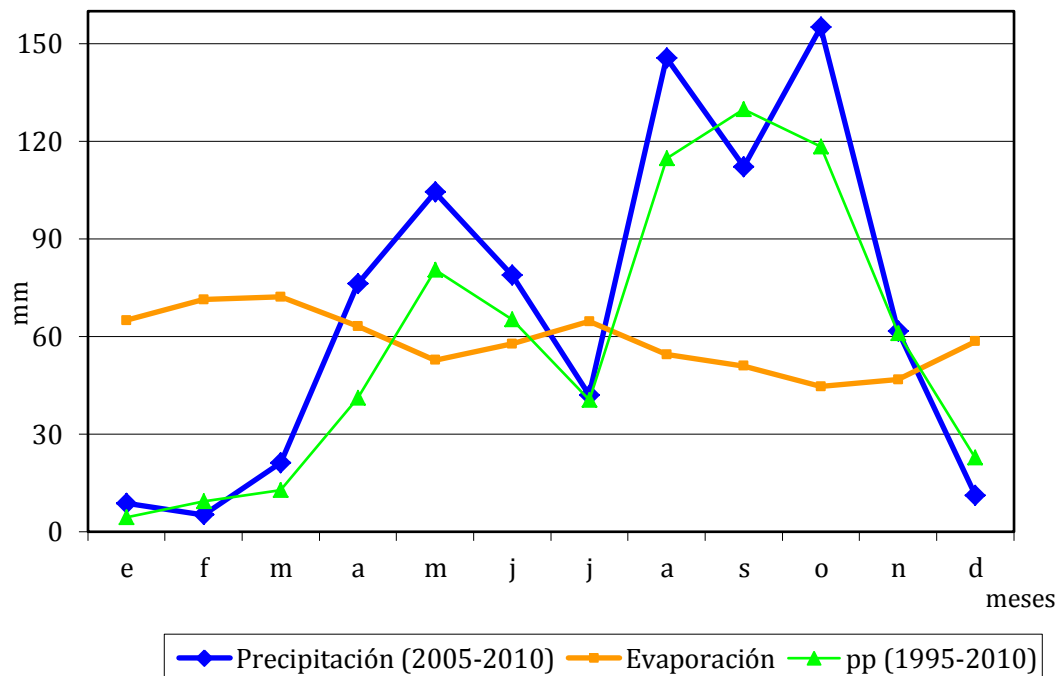


Figura 11 Precipitación y Evaporación de la Estación Meteorológica la Cañada ($10^{\circ} 34' N$, $71^{\circ} 44' O$) 2005-2010

Con estos datos se generó la tabla 10, en donde se presenta el cálculo de la diferencia de la precipitación y la evapotranspiración en la zona en estudio, luego se toma sólo los meses en que la precipitación fue mayor que la evaporación generando datos positivos, y con ellos se generó los cálculos de la Infiltración (tabla 11). En Venezuela no existen suficientes datos de evapotranspiración (Khan *et al.*, 1998; Méndez-Arocha y Rojas, 1973; Trezza, 2008) por lo tanto se utilizó el valor de 0,8 como coeficiente de asociación entre la evaporación medida por el método de tina y la evapotranspiración (Padilla, 1964; López y Mathison 1967).

Materiales y métodos

Tabla 10 Precipitación, Evaporación y Evapotranspiración promedio mensual de la Estación Meteorológica la Cañada (10° 34' N, 71° 44' O) 2005-2010

	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre
PPT	8,77	5,23	21,22	76,25	104,45	78,9	42,05	145,65	112,2	155,1	61,77	11,23
EVP	65	71,4	72,2	63,2	52,83	57,83	64,67	54,5	51	44,67	46,8	58,5
EVTP	52,00	57,12	57,76	50,56	42,27	46,27	51,73	43,60	40,80	35,73	37,44	46,80
Diferencia PPT-EVTP	-43,23	-51,89	-36,54	25,69	62,18	32,63	-9,68	102,05	71,40	119,37	24,33	-35,57

Donde:

PPT: Precipitación mensual promedio de los años 2005-2010

EVT: Evaporación

EVTP: Evapotranspiración (EVT*0,8).

Tabla 11. Cálculo de la Escorrentía e Infiltración

Σ PPT en los mesen ocurrió escorrentía	734,32 mm
Σ EVTP en los mesen ocurrió escorrentía	296,67 mm
Escorrentía	0,97
Infiltración	436,68 mm
Volumen por columna simulada de suelo	1,83 L
Volumen diario·3 meses ⁻¹	20,32 mL·d ⁻¹
Volumen aplicado cada 3 días·3 meses	60.92 mL·3 días ⁻¹

CN= Número de Curva. (USDA)

Suelo: Tipo A, Vegetación: Pastizales, Condición Hidrológica: Buenas, Forma de Explotación: C.

Infiltración= PPT-EVTP+Q (L·m⁻²)

$$\text{Infiltración} = \text{PPT} - (\text{EVTP} + \text{Q}) = 734,32 - (296,67 + 0,97) = 436,68$$

$$S = \left(\frac{25400}{\text{CN}} \right) - 254 = 3979,33$$

$$Q = \frac{(P - 0,2S)^2}{(P + 0,8S)} = 0,97$$

Donde:

Q= Escorrentía. calculada por el Método del Número de Curva (USDA).

P= Precipitación (mm)

CN= Numero de curva

4.2. Evolución de CO₂:

Se determinó el carbono mineralizado durante siete días al inicio y al final del ensayo de las columnas simuladas. La medición de la evolución de CO₂ se realizó mediante el método de incubación estática (Stotzky, 1965; Anderson, 1982). Se colocaron 50 g de suelo o mezclado con las enmiendas al 50% de su capacidad de retención de humedad, la cual se determinó a 1/3 de succión en las ollas para determinar de las curvas de retención de humedad (figura 12). En un recipiente herméticamente cerrado sobre el cual se colocó un envase con 25 mL de NaOH 0,1M, después de veinticuatro horas el CO₂ retenido fue precipitado con BaCl₂ 2N y titulado con HCl 1 M, usando fenolftaleína como indicador, este procedimiento se repitió durante 7 días hasta que la evolución de CO₂ se estabilizó (figura 13).

Para el cálculo del C-CO₂ se utilizó la siguiente ecuación:

$$\text{mg CO}_2 = (B - V) * NE$$

Donde:

B= volumen (ml) del HCL gastado en la titulación del NaOH colocado en el blanco.

V= volumen (ml) del HCL gastado en la titulación del NaOH donde se colectó el CO₂ de cada muestra de suelo,

N= normalidad del HCL

E= peso equivalente del C-CO₂

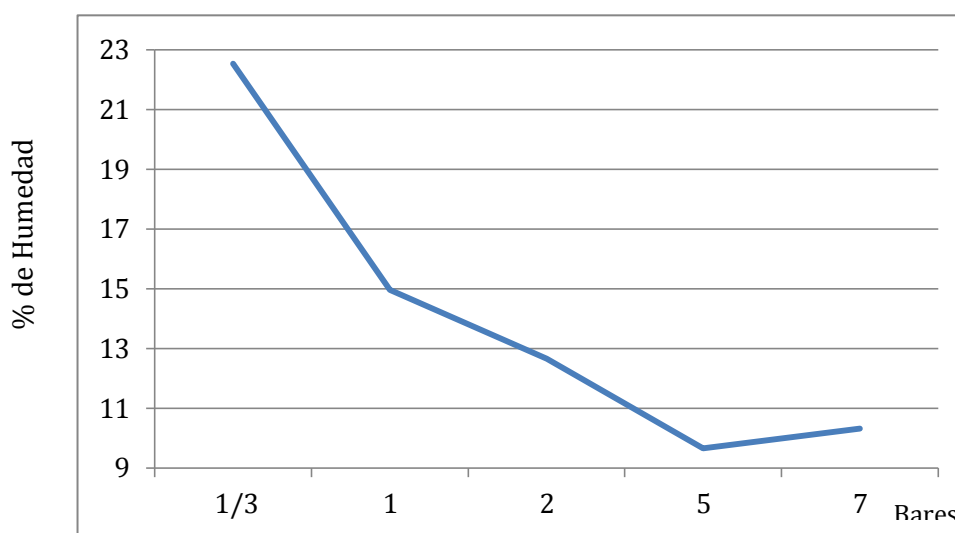


Figura 12 Curva de retención de humedad del suelo utilizando ollas a presión, según la metodología de Richards (1947).

Porcentaje de mejoramiento de las enmiendas.

Tomando en cuenta el C-CO₂ acumulado a los siete días fue expresado en porcentaje medido al inicio y después de tres meses de aplicar las enmiendas y el agua para el lixiviado de las sales, fue calculado según Nwachukwu y Pulford (2011) según la siguiente ecuación:

$$\% \text{ Mejoramiento} = \left(1 - \frac{C}{D}\right) * 100$$

Donde:

C= C-CO₂ acumulado antes de la enmienda suelo.

D= C-CO₂ acumulado después de la enmienda del suelo.



Figura 13. Materiales utilizados para medir evolución de CO₂

4.3. Crecimiento de plántulas de Tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill)

Para evaluar el efecto de las enmiendas sobre el crecimiento de plantas de tomate, se realizó un ensayo en el vivero de la Facultad de Agronomía de la Universidad del Zulia (LUZ) ubicado en la ciudad de Maracaibo (Venezuela) a 25 m.s.n.m. en las siguientes coordenadas geográficas: LN 10° 41' y LO 71° 38.

Se utilizó el horizonte superficial (0-20 cm) del suelo problema, con una textura FL bien drenado, el cual se le aplicó las enmiendas según los tratamientos planteados (tabla 7). Para el ensayo se utilizaron semillas certificadas de tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill.) c.v. Río Grande, las cuales antes de ser sembradas se humedecieron por dos horas, para acelerar el proceso de germinación.

Luego éstas se sembraron en recipientes plásticos con perforaciones en el fondo de 250 mL de capacidad, conteniendo 300 g de la mezcla de suelo con las diferentes enmiendas en dosis de 1,5% y 3,0% en peso seco (aproximadamente 40 y 80 Mg ha⁻¹ en base seca respectivamente) para ser evaluadas en la fase de plántulas o fase inicial, en cada recipiente se colocaron dos semillas, se aclaró una semana después dejando en cada recipiente una planta, durante todo el ensayo se regaron a diario dos veces al día hasta capacidad de campo, no se aplicó fertilizante ni fungicida. A los 30 días de iniciada la experiencia, las plántulas fueron cosechadas para su evaluación (figura 14). Se evaluó al inicio y al final del periodo de incubación en las en las columnas del suelo.

5. Análisis Estadísticos

Análisis estadístico

Todas las determinaciones se hicieron por triplicado y cada una de las experiencias fue estudiada mediante análisis de varianza, y una vez determinada la significancia estadística, se procedió a realizar las pruebas de media por Tukey, para lo cual se utilizó el paquete para análisis estadístico Statistix v. 9. (2009)

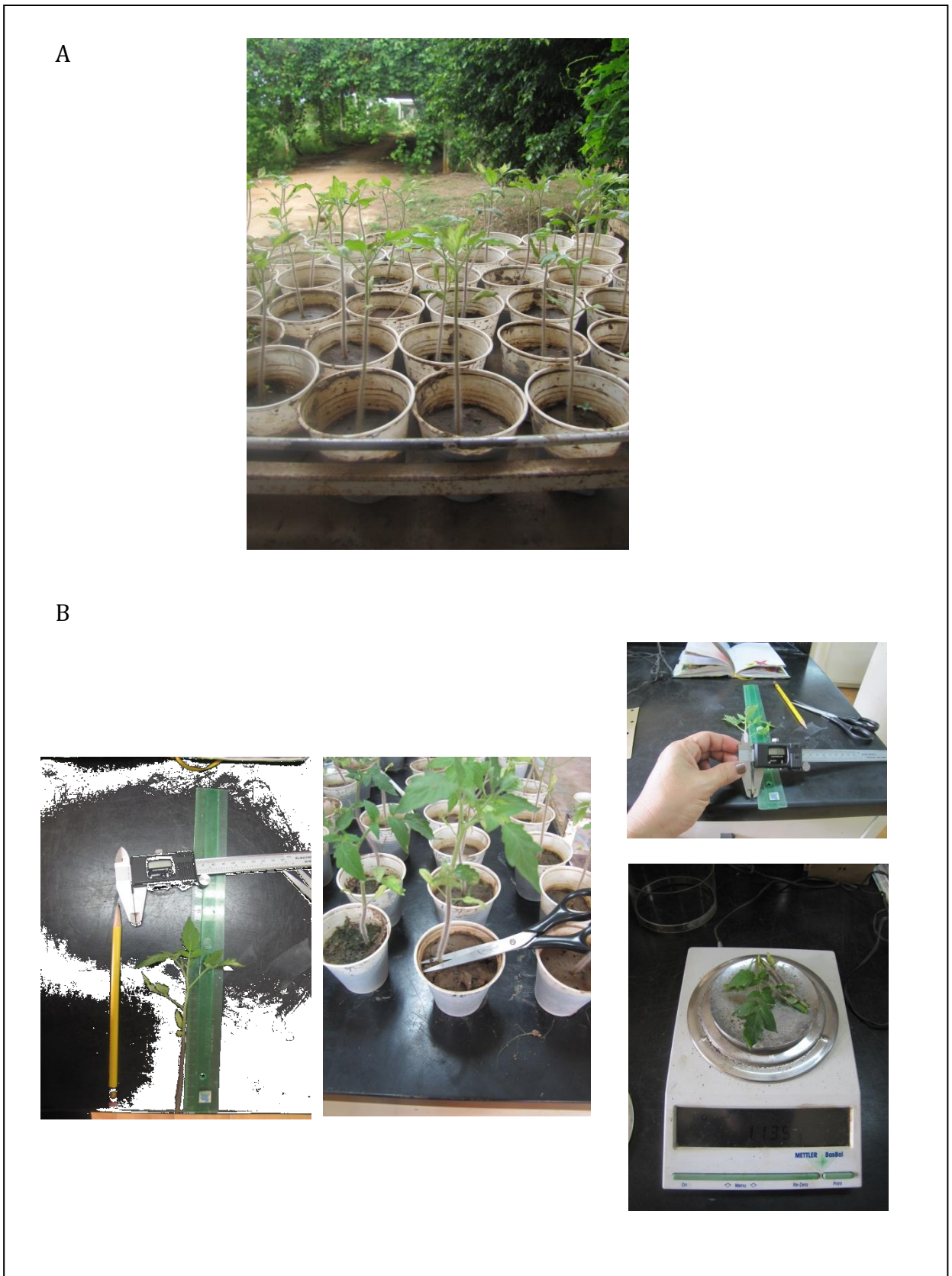


Figura 14 A. Plántulas de tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill.). B. Detalles de las mediciones.

Capítulo IV

Resultados y discusión

III Resultados y discusión

1. Caracterización física del suelo.

En la tabla 12 se presentan el análisis mecánico del suelo objeto de estudio en la cual se destaca la ausencia de esqueleto grueso (>2 mm). En la fracción tierra fina, predomina la fracción limosa (55%), característico de las posiciones de napa de limo de desborde; que permite pronosticar problemas físicos asociados al encostramiento, sellado y baja estabilidad estructural al superar el límite establecido (35%) para la condición de suelo manejado en condiciones de seco (Pla, 1983).

Tabla 12 Caracterización física del suelo.

Análisis Mecánico			
%	%	%	Clasificación
Arena	Limo	Arcilla	Textural
27,50	55,00	17,50	F.L

2. Caracterización química del suelo

En la tabla 13 se pueden observar los resultados de la caracterización química del suelo, previo a la aplicación de las enmiendas. Se trata de un suelo ligeramente básico con un pH 7,2. La $CE_{1:2,5}$ en suspensión se acerca al límite clásico de $4,0 \text{ dm}^{-1}$ para considerarlo como un suelo salino (USSDA, 1954). En el extracto de saturación la CE_{extr} alcanza los $12,46 \text{ dSm}^{-1}$ que lo clasifican como un suelo severamente salino (USSDA, 1993). Sin embargo, las tendencias actuales al momento de clasificar los suelos en relación a la contaminación de sales toman en cuenta la relación de estos índices con la respuesta de los cultivos a este problema (Hoffman y Shano, 2007). más que los índices mismos de salinidad de los suelos.

Tabla 13. Caracterización química del suelo.

pH (1:2)	CE	CE _{ext}	P	Elementos Intercambiables (cmol·kg ⁻¹ de suelo)						Bases Totales
	1:2 (dS·m ⁻¹) 25°C	1:1	Bray cmol·kg ⁻¹ ₁	NH ₄ OAC				KCl		
				Ca ²⁺	Na ⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Al ³⁺		
7,16±0,03	3,51±0,5	12,46 ±0,35	283±1,9	12,03±0,73	2,77±0,17	1,94±0,19	0,48±0,03	-	17,22	
				CIC ₁	CIC ₂	SB ₁	SB ₂	PSI	PSI ₂	
				cmol·kg ⁻¹ de suelo		%		%		
				18,7±0,61	17,2±0,28	92,08	100	14,8±0,12	16,08±0,27	
Cationes en extracto saturado (meq·L ⁻¹)				Aniones en extracto saturado (meq·L ⁻¹)						
Ca ²⁺	Na ⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Cationes Totales	CO ₃	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ⁼	Aniones Totales	RAS
61,71±6,8	36,17±1,4	8,37±1,0	0,46±0,0	106,71	-	5,0±1,22	107±44,99	5,52±1,14	117,52±46,68	6,20±0,1

¹CIC_{AcNH₄}, método de Acetato de Amonio a pH 7²CIC_e, sumatoria de bases

La relación de bases intercambiables con la CIC determinada por el método de Acetato Amonio a pH 7 (CIC_{AcNH_4}) y por la suma de bases intercambiables (CIC_e), caracterizan este suelo como poco lavado al presentar valores de saturación mayores al 90%, que desde el punto de vista de fertilidad de suelos es considerado como favorable (De la Rosa, 2008), a no ser por la alta relación que presenta el Na^+_{inter} (PSI) con valores de 14,8%, cercano al 15%, con la CIC_{AcNH_4} y la CIC_e superiores al límite para ser considerados como un salino-sódico (USSDA, 1993).

El análisis cuantitativo de aniones y cationes expresado en la misma tabla 12, permiten clasificar al Cl^- como el anión Na^+ y Ca^{+2} como los cationes predominantes, lo que permite afirmar que el efecto osmótico de las sales prentes están asociadas al $CaCl_2$ y $ClNa$. El balance entre cationes y aniones totales es favorables a éstos últimos y pudiera anticipar el efecto toxico a las plantas.

3. Caracterización de las enmiendas orgánicas.

En las tabla 14 se presenta la caracterización química de las enmiendas orgánicas utilizadas. La CE para el compost y vermicompost se encuentran por debajo al $1 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$, coincidiendo con lo reportado por Valenzuela *et al.*, (1998) y Duran y Henríquez (2007), sin embargo, se han señalado CE mayores ($4,23 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$) indicando que es por la presencia de Na^+ (Hernández *et al.*, 2010).

El sustrato conformado por la *Lemna* fresca registró el más alto valor de CE con $8,9 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$, esto debido a que fue el sustrato con el mayor porcentaje de Na^+ (0,06%), sin embargo, este valor está por debajo al reportado por Mármol (2010) de $15 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$, con un porcentaje de Na^+ de 3,6.

En el contenido de elementos totales se encuentra entre los rangos reportados por Valenzuela *et al.*, (1998), Duran y Henríquez (2007) y Hernández *et al.*, 2010),

Se realizó fraccionamiento orgánico de las enmiendas, compost y vermicompost, índice de humificación (IH) y el índice de polimeración (IP), que están basados en la fracción de materia orgánica más estable, éstos han probado ser adecuados para describir y evaluar la estabilidad del compost durante la maduración (Baffi *et al.*, 2007).

El mayor IH observado fue de 16,4 y 15,9 para el vermicompost y compost respectivamente (tabla 15) lo que refleja una materia orgánica estabilizada. Mármol (2010) quien trabajó con el mismo sustrato de *Lemna*, señala un IH de 0,17, este bajo valor se justifica por ser un material verde. Sin embargo, otros autores han señalado IH bastante bajos en vermicompost con valores de 0,28 (Hernández *et al.*, 2010).

El IH es un parámetro que estima la calidad de los materiales orgánicos, indicando la cantidad del carbono no humificado en relación al carbono humificado. Por lo que puede referirse que en las enmiendas orgánicas analizadas la cantidad de carbono orgánico es mucho más alta que aquel que logró humificarse. Acosta *et al.* (2004) encontraron valores más bajos, al comparar tres residuos orgánicos: lodos residuales, estiércol de chivo y residuos de sábila con 5,90; 5,30 y 1,90 de IH respectivamente.

El IP ha sido considerado como el mejor indicador de madurez y humificación (Iglesias-Jiménez y Pérez-García, 1992) lo que refleja la formación de moléculas complejas (AH) a partir de moléculas simples (AF). En la tabla 15 puede observarse valores de 17,64 y 16,28 para el compost y vermicompost respectivamente, Mármol (2010) indica un IP para la *Lemna* de 0,36. E.

Tomando en cuenta lo referido por Inbar *et al.* (1990), quienes consideran que un valor índice de polimerización mayor que 1,6 indica la madurez del compost, se puede afirmar entonces que las enmiendas orgánicas, compost y vermicompost, estaban maduras y que por su naturaleza fresca de la *Lemna*, era un material sin maduración.

Gascó *et al.* (2005) indican valores más altos (30,2 y 8,46) y menores (0,26 y 0,86), al estudiar lodos residuales, señalando que este parámetro es adecuado para estudiar el grado de polimerización de los sustratos orgánicos. Al igual que en el suelo, donde las condiciones ambientales y la naturaleza de la vegetación, como fuentes de la materia orgánica, influyen en su mineralización (Guerrero *et al.* 2002).

Resultados y Discusión

Tabla 14. Caracterización química de las enmiendas utilizadas

	CE _{1:5} dS·m ⁻¹ 25°C	Elementos Totales					
		N	P	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺
				(%)			
Compost	0,43	1,3	0,9	2,9	0,53	0,0076	0,0047
Vermicompost	0,78	1,8	1,6	1,9	0,7	0,0082	0,0047
<i>Lemna</i> spp.	8,86	1,3	0,3	0,6	0,27	0,0184	0,0560

Tabla 15. Fraccionamiento y parámetros de humificación de la materia orgánica de las enmiendas utilizadas

	Carbono (C) Total %COT	C- Extraíble Total %C _{ext}	C-Ácidos Fúlvicos %AF	C-Ácidos Húmicos %AH	C-Sustancias no Húmicas %	IH	IP	TH
Compost	16,18±1,10	2,59±0,15	0,084±0,007	1,48±0,22	0,209±0,013	15,98	17,64	9,99
Vermicompost	17,01±0,77	2,79±0,3	0,085±0,011	1,39±0,39	0,209±0,013	16,40	16,48	8,69

$$\text{Índice de humificación, } IH = \frac{C_{ext}}{COT} * 100$$

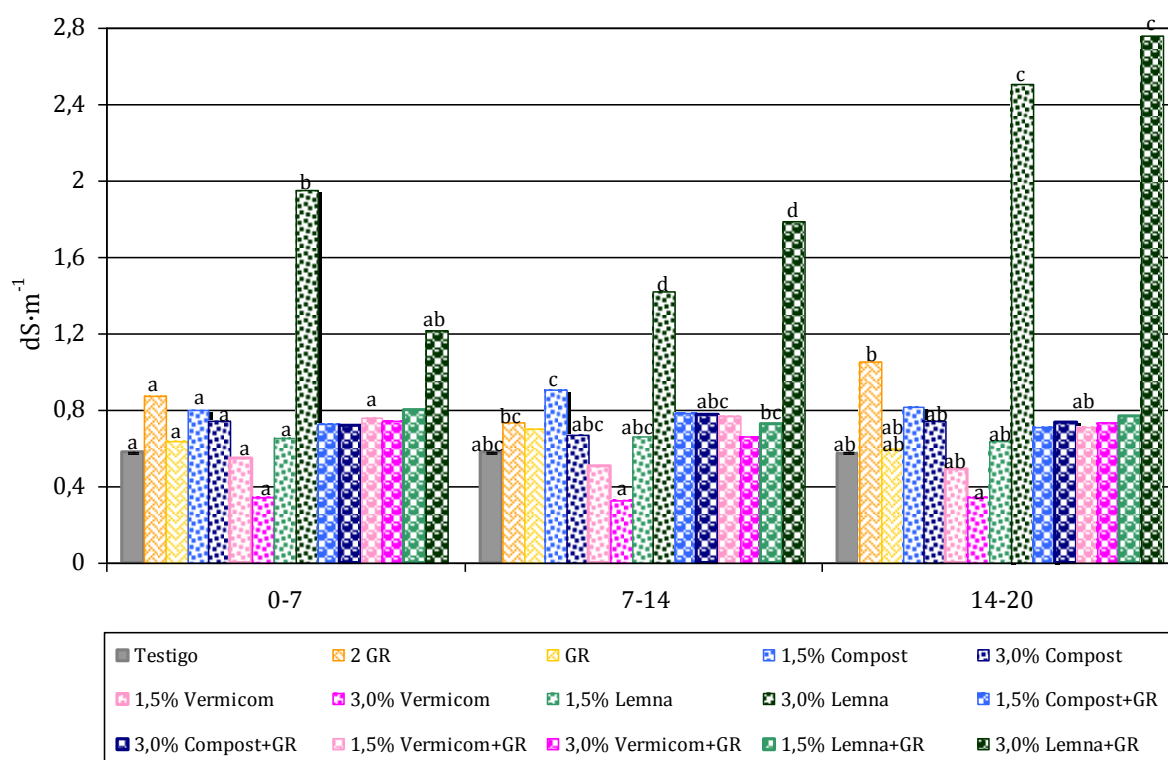
$$\text{Índice de polimerización, } IP = \frac{AH}{AF}$$

$$\text{Tasa de humificación, } TH = \frac{AF+AH}{COT} * 100$$

4. Parámetros de salinidad del suelo: CE_{ext} , RAS y PSI.

Dentro de cada una de las secciones de la columna simulada de suelo se registraron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los tratamientos, en donde se registró la CE más alta fueron aquellos con las dosis más altas de *Lemna* indistintamente de la aplicación de yeso, los menores valores se presentaron en el tratamiento de 3% de vermicompost (figura 15). Sin embargo, no se presentaron diferencias entre las tres profundidades, por lo cual, para las demás variables de RAS, PSI, y sales intercambiables y solubles se utilizaron las medias ponderadas por profundidad de cada sección de la columna.

Estos resultados difieren de varios autores (Khosla *et al.*, 1979; Wong *et al.*, 2009) los cuales indican que con el lavado de las sales, estas se acumulan en las capas más profundas, aumentando así la CE a medida que aumenta la profundidad.



Dentro de cada profundidad letras diferentes difieren con una probabilidad del 0,05%, según la Prueba de medias de Tukey

Figura 15. Conductividad Eléctrica a diferentes profundidades de la columna de suelos salinos enmendados con diferentes fuentes orgánicas

Esto sugiere que el lixiviado ocurrió a través de los 20 cm de suelo de la columna, acumulándose las sales fuera del perfil y por lo tanto no se observan las diferencias esperadas. Khosla *et al.*, (1979) indican que se produjo un 80% de la salinidad del suelo con 0,4 cm de agua·cm⁻¹ de profundidad de suelo. Es importante señalar que aunque con los tratamientos con *Lemna* fue donde se registraron los valores más altos de CE, estas fueron aproximadamente 22% más bajas que la CE inicial del suelo problema.

Se observó una reducción de la 97,30% en la CE para el tratamiento de Vermicompost al 3,0% diferenciándose significativamente de la menor reducción (84%) para los tratamientos con *Lemna* al 3,0%; el tratamiento testigo no se diferenció del mayor porcentaje de reducción de CE con 95% (tabla 16). Makoi y Verplancke (2010) evaluando diferentes métodos de la colocación de yeso, observaron la mayor reducción (52,5%) en la incorporación dentro los primeros 20 cm de suelo y en su suelo control apenas un 5,96%, usando sólo las lluvias naturales para el lixiviado de sales, por lo que sería importante considerar la aplicación de agua además de las enmiendas.

Este alto contenido de Na⁺ en la enmienda fresca conformada por la *Lemna*, permitió que en los suelos salino sódico con una CE, PSI y RAS de 12,46 dS·m⁻¹, 15,77 y 6,20 respectivamente (tabla 13) al ser enmendados con este sustrato fresco al 3% en base seca, se registraran altos valores de estos parámetros en relación al testigo el cual no recibió ninguna enmienda (figura 16)

Jalali y Ranjbar (2009) señalan que la CE se incrementa por 163, 103 y 120% en respuesta a los tratamientos de estiércol de aves, de oveja y yeso respectivamente debido a la alta cantidad de cationes y aniones de estos sustratos.

Wang *et al.*, (2004) indican que con el tiempo de compostaje el bio abono tiende a incrementar la C.E., pueden llegar hasta materiales con más de 20 dS·m⁻¹. Los estiércoles del ganado contienen una elevada cantidad de sales y la incorporación continua a áreas bajo cultivo podría eventualmente evolucionar a suelos salinos (Hao y Chang, 2001; Jiménez *et al.*, 2004) afectando el desarrollo de las plantas. Como lo señalan Gascó y Lobo (2007) que en la regulación de los

materiales orgánicos no sólo se debe tomar en cuenta el contenido de metales pesados sino también el contenido de sales.

Tabla 16. Reducción de CE_{extr} en el suelo de la columna después de la enmienda orgánica

Tratamientos	CE_{extr} inicial	CE_{extr} Final	CE_{extr} Reducido	% CE_{extr}
Testigo		0,58±0,02 bc	11,88±0,02 ab	95,36±0,14 ab
2GR		0,87±0,09 b	11,58±0,09 b	92,96±0,69 ab
GR		0,64±0,10 bc	11,82±0,10 ab	94,85±0,82 ab
Compost 1,5%		0,84±0,02 b	11,62±0,02 ab	93,23±0,16 ab
Compost 3,0%		0,72±0,07 bc	11,74±0,07 ab	94,24±0,54 ab
Vermicompost 1,5%		0,51±0,18 bc	11,95±0,18 ab	95,89±1,41 ab
Vermicompost 3,0%		0,34±0,01 a	12,12±0,00 a	97,30±0,05 ^a
<i>Lemna</i> 1,5%	12,46±0,35	0,65±0,26 bc	11,81±0,26 ab	94,76±2,07 ab
<i>Lemna</i> 3,0%		1,93±0,54 c	10,53±0,54 c	84,52±4,29 bc
Compost 1,5%+GR		0,74±0,05 bc	11,72±0,05 ab	94,04±0,41 ab
Compost 3,0%+GR		0,76±0,01 bc	11,70±0,01 ab	93,92±0,09 ab
Vermicompost 1,5%+GR		0,75±0,05 bc	11,71±0,05 ab	93,99±0,42 ab
Vermicompost 3,0%+GR		0,71±0,02 bc	11,75±0,02 ab	94,28±0,17 ab
<i>Lemna</i> 1,5%+GR		0,75±0,02 bc	11,71±0,02 ab	94,00±0,19 ab
<i>Lemna</i> 3,0%+GR		1,94±0,15 c	10,52±0,15 c	84,40±5,79 c

Letras diferentes difieren con una probabilidad del 0,05%, según la Prueba de Medias de Tukey

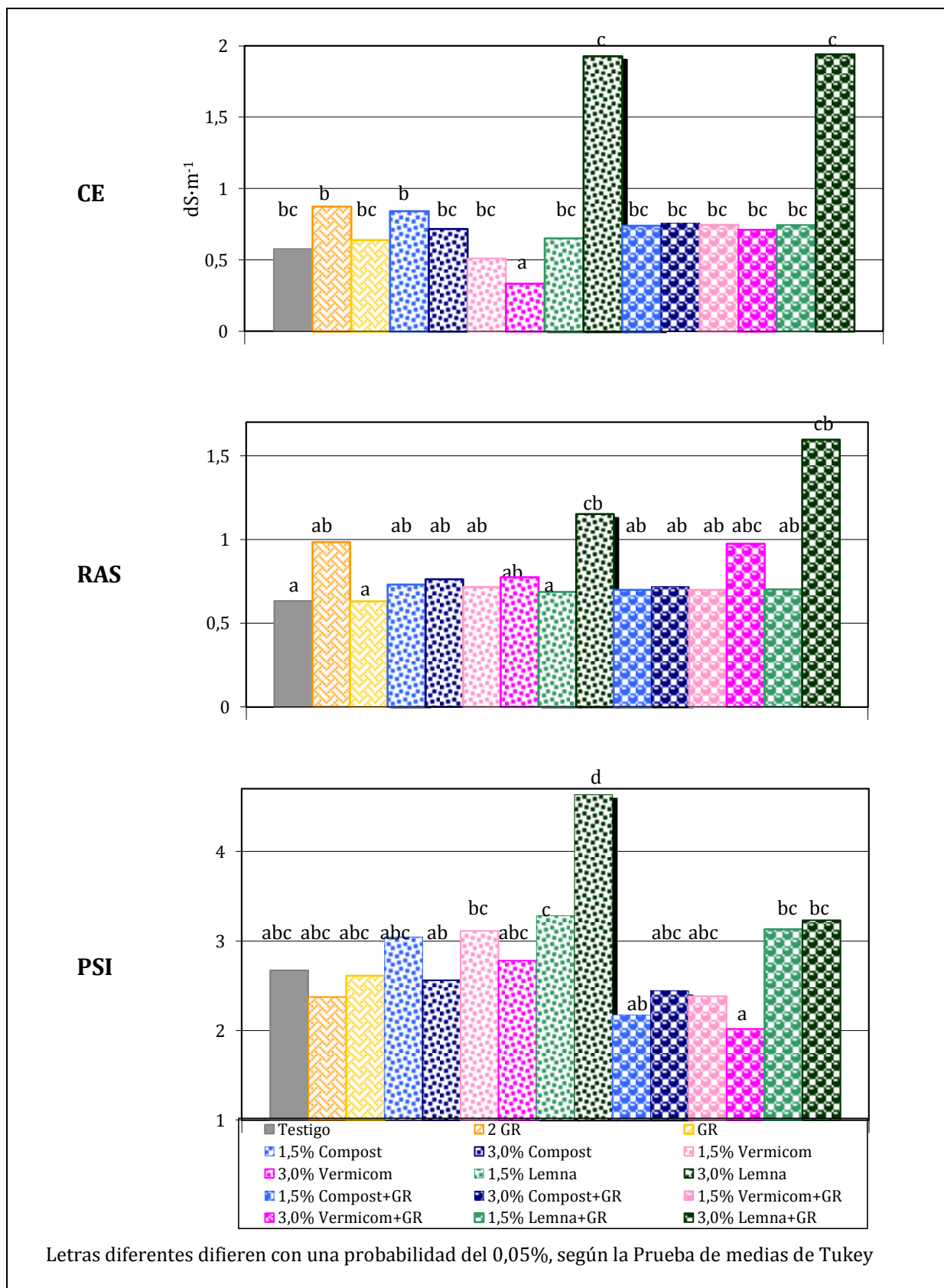


Figura 16. Propiedades del suelo del perfil de la columna. CE, RAS y PSI

Jalali y Ranjbar (2009) encontraron una reducción significativa en el suelo del PSI con el tratamiento con materia orgánica señalando que se debió a que enmienda orgánica favorece la lixiviación de Na^+ . Tejada *et al.*, (2006) observaron una disminución constante y marcada del PSI a lo largo de cinco años de evaluación por la aplicación de materia orgánica.

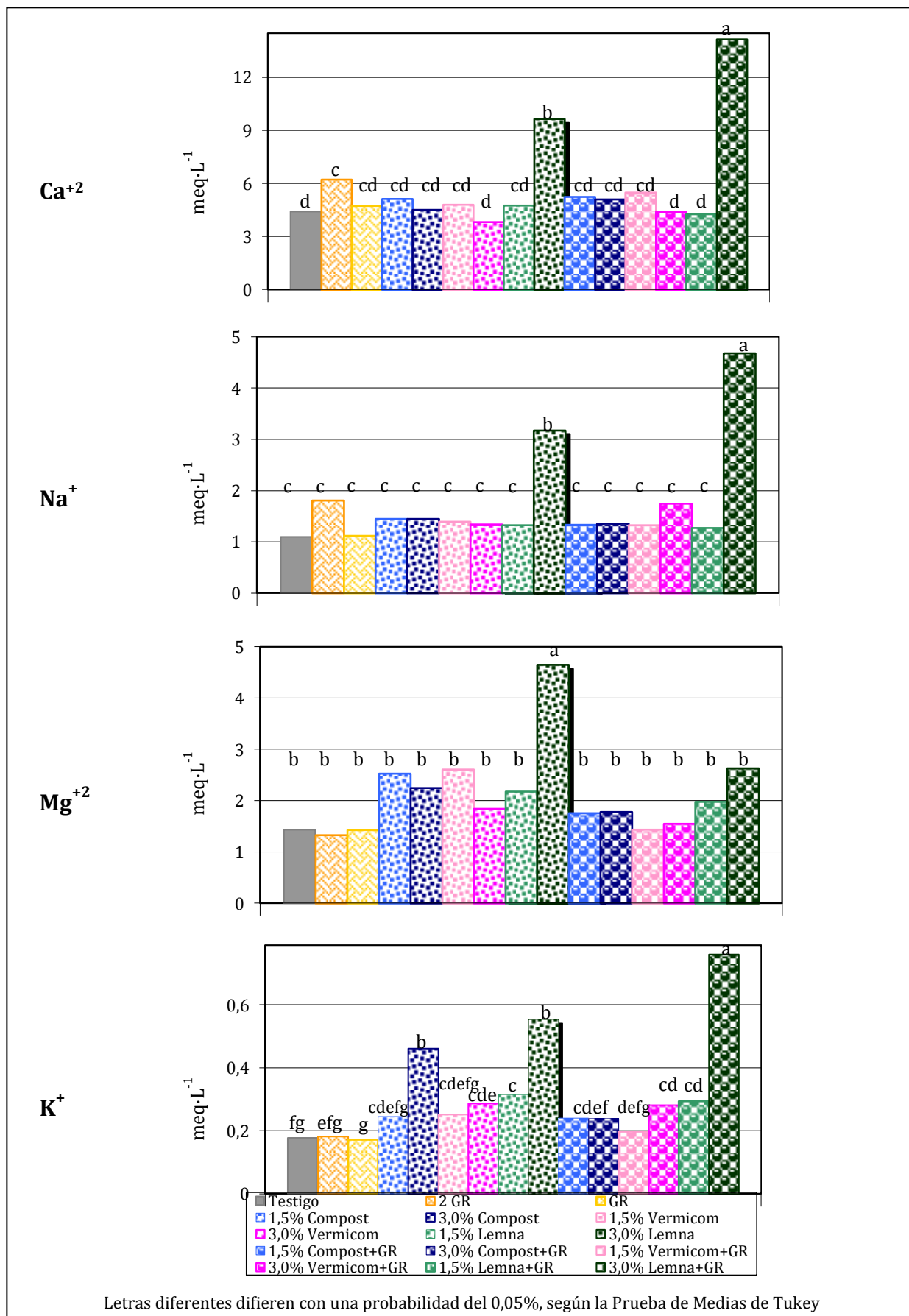
No todo restos frescos pueden ser utilizados en la bio recuperación, Tejada *et al.*, (2008) al usar vinaza de remolacha fresca observaron que las propiedades físicas, químicas y biológicas se deterioraron a pesar del alto contenido de materia orgánica en el suelo, posiblemente debido a los altos contenidos de catión monovalente Na^+ . Esta consideración debe tomarse en cuenta con el uso de la *Lemna* la cual tiene altos contenidos de Na^+ ($560 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

El riesgo de utilizar materiales frescos podría ser posiblemente fuentes de patógenos y metales pesados, en ningún caso el uso de sólo materiales frescos es recomendado para la bioremediación, alternativamente el compost es un biofertilizante recomendado ya que el proceso de elaboración se eliminan estos patógenos potenciales antes de enmendar el suelo (Pascual *et al.*, 1999).

Para una adecuada remediación no es suficiente el lavado de sales para bajar la CE y el RAS, hace falta que este lavado este acompañado de enmiendas con yeso para que el Na^+ sea remplazado de los sitios de intercambio y así disminuir el PSI y el riesgo potencial que un suelo salino se convierta en un suelo sódico (Khosla *et al.*, 1979).

4.1 Sales en Solución

Se registraron diferencias significativas ($p < 0,05$) para los cationes en solución (Ca^{+2} , Na^+ , Mg^{+2} y K^+), la enmienda que registró los más altos valores fue la *Lemna* en su proporción más alta con 14,2; 3,8; 4,68; 2,63 y 0,76 $\text{meq}\cdot\text{L}^{-1}$ para Ca^{+2} , Na^+ , Mg^{+2} y K^+ respectivamente (figura 17). Sin embargo, para todos los tratamientos, incluso para esta enmienda, hubo una reducción de los cationes, excepto para el potasio, en relación a los cationes iniciales contenidos en el suelo que fueron de 61,7; 36,2; 8,4 y 0,5 76 $\text{meq}\cdot\text{L}^{-1}$ para Ca^{+2} , Na^+ , Mg^{+2} y K^+ respectivamente,



Letras diferentes difieren con una probabilidad del 0,05%, según la Prueba de Medias de Tukey

Figura 17 Cationes en la solución del extracto de pasta del suelo en el perfil de la columna de suelo enmendado con fuentes orgánicas.

4.2. Sales intercambiables

Todas las sales intercambiables disminuyeron en más de un 50% después de la bioremediación. Se registraron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre tratamientos.

En el catión donde se registraron menos diferencia fue el Na^+ (figura 17) sin embargo, este disminuyó en relación al contenido de $\text{Na}^+_{\text{inte}}$ inicial en más del 86%, en el tratamiento de la aplicación de yeso a la proporción dos veces su requerimiento (2GR) se observó el menor valor ($0,38 \text{ cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ suelo de Na^+), no obstante, este no se diferenció significativamente ($p > 0,05$) del resto de los tratamientos, excepto con el tratamiento con *Lemna* al 3% con $0,85 \text{ cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ suelo) con una reducción de Na^+ de 69% (tabla 17).

Makoi y Verplancke (2010) mostraron porcentajes de reducción de sodio en un 55% con la aplicación de yeso al 100% GR frente a 28,3% en suelos no enmendados. Walker y Bernal (2008) señalan que la ventaja de utilizar materiales orgánicos como enmiendas en suelos salinos se debe a que mejora significativamente las propiedades químicas de los mismos al incrementar el CIC y el K^+ intercambiable limitando la entrada del Na^+ dentro del complejo de intercambio catiónico.

Resultados y Discusión

Tabla 17. Porcentaje de cambio en el contenido de $\text{Na}^+_{\text{inter}}$ después de aplicar las enmiendas orgánicas

Tratamientos	Na^+_{int} inicial	Na^+_{int} final	Na^+_{int} reducido	% Na^+_{int}	
	cmol·kg ⁻¹ suelo				
Testigo		0,42±0,01	2,35±0,01	85,55± 1,17	a
2 GR		0,38±0,02	2,39±0,02	86,14±0,77	a
GR		0,43±0,05	2,34±0,05	84,43±1,90	a
Compost 1,5%		0,54±0,11	2,23±0,11	80,60±4,01	a
Compost 3,0%		0,50±0,03	2,27±0,03	81,96±1,10	a
Vermicompost 1,5%		0,57±0,11	2,20±0,11	79,34±4,04	a
Vermicompost 3,0%		0,52±0,12	2,25±0,12	81,22±4,25	a
<i>Lemna</i> 1,5%	2,77	0,56±0,04	2,21±0,04	79,76±1,30	a
<i>Lemna</i> 3,0%		0,84±0,12	1,93±0,12	69,72±4,28	b
Compost 1,5% + GR		0,42±0,04	2,35±0,04	84,75±1,33	a
Compost 3,0% + GR		0,46±0,00	2,31±0,00	83,33±0,07	a
Vermicompost 1,5% + GR		0,44±0,06	2,33±0,06	83,94±1,99	a
Vermicompost 3,0% + GR		0,41±0,06	2,36±0,06	85,25±2,24	a
<i>Lemna</i> 1,5% + GR		0,57±0,03	2,20±0,03	79,39±0,99	a
<i>Lemna</i> 3,0% + GR		0,60±0,09	2,17±0,09	78,51± 3,16	a

Letras diferentes difieren con una probabilidad del 0,05%, según la Prueba de medias de Tukey

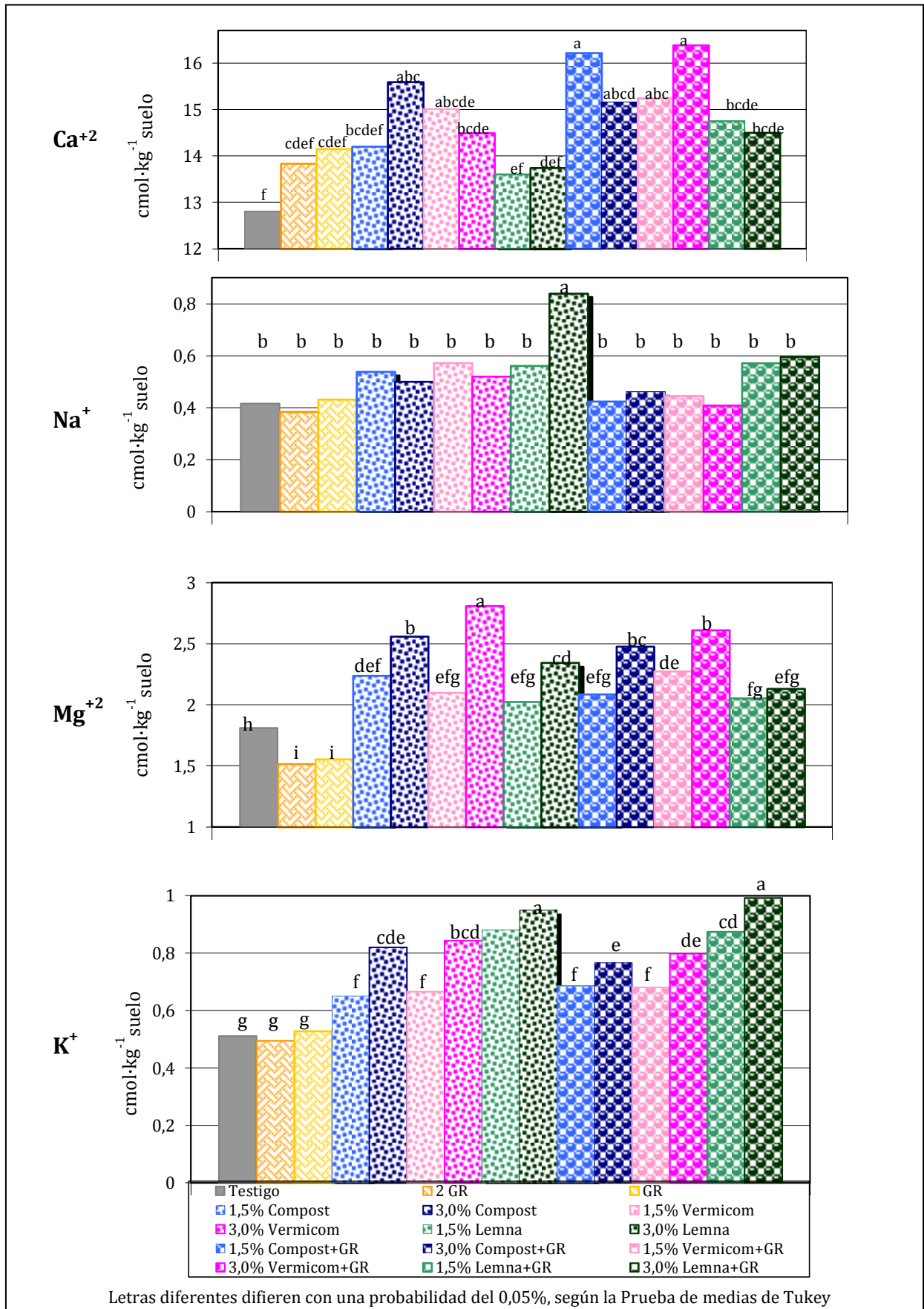


Figura 18 Cationes Intercambiables del extracto de pasta del suelo en el perfil de la columna de suelo enmendado con fuentes orgánicas.

5. Evolución de CO₂

La cantidad de mg de C-CO₂ medida al inicio de la aplicación de las enmiendas orgánicas y química registró una acumulación, a los siete días, el máximo con 294,54±13,45 mg·kg⁻¹ para los tratamientos que contenían la mayor proporción de *Lemna* indistintamente al contenido de yeso, diferenciándose estadísticamente ($p<0,05$) del tratamiento testigo en el cual se observó el menor valor con 103,63±10,38 mg·kg⁻¹, sin embargo, no se detectaron diferencias significativas ($p<0,05$) entre el testigo y todos aquellos suelos enmendados con compost y vermicompost indiferentemente de la proporción utilizada de la enmienda y del uso de yeso (figura 19 A).

Al observar la evolución del CO₂ durante los siete días de evaluación al inicio de la aplicación de las enmiendas, en la figura 18 B se evidencia que a durante el periodo de evaluación los tratamientos en donde se aplicó *Lemna* en sus dos dosis, 1,5 y 3%, mantuvieron su mayor producción de mg de C- CO₂. Y que la producción fue mayor en la proporción del 3% sin tomar en cuenta el uso del yeso.

La producción de C-CO₂ al final de la evaluación tuvo la misma tendencia que al inicio, los mayores valores se registraron en los tratamientos con *Lemna* al 3% con 1213,6 mg·kg⁻¹ sin la aplicación de yeso, no presentando diferencias significativas ($p<0,05$) con el testigo. El menor registro se observó en el tratamiento con la aplicación de sólo yeso a la proporción de dos veces el requerimiento de yeso con 749±150,36 mg·kg⁻¹ (figura 19A).

Transcurridos los tres meses en que los suelos enmendados y el testigo fueron lixiviados con una cantidad de agua equivalente a la precipitación promedio anual de la zona menos el agua que se pierde por lixiviación y escorrentía (mm) la producción de C-CO₂ aumentó en todos los tratamientos más del 70% (tabla 18). Según Nwachukwu y Pulford (2011). Este porcentaje puede considerarse como recuperación de los suelos salinos. Al observar los datos puede inferirse que independientemente de la enmienda orgánica que se utilizó todos los tratamientos, incluso el testigo, se recuperaron por efecto del agua aplicada.

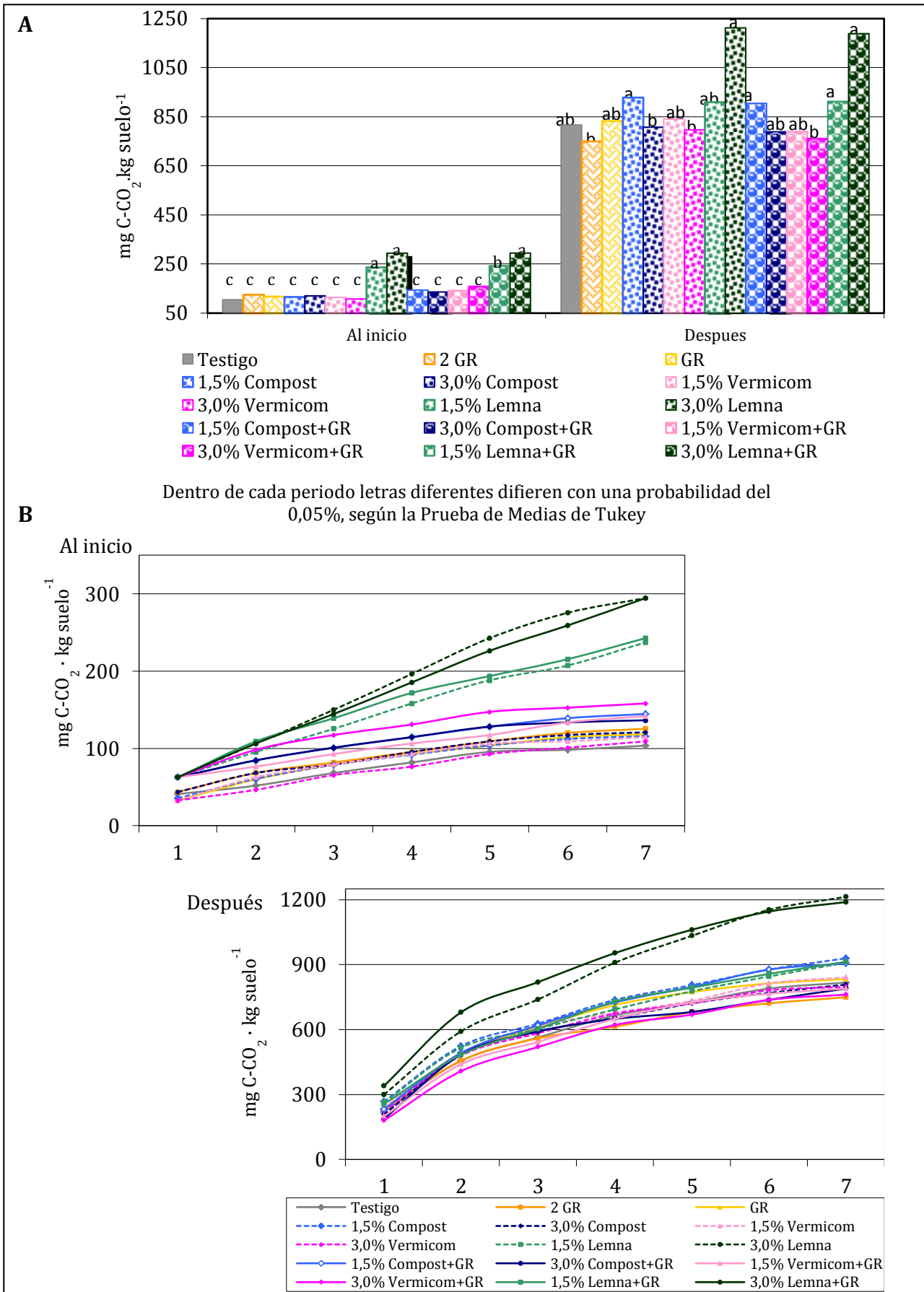


Figura 19 A. Producción acumulada de C-CO₂. B. Evolución de C-CO₂ Al inicio y Después de la aplicación de enmiendas orgánicas

Resultados y Discusión

Tabla 18 Porcentaje de mejoramiento de los suelos enmendados tomando en cuenta la producción de C-CO₂ acumulada en siete días, antes y después de tres aplicar la enmienda.

Tratamientos	% Mejoramiento
Testigo	87,32±12,3 a
2 GR	83,26±10,7 a
GR	85,82±11,45 a
Compost 1,5%	87,54±9,53 a
Compost 3,0%	85,05±5,97 a
Vermicompost 1,5%	86,39±9,23 a
Vermicompost 3,0%	86,32±12,5 a
<i>Lemna</i> 1,5%	73,91±9,58 b
<i>Lemna</i> 3,0%	75,73±10,38 b
Compost 1,5% + GR	84,04±13,03 a
Compost 3,0% + GR	82,73±8,39 a
Vermicompost 1,5% + GR	82,04±9,73 a
Vermicompost 3,0% + GR	79,23±8,84 ab
<i>Lemna</i> 1,5% + GR	73,43±10,17 b
<i>Lemna</i> 3,0% + GR	75,24±5,83 b

Letras diferentes difieren con una probabilidad del 0,05%, según la Prueba de medias de Tukey

En la evolución de C- CO₂ al final del periodo de lixiviación los tratamientos en donde se registraron las mayores producciones fueron los suelos enmendados con *Lemna* al 3% con y sin la aplicación de yeso (figura 19B) registrándose diferencias con el resto de los tratamientos..

El porcentaje más alto de recuperación de un suelo observado por Nwachukwu *et al.*, (2011) fue de 96,2% en un suelo enmendado con la proporción más alta evaluada, el 20% de turba de coco, en las dosis similares a las usadas en esta investigación, el porcentaje de recuperación fue de 67,7% con el 1% de turba

de coco. Nwachkwu *et al.*, (2011) detectaron mayores porcentajes de recuperación en los suelos enmendados con materiales orgánicos que con la aplicación de yeso.

La aplicación de enmiendas orgánicas no sólo incrementa la materia orgánica del suelo, sino que permite el incremento de la vegetación natural para mantener una alta biomasa microbial. Pascual *et al.*, (2000) al utilizar la respiración basal para medir la recuperación de suelos abandonados por haber perdido su utilidad desde el punto de vista agrícola por un mal manejo, observaron que las mayores tasas de C- CO₂ fueron obtenidas por las enmiendas orgánicas aplicadas en la mayor proporción de 26 kg·m⁻²; indicando que el conocer el estatus biológico y bioquímico del suelo es una herramienta útil para el diagnóstico de la capacidad de un suelo para regenerarse.

Wong *et al.*, (2009) observaron las tasas más bajas de la respiración basal en aquellos tratamientos en donde se aplicó yeso comparadas con a los que se les aplicó materia orgánica, no encontrando diferencias significativas con la no aplicación de yeso, coincidiendo con lo registrado en ésta investigación, con una producción acumulada en una semana de C-CO₂ similar a la observada al inicio de la evaluación pero menor a la medida a la final con menos de 500 mg·kg⁻¹, estos autores sugieren que posiblemente se debió a que durante la evaluación no hubo lixiviado de sales.

Las aplicaciones de materiales verdes al suelo favorecen la actividad microbiana en mayor porcentaje que aplicarlos en forma madura o compostada debido a la incorporación de materiales fácilmente degradables, de allí que las mayores tasas de producción de C-CO₂ se registraron en los tratamientos con *Lemna* los cuales se aplicaron sin madurar ni compostar. Elfstrand *et al.*, (2007) indican que los abonos verdes incrementan la biomasa microbial y la actividad enzimática, componentes importantes en la fertilidad de suelo. De igual forma lo señalan Tejada *et al.*, (2008) al observar la mayor producción de C-CO₂ en suelos enmendados con el abono verde conformado por *Trifolium pratense* L.

Al inicio se registró en el suelo no enmendado una C.E_{ext} de 12,46±0,35 dS·m⁻¹ con una producción de C-CO₂ de 103,63±10,38 mg·kg⁻¹, al cabo de los 90 días sometido al lavado de sales en la columna de suelo, la CE_{ext} disminuyó a 0,58±0,02

$\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$, con un incremento en la tasa de respiración de 83%. Setia *et al.*, (2011b) al evaluar la CE sobre la producción acumulada de C-CO₂ en suelos salinos no enmendados encontraron una reducción de un 16% entre un suelo con 0,5_{1:5} y 6,0_{1:5} $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$, y una tasa aumento de 70% de un suelos enmendados con 1,5 y 6 g C-humus respectivamente. Señalando que en suelos salinos la emisión de CO₂ es afectada negativamente por la disponibilidad de C.

El suelo en estudio tuvo una textura FL (27% de arena, 55% de limo y 17,50% de arcilla) Setia *et al.*, (2011a) adicionaron aguas salinas al 2% de ClNa ajustando la salinidad del suelo una CE_{1:5} de 1, 2, 3, 4 y 5 $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$ para observar a través de la respiración del suelo el efecto de la textura del suelo y la incorporación de una enmienda orgánica (2% de residuos de trigo); concluyeron que independientemente de la textura del suelo la salinidad afecta la descomposición de la materia orgánica, sin embargo, las tasas más bajas de respiración se observaron en los suelos con textura arenosa (6,3% de arcilla) en comparación a los suelos arcillosos (42% de arcilla); señalando que se debió por el bajo contenido de agua en los suelos arenosos.

Se ha observado que en un mismo suelo la actividad potencial de tres enzimas (catalasa, deshidrogenasa y ureasa) y la densidad de las bacterias aerobias, no se alteró significativamente por el cambio de salinidad (Gil *et al.*, 2004) posiblemente por lo que citan Wong *et al.*, (2009) que una población inactiva de los microorganismos tolerantes a la sal está presente en suelos salinos, que se han adaptado a tales condiciones ambientales con el tiempo. Estos microorganismos se multiplican rápidamente cuando el sustrato orgánico está disponible, aumentando la producción de C-CO₂ (Wong *et al.*, (2009).

En suelos salinos las propiedades bioquímicas del suelo afectan la mineralización del C independiente de la adición o no de sustrato orgánico (Khalil *et al.*, 2005), esto pudo ser el motivo por el cual en esta investigación no se registraron diferencia en la producción de C-CO₂ entre el suelo sin enmienda y aquel enmendado con 1,5 y 3% de compost y vermicompost.

Las diferentes fracciones de carbono de un suelo enmendado con abono verde presentan una tasa más altas de mineralización que con el compost. El contenido de materia orgánica es uno de los principales factores para determinar

la fertilidad natural de los suelo, Pascual *et al.*, (2000) concluyen que la calidad de un suelo árido es mejorado con la enmienda de materiales orgánicos.

Las fracciones de carbono en las enmiendas frescas fueron substancialmente reducidas durante la incubación debido a una alta actividad microbial, esta reducción fue baja en el compost ya que la mayoría de los compuestos biodegradables han sido mineralizados durante el compostaje, esta es la razón del porque en los suelos enmendados con *Lemna* la evolución de CO₂ fue mayor que en los sustratos de compost y vermicompost (Pascual *et al.*, 2000).

6. Crecimiento de plántulas de tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill.)

Para evaluar el efecto de la bio remediación en el cultivo del tomate se tomaron las variables altura de la plntula, diámetro de tallo y materia seca.

6.1 Altura de plántula

Se observaron diferencias significativas ($p < 0,05$) para altura de plántula, la mayor altura se registró en el tratamiento de 3% vermicompost con $19,23 \pm 1,23$ cm y las menores en los tratamientos de *Lemna* más yeso con $10,58 \pm 0,43$ cm (figura 20A), posiblemente se debió a que en los tratamientos con *Lemna* se registraron los mayores contenidos de Na⁺ que condujeron a tener el mayor contenido de CE, RAS y PSI.

Y aunque el cultivo del tomate es medianamente tolerante a la salinidad del suelo y puede crecer entre 7 y 16 dS·m⁻¹ (Hoffman y Shano, 2007), es probable que la conductividad de 1,98 dS·m⁻¹ que mostró las altas proporciones de la enmienda con *Lemna* afectaran al cultivo, ya que como lo indica Hoffman y Shano (2007) el umbral de tolerancia es de 2,5 dS·m⁻¹ donde registra un descenso del rendimiento del 9%.

Los efectos positivos del vermicompost pueden ser también debido a que este mejoras las características físicas del suelo, como la Da y la porosidad del suelo, que favorecen a su vez la capacidad de retención de humedad (Azarmi *et al.*, 2008), característica importante, ya que el tomate es sensible al estrés por la falta de humedad en el suelo (Utria *et al.*, 2000).

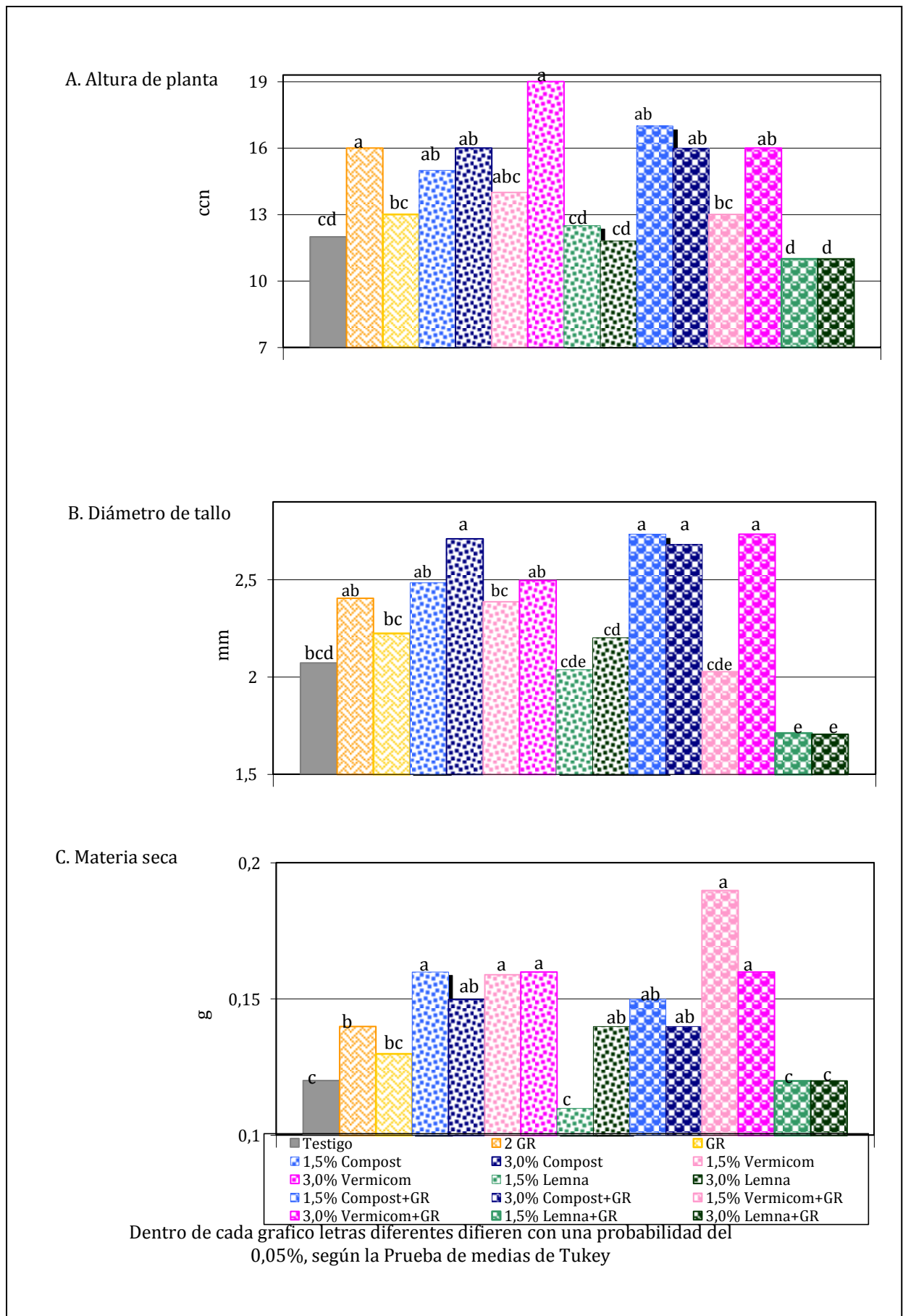


Figura 20. Variables de biomasa y crecimiento de plántulas de tomate (*Lycopersicum sculentum* Mill) en suelos enmendados

Atiyeh *et al.*, (2000) observaron la mayor altura de planta en el vermicompost al compararlo con el estiércol y una mezcla de crecimiento comercial, las alturas reportadas fueron 12 y 6 cm entre la mayor y menor altura, indicando que las lombrices juegan un papel significativo en el proceso de vermicompostaje promoviendo características bioquímicas que favorecen el crecimiento de las plantas de tomate.

Utria *et al* (2000) observaron la mayor altura de plantas (35 cm) abonadas orgánicamente con lodo de depuradora al 13,5% sin encontrar diferencias con las fertilizadas químicamente, esta es una dosis cuatro veces más alta a la usada en ésta investigación, así mismo se han reportado dosis mucho más altas (50%) como las reportadas por Guriérrez-Miceli *et al.*, (2007), quienes también reportaron las mayores alturas de planta al usar vermicompost, y que esta disminuyó en la medida que bajo la proporción de la dosis del abono orgánico.

6.2. Diámetro de tallo

La variable diámetro de tallo siguió la misma tendencia de la altura de plántula, los menores diámetros ($1,7 \pm 0,02$ mm) lo registraron los tratamientos con la enmienda de *Lemna* en sus dos proporciones diferenciándose significativamente ($p < 0,05$) de las aplicaciones de compost y vermicompost las cuales no mostraron diferencias entre ellas, el mayor diámetro fue de $2,73 \pm 0,23$ mm para la enmienda de compost al 1,5% más yeso (figura 20B).

En plántulas, Utria *et al.*, (2000) señalaron diámetro de tallo de 0,6 cm indicando que no se registraron diferencias significativas entre el control y la aplicación de fertilización química y orgánica.

Atiyeh *et al.*, (2000) citaron diámetros inferiores en plántulas de tomate con el mismo tiempo de desarrollo que las plantas de esta evaluación (cinco semanas después de la germinación) de 0,45 cm para un sustrato comercial (Pro.mix®) presentado diferencias con las sembradas con el uso de vermicompost con 0,35 cm.

Gutierrez-Miceli *et al* (2007) reportaron diámetros de 1,4 en plantas adultas indistintamente de la proporción de vermicompost usada, indicando que se registró diferencias significativas con el control.

6.3. Materia Seca

La variable materia seca registró los valores más bajos en los suelos enmendados con *Lemna* más yeso ($0,12 \pm 0,04$ g), no presentando diferencias significativas con el control, sino con los tratamientos de compost y vermicompost, que no registraron diferencias entre ellos, el tratamiento que registró la mayor acumulación de materia seca fue el que recibió vermicompost al 1,5% más yeso con $0,19 \pm 0,07$ g (figura 20C).

Estos valores son similares a los señalados por Atiyeh *et al.*, (2000) quienes evaluaron la mezcla de fertilización química con la orgánica (estiércol y vermicompost), no encontrando diferencias entre ambas fertilizaciones.

Los datos de materia de materia seca difieren a los reportados por Mármol (2010) quien señala que la materia seca acumulada fue mayor en suelos enmendados con *Lemna* (1,5 y 3,0% p/p) que con el testigo, y que no se registraron diferencias con el compost ni vermicompost proveniente de la mezcla de estiércol ovino con *Lemna*, sin embargo, los valores reportados por Mármol (2010) fueron menores a los encontrados en esta investigación.

Utria *et al.*, (2000) señalaron contenidos de materia seca en plántulas de tomate mayores a las observadas en esta investigación de 1,0 g utilizando cuatro veces más alta la dosis con 13,5% de lodos. Si comparamos las dosis utilizadas en esta investigación de (1,5 y 3,0% p/p) es mucho menor a la utilizada cuando se estos materiales orgánicos son utilizados como aporte de nutrientes o bio abonos, se refiere que la mejor dosis en la mezcla de crecimiento de cultivos es de 20% (Zaller 2007; Hernández *et al.*, 2011). Ahora bien las dosis de material orgánica utilizadas cuando se plantea la remediación o acondicionamientos son mucho menores, estas están alrededor de 1,5 al 5% (Clark, *et al.*, 2007; Jalali y Ramjbar, 2009; Cellier *et al.*, 2010; Mármol, 2010; Albuquerque *et al.*, 2011).

Capítulo V

Conclusiones

IV. Conclusiones

1. El suelo salino-sódico fue recuperado del problema de salinidad en más de un 60%. Se detectaron diferencias significativa ($p < 0,05$) entre los tratamientos, para la variables evaluadas.
2. No hubo diferencias significativas ($p > 0,05$) entre las proporciones 1,5 y 3,0% de las enmiendas orgánicas, ni entre la utilización o no del fosfoyeso mezclado con las enmiendas orgánicas.
3. La enmienda que mostró menos potencial en la bio remediación fue la *Lemna* por sus altos contenidos de Na^+ .
4. Se detectaron diferencias significativas en la evolución del CO_2 entre los suelos antes y después de aplicar las enmiendas. Dentro de cada momento de evaluación la enmienda donde se registró los más altos valores fue la *Lemna*
5. Las plántulas de tomate mostraron efectos positivos con la utilización de las enmiendas orgánicas vermicompost y compost, detectando diferencias significativas con el testigo y con la enmienda con *Lemna*.
6. La metodología de las columnas del suelo bajo las condiciones de estudio no fue del todo adecuada para evaluar la bio remediación debido que en el suelo control, por efecto de la aplicación de agua, hubo recuperación por su disminución en el la CE, RAS y PSI y en algunas variables su recuperación fue mayor que en aquellos enmendados con *Lemna*.
7. El uso de las enmiendas orgánicas, compost y vermicompost, en proporciones de 1,5% podrían ser utilizadas para la bio recuperación de suelos salino-sódicos.

Bibliografía

V. Bibliografía

- Acosta, Y., J. Paolini, y E. Benítez. 2004. "Índice de humificación y prueba de toxicidad en residuos orgánicos de uso agrícola potencial. Rev. Fac. Agron. Vol. 21, No. 4, (pp 185-194).
- Ali, T. 2001. "Role of gypsum in amelioration of saline-sodic and sodic soil". *International Journal of Agriculture and Biology*, Vol. 3, No. 3, (pp. 326-332).
- Anderson, J. 1982. "Soil respiration". En: *Methods of Soil Analysis. Agronomy* N. 9, Part 2. American Society of Agronomy. Page AL, Miller RH and Keeny DR (Ed). Madison, WI., (pp. 831-871.)
- Arancon, N., Edwards, C. and Bierman, P. Metzger, J. Lee, S. and Welch, Ch. 2003. "Effects of vermicomposts on growth and marketable fruits of field-grown tomatoes, peppers and strawberries" *Pedobiologia*, Vol. 47, No. 5-6, (pp. 731-735).
- Arancon, N., Edwards, C., Bierman, P., Welch, C. and Metzger, J. 2004. "Influences of vermicomposts on field strawberries: 1. Effects on growth and yields". *Bioresource Technology*, Vol. 93, No. 2, (pp. 145-153).
- Arancon, N., Galvis, P. and Edwards, C. 2005. "Suppression of insect pest populations and damage to plants by vermicomposts". *Bioresource Technology*, Vol. 96, No. 10, (pp. 1137-1142).
- Arancon, N., Edwards, C. and Bierman, P. 2006b. "Influences of vermicomposts on field strawberries: Part 2. Effects on soil microbiological and chemical properties". *Bioresource Technology*, Vol. 97, No. 6, (pp. 831-840).
- Arancon, N., Edwards, C., Lee, S. and Byrne, R. 2006a. "Effects of humic acids from vermicomposts on plant growth". *European Journal of Soil Biology*, Vol. 42, Suplem. 1, (pp. S65-S69).
- Armado, A., Contreras, F., García, P. and Paolini, J. 2009. "Correlación de actividades enzimáticas con la respiración basal en suelos cacaoteros del occidente venezolano". *Avances en Química*, Vol. 4, No. 2, (pp. 73-77).
- Atiyeh, R., Domínguez, J., Subler, S. and Edwards, C. 2000. "Changes in biochemical properties of cow manure during processing by earthworms (*Eisenia andrei*, Bouché) and the effects on seedling growth". *Pedobiologia*, Volume 44, No. 6, (pp. 709-724).
- Ávila, H., Soto, A., Torres, J., Araujo, M., Gutiérrez, E. y Pírela, R. 2007. "Metales pesados en la lenteja acuática (*Lemna* spp.) de la zona costera del lago de Maracaibo". *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, Vol. 41, No. 1, (pp. 114-122)
- Azarmi, R., Torabi-Giglou, M. and Didar-Taleshmikail, R. 2008. "Influence of vermicompost on soil chemical and physical properties in tomato (*Lycopersicon esculentum*) field". *African Journal of Biotechnology*, Vol. 7, No. 14, (pp. 2397-2401).
- Baffi, C., Dell'Abate, M., Nassisi, A., Silva, S., Benedetti, A., Genevini, P. and Adani, F. 2007. "Determination of biological stability in compost: a comparison of methodologies". *Soil Biology and Biochemistry*. Vol. 39, No. 6, (pp. 1284-1293).

- Barboza, F. y Narváez, E. 2000. "La vegetación estuarina: Macrofitas acuáticas y halofitas". En Gilberto Rodríguez (ed.), *Sistema Lago de Maracaibo* (2 ed.). Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas (IVIC), Caracas, Venezuela. (pp. 183-197).
- Barcnas, J. 2010. "Aplicación superficial de mezclas de vermicompost de estiércol bovino con cal dolomítica y fosfoyeso para enmendar subsuelo de ultisoles. estudio en columnas simuladas de suelo" Tesis Doctoral. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos-Universidad Politécnica de Madrid. 157 p.
- Bastida F., Kandeler, E., Moreno, J., Ros, M., García, C. and Hernández, T. 2008. "Application of fresh and composted organic wastes modifies structure, size and activity of soil microbial community under semiarid climate". *Applied soil ecology*, Vol. 40, No. 2, (pp. 318-329).
- Benitez, E., Nogales, R., Elvira, C., Masciandaro, G. and Ceccanti, B. 1999. "Enzyme activities as indicators of the stabilization of sewage sludges composting with *Eisenia foetida*". *Bioresource Technology*, Vol. 67, No. 3, (pp. 297-303).
- Bernal, M., Alburquerque, J. and Moral, R. 2009. "Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review" *Bioresource Technology*, Vol. 100, No. 22, (pp. 5444-5453).
- Boopathy, R. 2000. "Review paper: Factors limiting bioremediation technologies". *Bioresource Technology*, Vol. 74, No. 1, (pp. 63-67).
- Borselli, L., Carnicelli, S., Ferrari, G., Pagliai, M. and Lucamante, G. 1996. "Effects of gypsum on hydrological, mechanical and porosity properties of a kaolinitic crusting soil". *Soil Technology*, Vol. 9, No. 1-2, (pp. 39-54).
- Bremner, J. 1996. "Nitrogen-Total. In: Sparks D.L. et al., (Eds.) *Methods of Soils Analysis*": Part 3. Chemical Methods. SSSA, Madison, USA. (pp. 1085-1121).
- Cellier, A., Francou, C., Houot, S., Ballini, Ch., Gauquelin, T., Baldy, V. 2010. "Use of urban composts for the regeneration of a burnt Mediterranean soil: A laboratory approach". *Journal of Environmental Management*, In Press, Corrected Proof, Available online 15 December 2010.
- Chaoui, H., Zibilske, L. and Ohno, T. 2003. "Effects of earthworm casts and compost on soil microbial activity and plant nutrient availability" *Soil Biology & Biochemistry* Vol. 35, No. 2 (pp. 295-302).
- Chapman, H. and Pratt, P. 1961. "Methods of Analysis for soils, plants, and waters". University of California. Division of Agricultural Sciences. Riverside, California, USA. (309 p).
- Chen, L. and Dic, W. 2011. "Gypsum as an Agricultural Amendment: General Use Guidelines". Ohio State University Extension. 35 p. Consultado en octubre-211. <http://ohioline.osu.edu/b945/b945.pdf>
- Chirinos, J. 2007. "Evaluación de la estabilidad de agregados de dos suelos de Masquefe como respuesta a diferentes dosis de material orgánico compostado". *Ciencia*, Vol. 15, No. 1, (pp. 47-53).

Bibliografía

- Chowdhury, N., Yan, N., Nazrul Islam, and Marschner, P. 2011. "The extent of drying influences the flush of respiration after rewetting in non-saline and saline soils". *Soil Biology & Biochemistry*, Vol. xxx (pp. 1-8) En Imprenta.
- Clark, G., Dodgshun, N., Sale, P. and Tang, C. 2007. "Changes in chemical and biological properties of a sodic clay subsoil with addition of organic amendments" *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 39, No. 11, (pp. 2806-2817).
- Conte, P., Agretto, A., Spaccinia, R. and Piccoloa, A. 2005. "Soil remediation: humic acids as natural surfactants in the washings of highly contaminated soils". *Environmental Pollution*, Vol. 135, No. 3, (pp. 515-522).
- Dabin, B. 1971. "Etude d'une méthode d'extraction de la matière humique du sol". *Science du Sol*. Vol. 1, No. 1, (pp. 47-48).
- De la Rosa, D. 2008. "Evaluación agro-ecológica de suelos – para un desarrollo rural sostenible. Ediciones Mundi Prensa-Madrid (404 p.).
- Durán, L. y Henríquez, C. 2007. "Caracterización química, física y microbiológica de vermicompostes producidos a partir de cinco sustratos orgánicos. *Agronomía Costarricense*. Vol. 31, No. 1, (pp. 41-51).
- Eggerth, L., Diaz, L., Chang, M. and Iseppi, L. 2007. "Chapter 12 Marketing of composts". *Waste Management Series*, Vol. 8, (pp. 325-355).
- Elfstrand, S., Båth, B. and Mårtensson, A. 2007. "Influence of various forms of green manure amendment on soil microbial community composition, enzyme activity and nutrient levels in leek". *Applied soil ecology*, Vol. 36, No. 1, (pp. 70–82)
- Ercoli, E., Gálvez, J., Di Paola, M., Cantero, J., Videla, S. and Medaura, C. (1999). "Biorremediación de suelos altamente contaminados". Laboratorio de Bioprocesos, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Cuyo. Argentina. Consultado en marzo de 2011: http://xsei.centrogeo.org.mx/vedet/biblioteca/deg_tie/DT_BiorremedSoilAltaContami.pdf.
- Eweis, J., Ergas, S., Chang, D., Schroeder, E. 1999. "Principios de biorrecuperación". McGraw-Hill, Madrid, España. 327 p.
- Fenn, L., Taylor, R. and Burks, . 1993. "Influence of plant age on calcium stimulated ammonium absorption by radish and onion". *J. Plant Nutr*, Vol. 16, No. , (pp. 1161-1177).
- Ferreras, L., Gómez, E., Toresani, S., Firpo, I. and Rotondo, R. 2006. "Effect of organic amendments on some physical, chemical and biological properties in a horticultural soil". *Bioresource Technology*, Vol. 97, No. 4, (pp.635-640).
- Fundación de la Educación Ambiental (Fundambiente). 1998. "Principales problemas ambientales en Venezuela". Segunda edición. Caracas, Venezuela. 144 p.
- Gaceta Oficial de Venezuela. 1998. Decreto 2635 sobre las "Normas para el control de la recuperación de materiales peligrosos y el manejo de los desechos peligrosos". Gaceta Oficial Extraordinaria No 5245 del 3 de agosto de 1998. Imprenta Nacional. Caracas, Venezuela.

- Gascó, G., Blanco, C., Guerrero, F. y Méndez, A. 2005. "The influence of organic matter on sewage sludge pyrolysis". *J. Anal. Appl Pyrolysis*. Vol. 74, No. 5, (pp. 413-420).
- Gascó, G. and Lobo, M. 2007. "Composition of a spanish sewage sludge and effects on treated soil and olive trees". *Waste Management*, Vol. 27, No. 11, (pp. 1494-1500).
- Ghafoor, A., Gill, M.A., Hassan, A., Murtaza, G. and Qadir, M. 2001. "Gypsum: An economical amendment for amelioration of saline-sodic waters and soils, and for Improving crop yields". *International Journal of Agriculture and Biology*, Vol. 3, No. 3 (pp. 266-275).
- Goudie, A. 2003. "Enhanced Salinisation". In *Developments in Water Science*, Vol. 50, (pp. 287-293).
- Grant, R.F., 1997. "Changes in soil organic matter under different tillage and rotation: mathematical modelling in ecosys". *Soil Sci. Soc. Am*, Vol. 61, (pp. 1159-1175).
- Guerrero, F., Gascó, J.M. y Hernández-Apaolaza, L. 2002. "Use of pine bark and sewage sludge compost as components of substrates for *Pinus pinea* and *Cupressus arizonica* production". *Journal of Plant Nutrition*, Vol. 25, No. 1, (pp. 129-141).
- Guerrero, R. 1993. "Fertilización, calidad y contaminación de suelos y agua. *Agronomía*. Vol. 6, No. 1, (pp 24- 27).
- Günter, E., Popeiko, O. and Ovodov, Y. 2004. "Isolation of polysaccharides from the callus culture of *Lemna minor* L." *Applied Biochemistry and Microbiology*, Vol. 40, No. 1, (pp. 80-83).
- Gutiérrez-Miceli, F., Santiago-Borraz, J., Montes-Molina, J., Nafate, C., Abud-Archila, M., Oliva-Llaven, M., Rincón-Rosales, R. and Dendooven, L. 2007. "Vermicompost as a soil supplement to improve growth, yield and fruit quality of tomato (*Lycopersicon esculentum*)". *Bioresource Technology*, Vol. 98, No. 15, (pp. 2781-2786).
- Haisheng, H., Wenjie, W., Hong, Z., Yuangang, Z., Zhonghua, Z., Yu, G., Huinan, X. and Xingyang, Y. 2008. "Influences of addition of different krillium in saline-sodic soil on the seed germination and growth of cabbage" *Acta Ecologica Sinica*, Vol. 28, No. 11, (pp. 5338-5346).
- Hanczakowski, P., Szymczyk, B. and Wawrzynski, M. 1995. "Composition and nutritive value of sewage-grown duckweed (*Lemna minor* L.) for rats". *Animal Feed Science and Technology*, Vol. 52 No. 3-4, (pp. 339-343).
- Hao, X. Chi Chang, Ch.. 2001. "Does long-term heavy cattle manure application increase salinity of a clay loam soil in semi-arid southern Alberta?" *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Vol. 94, No. 1, (pp. 89-103)
- He, X., Logan, T. and Traina, S. 1995. "Physical and chemical characteristics of selected US municipal solid waste composts", *J. Environ. Qual.* Vol. 24, No. 3, (pp. 543-552).
- Henry, J. and Heinke, G. 1999. "Ingeniería Ambiental". Segunda edición. Prentice Hall, México. 800 p.
- Hernández, J.A., Quintero, C., Santos, R., Esparza, D. y Ferrer, M. 1995. "Efecto de la condición del suelo según el estado de desarrollo del cultivo de la guayaba (*Psidium*

Bibliografía

- guajava* L.), sobre la actividad biológica del suelo". *Revista de la Facultad de Agronomía -LUZ*. Vol. 12, No. 3, (pp. 293-302).
- Hernández, J.A. 2000. "Evaluación de la actividad biológica de los suelos determinada en el laboratorio". *Actas III Congr. Latinoam. Ecol. Univ. Los Andes*, (pp. 93-98).
- Hernández, J.A., Guerrero, F. Mármol, L., Bárcenas, J. y Sala, E. 2008. "Caracterización física según granulometría de dos vermicompost derivados de estiércol bovino puro y mezclado con residuos de fruto de la palma aceitera". *Interciencia*, Vol.33, No.9, (pp. 668-671). ISSN 0378-1844.
- Hernández, J. Mármol, L., Guerrero, F., Salas, E., J. Bárcenas, J. Polo, V. Colmenares, C. 2010. "Caracterización química, según granulometría, de dos vermicompost derivados de estiércol bovino puro y mezclado con residuos de fruto de la palma aceitera". *Rev. Fac. Agron. (LUZ)*. Vol. 27, No. 4, (pp. 491-520)
- Hernández, J.A., Abreu, A., Labarca, M. y Faría, A. 2011. "Bio fertilización del cultivo de la palma aceitera (*Elaeis guineensis* Jacq.) en la fase de vivero". *Rev. Fac. Agron. (LUZ)*, Vol. 28, No. 1, (pp. 57-70).
- Hoffman, G. and Shanno, M. 2007. "Salinity". In *Microirrigation for Crop Production* F.R. Lamm, J.E. Ayars and F.S. Nakayama (Editors). Elsevier. (pp. 131-160).
- Holdridge, L. 1947. "Determination of world plant formations from simple climatic data". *Science*, Vol 105, No. 2727, (pp. 367-368).
- Hu, Y. and Barker, A. 2004. "Evaluation of composts and their combinations with Other Materials on tomato growth". *Communications in soil science and plant analysis*. Vol. 35, No. 19 y 20, (pp. 2789-2807).
- Iglesias-Jiménez, E. and Pérez-García. 1992. "Determination of maturity indices for city refuse composts". *Agriculture Ecosystems & Environment*. Vol. 38, No. (pp. 331-343).
- Ilyas, M., Qureshi, R., and Qadir, M. 1997. "Chemical changes in a saline-sodic soil after gypsum application and cropping". *Soil Technology*, Vol. 10, No. 3, (pp. 247-260).
- Inbar, Y., Hadar, Y. and Chen, Y. 1993. "Recycling of cattle manure: the composting process and characterization of maturity". *Journal of Environmental Quality*. Vol. 22, No. 4, (pp. 857-863).
- Jalali, M., Merikhpour, H., Kaledhonkar, M.J., and Van Der Zee, S.E.A.T.M. 2008. "Effects of wastewater irrigation on soil sodicity and nutrient leaching in calcareous soils". *Agricultural water management*. Vol. 95, No. 2, (pp. 143 - 153).
- Jalali, M. and Ranjbar, F. 2009. "Effects of sodic water on soil sodicity and nutrient leaching in poultry and sheep manure amended soils". *Geoderma*, Vol. 153 No. 1-2 (pp. 194-204).
- Jiménez, L, Larreal, M. y Noguera, N. 2004. "Efectos del estiércol bovino sobre algunas propiedades químicas de un Ultisol degradado en el área de la Machiques Colón, estado Zulia" *Rev. Fac. Agron (LUZ)*, Vol.21, No. 4, (pp. 311-321).
- Katerji, N., van Hoorn, J., Hamdy, A. and Mastrorilli, M. 2000. "Salt tolerance classification of crops according to soil salinity and to water stress day index". *Agricultural Water Management*, Vol. 43, No. 1, (pp. 99-109).

- Kaya, C., Kirnak, H., Higgs, D., 2001. "Enhancement of growth and normal growth parameters by foliar application of potassium and phosphorus in tomato cultivars grown at high (NaCl) salinity". *Journal of Plant Nutrition*, Vol. 24, No. 2, (pp. 357-367).
- Keren, R. 2000. "Salinity". In: Hand Book of Soil Science, Malcolm E. Sumner (editors). CRS Press. (pp. G3-G25).
- Khalil, M., Hossain, M. and Schmidhalter, U. 2005. "Carbon and nitrogen mineralization in different upland soils of the subtropics treated with organic materials" *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 37, No. 8, (pp. 1507-1518).
- Khan, L., Gil, J. y Acosta, R. 1998. "Diseño y funcionamiento de un lisímetro hidráulico para medición de la evapotranspiración potencial". *Bioagro*. Vol. 10, No. 1, (pp. 11-18)
- Khosla, B. Gupta, R. and Abrol, I. 1979. "Salt leaching and the effect of gypsum application in a saline-sodic soil". *Agricultural Water Management*, Vol. 2, No. 3, (pp. 193-202).
- Kiage, L. and Walker, N. 2009. "Using NDVI from MODIS to monitor duckweed bloom in Lake Maracaibo, Venezuela". *Water Resour Manage*, Vol. 23, No. (pp.1125-1135).
- Kim, K., Nemeč, S., and Musson, G. 1997. "Control of *Phytophthora* root and crown rot of bell pepper with composts and soil amendments in the greenhouse", *Applied Soil Ecology*, Vol. 5, No. 2, (pp. 169-179)
- Kitamura, Y., Yano, T., Honna, T., Yamamoto, S. and Inosako, K. 2006. "Causes of farmland salinization and remedial measures in the Aral Sea basin—Research on water management to prevent secondary salinization in rice-based cropping system in arid land". *Agricultural Water Management*, Vol. 85, No. 1-2, (pp. 1 - 14).
- Köhler, J., Caravaca, F. and Roldán, A. 2010. An AM fungus and a PGPR intensify the adverse effects of salinity on the stability of rhizosphere soil aggregates of *Lactuca sativa*". *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 42, No. 3, (pp. 429-434).
- Kostecka, J. and Kaniuczak, J. 2008. "Vermicomposting of duckweed (*Lemna minor* L.) biomass by *Eisenia fetida* (Sav.) earthworm". *J. Elementol.*, Vol. 13, No. 4, (pp. 571-579).
- Kowaljowa, E. and Mazzarino, M. 2007. "Soil restoration in semiarid Patagonia: Chemical and biological response to different compost quality". *Soil Biology & Biochemistry*, Vol. 39, No. 7, (pp. 1580-1588).
- Kucera, C. and Kirkham, D. 1971. "Soil Respiration studies in tallgrass" *Prairie in Missouri. Ecology*, Vol. 52, No. 3, (pp. 912-915).
- Kuo, S. 1996. "Phosphorus". In: Sparks D.L. *et al.*, (Eds.), *Methods of Soil Analysis. Part 3 - Chemical Methods*. ASA, SSSA, CSSA, Madison WI, pp. 869-920.
- Lakhdara, A., Rabhia, M., Ghnayaa, T., Montemurro, F., Jedidib, N. and Abdelly, Ch. 2009. "Effectiveness of compost use in salt-affected soil". *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 171, No. 1-3, (pp. 29-37).
- Lal, R., 2001. "World cropland soils as a source or sink from atmospheric carbon". *Advances in Agronomy* Vol. 71, (pp. 145-191).

Bibliografía

- Lazcano, C., Gómez-Brandón, M. and Domínguez, J. 2008. "Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure". *Chemosphere*, Vol. 72, No. 7, (pp. 1013-1019).
- Levy, G. 2000. Sodicity. In In: Hand Book of Soil Science, Malcolm E. Sumner (editors). CRS Press. (pp. G27-G63).
- Liang, Y., Si, J., Nikolic, M., Peng, Y., Chen, W. and Jiang, Y. 2005. "Organic manure stimulates biological activity and barley growth in soil subject to secondary salinization". *Soil Biology & Biochemistry*, Vol. 37, No. 6 (pp. 1185-1195).
- Liu, J. and Hue, N. 2001. "Amending subsoil acidity by urface applications of gypsum, lime, and composts". *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, Vol. 32, No. 13 y 14, (pp. 2117-2132)
- Liu, M., Hu, F., Chen, X., Huang, Q., Jiao, J., Zhang, B., and Li, H. 2009. "Organic amendments with reduced chemical fertilizer promote soil microbial development and nutrient availability in a subtropical paddy field: The influence of quantity, type and application time of organic amendments". *Applied Soil Ecology*, Vol. 42, No. 2 (pp. 166-175).
- Li-Xian, Y., Guo-Liang, L., Shi-Hua, T., Gavin, S. and Zhao-Huan, H. 2007. "Salinity of animal manure and potential risk of secondary soil salinization through successive manure application". *Science of The Total Environment*, Vol. 383, No. 1-3, (pp. 106-114).
- López, J. y Mathinson, K. 1967. "Correlación entre la evapotranspiración y la evaporación medida con diferentes instrumentos". II Jornadas Venezolanas de Riego. Caracas, p. 267-281
- Machado, L., Urdaneta, S., Hernández, J.A., Abreu, A, y Mármol, L. 2010. "La Lenteja de agua (*Lemna* sp), en el comportamiento biológico de la lombriz roja (*Eisenia andrei*)". *Revista de la Facultad de Agronomía - LUZ*, Vol. 27, No. 4, (pp. 545-558). ISSN 1690-9763.
- Makoi, J.H.J. 1995. "Effectiveness of gypsum application in reclaiming a saline soil" MSc Thesis, Ghent University, Faculty of Agricultural and Applied Biological Science, International Centre for Eremology, Ghent, Belgim.
- Makoi, J.H.J. and Ndakidemi, P.A. 2007. "Reclamation of sodic soils in northern Tanzania, using locally available organic and inorganic resources". *African Journal of Biotechonlogy*, Vol. 6, No. 16, 20 Agosto 2007 (pp. 1926-1931). ISSN 1684-5315.
- Makoi, J. and Verplancke, H. 2010. "Effect of gypsum placement on the physical chemical properties of a saline sandy loam soil". *Australian Journal of Crop Science*, Vol. 4 No. 7 (pp. 556-563). ISSN: 1835-2707.
- Marcotea, I., Hernández, T., García, C., Polo, A., 2001. Influence of one or two successive annual applications of organic fertilisers on the enzyme activity of a soil under barley cultivation. *Biores. Technol.* Vol. 79, No. 2, (pp. 147-154).
- Mármol, L. 2010. "Valorización de la lenteja de agua (*Lemna* sp.), y el estiércol ovino para su utilización en agricultura". Tesis Doctoral - Universidad Politécnica de Madrid - Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos - Departamento de Edafología. España. (187 p.)

- Mauromicale, G., Grazia, A. and Lo Monaco, A. 2011. "The effect of organic supplementation of solarized soil on the quality of tomato fruit". *Scientia Horticulturae*, Vol. 129, No. 2, (pp. 189-196).
- Méndez-Arocha, J. y Rojas, J. 1973. "Los métodos más adecuados para estimar la evapotranspiración potencial en Venezuela". *Agronomía Tropical*, Vol. 23, No. 5, (pp. 435-449).
- Mills, H. and Benton-Jones, J. 1996. "Plant analysis handbook II. A practical sampling, preparation, analysis, and interpretation guide". Micro Macro Publishing, INC. Boca Raton, FL
- Mitchell, J., Shennan, C., Singer, M., Peters, D., Miller, R., Prichard, T., Grattan, S., Rhoades, J., May, D. and Munk, D. 2000. "Reutilización de agua salina de drenaje subterráneo para el riego ha sido identificada como un componente importante de las estrategias de manejo regional para el manejo de drenaje de agua". *Agricultural Water Management*, Vol. 45, No. 1, (pp. 55-71).
- Moral, R., Paredes, C., Bustamante, M., Marhuenda-Egea, F. and Bernal, M. 2009. "Utilisation of manure composts by high-value crops: Safety and environmental challenges". *Bioresource Technology*, Vol. 100, No. 22, (pp. 5454-5460).
- Muhammad, D. and Ahmad, R. 2011. "Wheat yield and chemical composition as influenced by Integrated use of gypsum, pressmud and FYM in saline-sodic soil", *J.Chem.Soc.Pak.*, Vol. 33, No. 1, (pp. 82-89).
- Muneer, W., and Oades, J. 1989. "The role of calcium-organic interactions in soil aggregate stability". *Aust. J. Soil Res*, Vol. 27, (pp. 411-423).
- Muscolo, A., Bovalo, F., Gionfriddo, F. and Nardi, S. 1999. "Earthworm humic matter produces auxin-like effects on *Daucus carota* cell growth and nitrate metabolism". *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 31, No. 9, (pp. 1303-1311).
- Naganawua, T., Kyuma, K., Yamamoto, H., Yamamoto, Y., Yakoy, H. and Tatsuyama, K. 1989. "Measurement of Respiration in the field. Influence of Temperature, Moisture level and Application of Sewage Sludge Compost and Agro-Chemicals". *Soil Sci. and Plant Nutr*, Vol. 35, Vol, 4, (pp.509-516).
- Nardi, S., Pizzeghello, D., Muscolo, A. and Vianello, A. 2002. "Physiological effects of humic substances on higher plants". *Soil Biology & Biochemistry*, Vol. 34, No. 11, (pp. 1527-1536).
- Nelson, D. and Sommers, L. 1996. "Total carbon, organic carbon and organic matter". In: Sparks D.L. *et al.*, (Eds.). *Methods of soils analysis: Part 3. Chemical methods*. SSSA, Madison, USA. (pp. 961-1010).
- Nioh, I., Isobe, T. and Osada, M. 1993. "Microbial Biomass and some Biochemical Characteristics of a Strongly Acid Tea Field Soil". *Soil Sci. and Plant Nutr* Vol. 39, No. 4., (pp.617-626).
- Nwachukwu, O. and Pulford, I. 2011. "Microbial respiration as an indication of metal toxicity in contaminated organic materials and soil" *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 185, No. 2-3, (pp. 1140-1147).

Bibliografía

- Ogburn, D. and Ogburn, N. 1994. "Use of duckweed (*Lemna* sp.) grown in sugarmill effluent for milkfish, *Chanos chanos* Forskal, production". *Aquaculture and Fisheries Management*, Vol. 25, No. 5, (pp. 497-503).
- Oliva, M., Rincón, R., Zenteno, E., Pinto, A., Dendooven, L. y Gutiérrez, F. 2008. "Rol del vermicompost frente al estrés por cloruro de sodio en el crecimiento y fotosíntesis en plántulas de tamarindo (*Tamarindus indica* L.)". *Gayana Bot.* Vol. 65, No. 1, (pp. 10-17). ISSN 0016-5301.
- Owojori, O., Reinecke, A. and Rozanov, A. 2008. "The combined stress effects of salinity and copper on the earthworm *Eisenia fetida*". *Applied Soil Ecology*, Vol. 41, No. 3, (pp. 277-285).
- Padilla, O. 1964. "Estudio de la evapotranspiración potencial mediante un lisímetro flotante". Servicio Shell para el agricultor. Cagua - Aragua.
- Park, JH., Lamb, D., Paneerselvam, P., Choppala, G., Bolan, N., and Chung, JW. 2011. "Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal(loid) contaminated soils". *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 185, No. 2-3, (pp. 549-574).
- Pascual, J., Garcia, C. and Hernandez, T. 1999. "Comparison of fresh and composted organic waste in their efficacy for the improvement of arid soil quality". *Bioresource Technology*, Vol. 68, No. 3, (pp. 255-264).
- Pascual, J., Garcia, C., Hernandez, T., Moreno, J. and Ros, M. 2000. "Soil microbial activity as a biomarker of degradation and remediation processes". *Soil Biology & Biochemistry*, Vol. 32, No. 13, (pp. 1877-1883).
- Pla, I. 1983. Metodología para la caracterización física con fines de diagnóstico de problemas de manejo y conservación de suelos en condiciones tropicales. Revista Alcance de la Facultad de Agronomía-UCV. No. 32, 91 p.
- Ponce, J., Febrero, I., González, R., Romero, O. y Estrada, O. 2005. "Perspectivas de la *Lemna* sp. para la alimentación de peces". *Revista Electrónica de Veterinaria: REDVET* - ISSN 1695-7504. Consultado en agosto 2011. <http://www.veterinaria.org/revistas/redvet/n030305/030513.pdf>
- Premuzic, Z., Bargiela M., García A., Rendina A. and Iorio A. 1998. "Calcium, iron, potassium, phosphorus, and vitamin C content of organic and hydroponic tomatoes". *HortScience*, Vol. 33, No. 2, (pp. 203-209).
- Qadir, M., Qureshi, R. and Ahmad, N. 1996. "Reclamation of a saline-sodic soil by gypsum and *Leptochloa fusca*". *Geoderma*, Vol. 74, No. 3-4, (pp. 207-217).
- Qadir, M. and Oster, J. 2002. "Vegetative bioremediation of calcareous sodic soils: history, mechanisms, and evaluation". *Irrig Sci*, Vol. 21, No. 3, (pp. 91-101)
- Rhoades, J. 1996. "Salinity: electrical conductivity and total dissolved solids". In: Sparks D.L. *et al.*, (Eds.). *Methods of soils analysis: Part 3. Chemical methods*. SSSA, Madison, USA. (pp. 417-435).
- Richards, L. 1947. "Pressure-membrane apparatus construction and use". *Agr. Engin*", Vol. 28, (pp. 451-454)

- Rodríguez, I., Campos, E., Delgado, Y., Torres, A. y Osechas, D. 2006. "Efectos nutricionales y pigmentales de la harina de hojas de *Leucaena* y la *Lemna* en la yema de huevo". *Mundo Pecuario*, Vol. 2, No. 2, (pp. 42-44).
- Roletto, E., Barberis, R., Consiglio, M. and Jodice R. 1985. "Chemical parameters for evaluating compost maturitu". *Biocycle*. Vol. 26, No. 2, (pp. 46-48).
- Romero-Aranda, R., Soria, T., Cuartero, J., 2001. "Tomato plant–water uptake and plant–water relationships under saline growth conditions". *Plant Science*, Vol. 160, No. 2, (pp. 160, 265–272).
- Sahin, U., Eroğlu, S. and Sahin, F. 2011. "Microbial application with gypsum increases the saturated hydraulic conductivity of saline–sodic soils". *Applied Soil Ecology*, Vol. 48, No. 2, (pp. 247–250).
- Sebastian, S., Udayasoorian, C., Jayabalakrishnan, R. and Parameswar, E. 2009. "Performance of sugarcane varieties under organic amendments with poor quality irrigation water". *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*, Vol. 3, No. 3, (pp. 1674 -1684). ISSN 1991-8178.
- Setia, R., Marschner, P., Baldock, J., Chittleborough, D. and Verma, V. 2011b. "Relationships between carbon dioxide emission and soil properties in salt-affected landscapes". *Soil Biology & Biochemistry*, Vol. 43, No. 3, (pp. 667-674).
- Setia, R., Marschner, P., Baldock, J., Chittleborough, D., Smith, P. and Smith, J. 2011a. "Salinity effects on carbon mineralization in soils of varying texture". *Soil Biology & Biochemistry*, Vol. 43, No. 9, (pp. 1908-1916).
- Shainberg, Sumner, M., Miller, W., Farina, M., Pvasn, M. and Fey, M. 1989. "Use of gypsum on soils: A review". *Advances in soil sciences (USA)*. 1989; Vol. 9 (pp. 1-111). ISSN: 0176-9340.
- Sharma, B. and Minhas, P. 2005. "Strategies for managing saline/alkali waters for sustainable agricultural production in South Asia". *Agricultural Water Management*, Vol. 78, No. 1-2, No. (pp. 136–151).
- Sharma, S., Pradhan, K., Satya, S. and Vasudevan, P. 2005. "Potentiality of earthworms for waste management and in other uses – A review". *The Journal of American Science*, Vol. 1, No. 1, (pp. 4-16).
- Shear, C. 1979. International symposium on calcium nutrition of economic crops. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* Vol. 10 (pp. 11-501)
- Singh, R., Embrandiri, A. Ibrahim, M. and Esa, N. 2011. "Management of biomass residues generated from palm oil mill: Vermicomposting a sustainable option". *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 55, No. 4, (pp. 423–434).
- Statistix V 8.0 (2009) Statistix Analytical Software, Version 9.0
- Stomp, A.M. 2005. "The duckweeds: A valuable plant for biomanufacturing". *Biotechnology Annual Review*, Vol. 11, (Suppl.) (pp. 69-99). ISSN: 1387-2656.

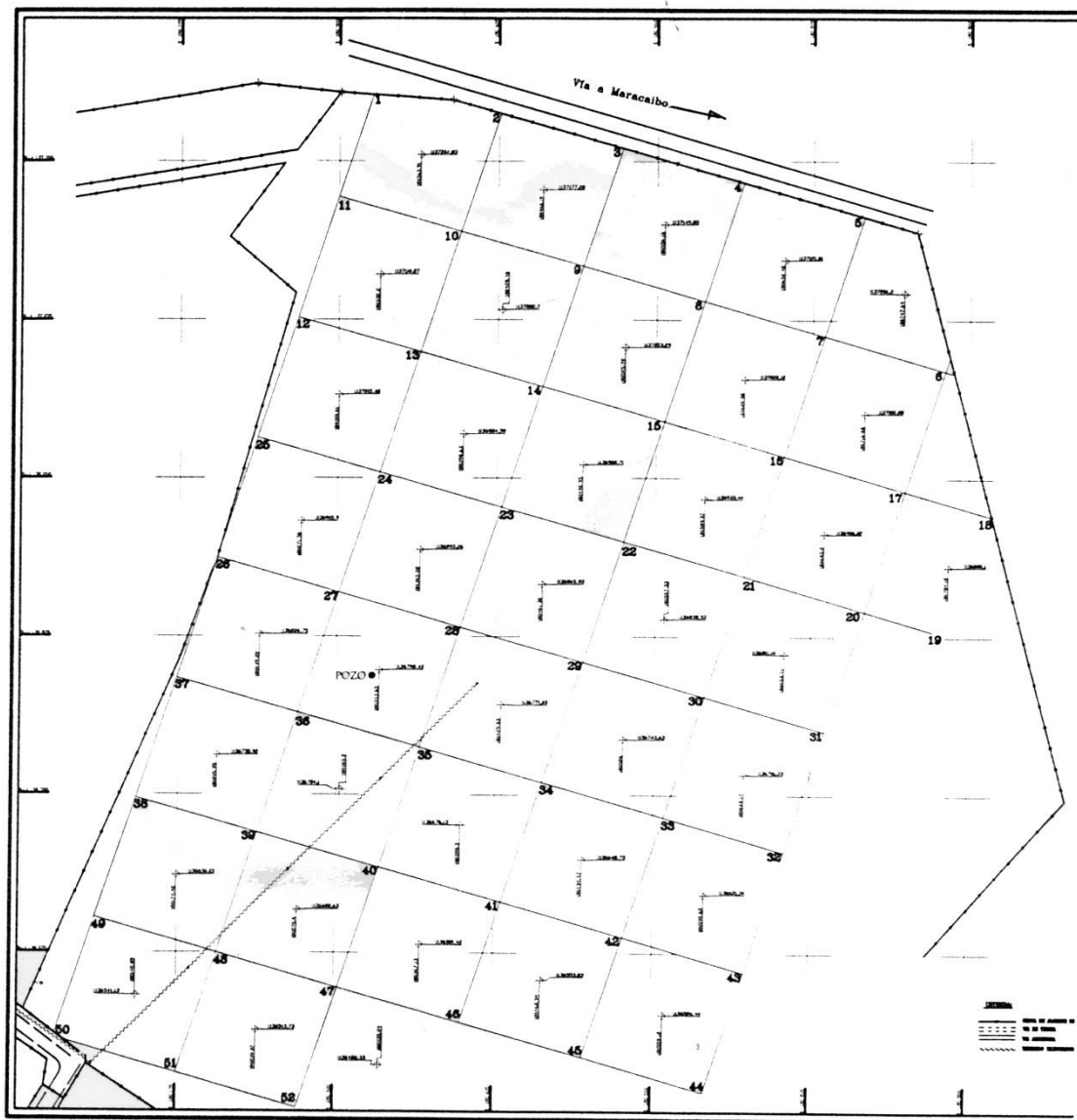
Bibliografía

- Stotzky, G. 1965. "Microbial respiration". En *Methods of soil analysis*. Pat. 2. Blak, C., Evans, D., Ensminger, L., White, J. and Clark, F. Editors. American society of Agronomy, Madison. (pp. 1550-1572).
- Sumner, M. and Miller, W. 1996. "Cation exchange capacity and exchange coefficients". In: Sparks D.L. *et al.*, (Eds.). *Methods of Soils Analysis: Part 3. Chemical Methods*. SSSA, Madison, USA. (pp. 1201-1229).
- Tanji, K. 1990. "Nature and extent of agricultural salinity". In: *Agricultural salinity assessment and management*. Tanji KK (ed) (ASCE manuals and reports on engineering practices 71). ASCE, New York, (pp. 1-17)
- Tejada, M., García, C., González, J. and Hernández, M. 2006. "Use of organic amendment as a strategy for saline soil remediation: Influence on the physical, chemical and biological properties of soil" *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 38, No. 6, (pp. 1413-1421).
- Tejada M., González, J., García-Martínez, A. and Parrado, J. 2008. "Application of a green manure and green manure composted with beet vinasse on soil restoration: Effects on soil properties". *Bioresource Technology*, Vol. 99, No. 11, (pp. 4949-4957).
- Thi Ngo, P., Rumpel, C., Dignac, M., Billou, D., Duc, T. and Jouquet, P. 2011. "Transformation of buffalo manure by composting or vermicomposting to rehabilitate degraded tropical soils". *Ecological Engineering*, Vol. 37, No. 2, (pp. 269-276).
- Tittarelli, F., Petruzzelli, G., Pezzarossa, B., Civilini, M., Benedetti, A. and Sequi, P. 2007. "Quality and agronomic use of compost- Chapter 7". *Waste Management Series*, Vol. 8, (pp. 119-157).
- Tomati, U., Grappelli, A., Galli, E., 1988. "The hormone-like effect of earthworm casts on plant growth". *Biology and Fertility of Soils*, Vol. 5, No. 4 (pp. 288-294).
- Trezza, R. 2008. "Estimación de evapotranspiración de referencia a nivel mensual en Venezuela: ¿Cuál método utilizar?". *Bioagro*, Vol. 20, No. 2, (pp. 89-95). ISSN 1316-3361.
- Tyler, G. (1992). *Ecología y medio ambiente*. Séptima edición, Grupo editorial Iberoamérica, México. 867 p.
- United State Departament of Agriculture-USDA. Soil survey manual. Soil Conservation Service. Soil Surv. Div. Staff. U. S. Dep. Agric. USA. Handbook No. 18.
- United State Departament of Agriculture-USDA. 2010. "Keys to soil taxonomy". U. S. Dep. Agric. Natural Resource Conservations Service. Tenth Edition. Washington, DC. USA 331 p.
- USSL Staff 1954. "Diagnosis and improvement of saline and alkali soils". *Agriculture Handbook 60*, Richards LA (editors.). USDA: Washington, DC.
- Valenzuela, O., Lallana, V. y Guerrero, A. 1998. "Caracterización física y química de lombricompostos originados a partir de residuos de conejeras, estiércol vacuno y residuos domiciliarios". *Revista Científica Agropecuaria*, Vol. 2, No. 1, (pp. 45-48).

- Vivas, A. Moreno, B., Garcia-Rodriguez, S. and Benite, E. 2009. "Assessing the impact of composting and vermicomposting on bacterial community size and structure, and microbial functional diversity of an olive-mill waste". *Bioresource Technology*, Vol. 100, No. 3, (pp. 1319-1326).
- Walker, D. and Bernal, M. 2008. "The effects of olive mill waste compost and poultry manure on the availability and plant uptake of nutrients in a highly saline soil". *Bioresource Technology* Vol. 99, No. 2, (pp. 396-403).
- Wang, P., Changa, C., Watson, M., Dick, W., Chen, Y. and Hoitink, H. 2004. "Maturity indices for composted dairy and pig manures". *Soil Biology & Biochemistry*, Vol. 36, No. 5, (pp. 767-776).
- Wilheums, P., Noguera, N. y Materano, G. 1990. "Estudio detallado de suelos de la hacienda Alto Viento. La Universidad del Zulia, Facultad de Agronomía - Departamento de Edafología. (19 p).
- Wong, V.N.L., Dalal, R., and Greene, R. 2009. "Carbon dynamics of sodic and saline soils following gypsum and organic material additions: A laboratory incubation" *Applied Soil Ecology*, Vol. 41, No. 1, (pp 29-40)
- Zaller, J. 2007. "Vermicompost in seedling potting media can affect germination, biomass allocation, yields and fruit quality of three tomato varieties". *European Journal of Soil Biology*, Vol. 43, No. 1, (pp. S332-S336).
- Zambrano, J., Barrios, Y., Pacheco, D. y Fuenmayor, J. 2007. "Las lemnáceas de la Ciénaga "El Mene", municipio Santa Rita, estado Zulia, Venezuela". *Rev. Fac. Agron. (LUZ)*. Vol. 24 Supl. 1, (pp. 399-404).
- Zmora-Nahum, S., Hadar, Y., and Chen, Y. 2007. "Physico-chemical properties of commercial composts varying in their source materials and country of origin". *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 39, No. 6, (pp. 1263-1276).

Anexos

VI. Anexos



Anexo 1. Plano del Lote con problemas de salinidad, en donde se caracterizaron 36 lotes de 1 ha cada uno

Anexo 2 Caracterización del lote con problemas de Salinidad en la Hacienda Alto Viento (Áreas 1 al 7)

Área Nº	Prof. de Muestreo(cm)	% SAT (pasta)	pH (pasta)	C.E. (dS m ⁻¹) a 25 °C (extracto)	Cationes en Extracto Saturado (meq·L ⁻¹)					Aniones en Extracto saturado (meq·L ⁻¹)					RAS	PSI
					Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺	Total	CO ₃ ⁼	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ⁼	Total		
1	0-20	43,00	6,52	3,47	22,50	6,50	8,40	0,56	37,96	0	4,00	28,00	5,07	37,07	2,21,	2
1	20-40	46,00	6,33	2,41	13,00	4,60	6,50	0,11	24,21	0	2,50	18,75	2,00	23,25	2,19	2
2	0-20	46,00	7,00	2,53	12,50	2,10	5,20	0,26	20,06	0	4,50	15,00	1,00	20,50	1,92	2
2	20-40	48,00	6,77	4,74	31,80	10,25	7,00	0,11	49,16	0	4,50	32,50	5,90	42,90	1,53	1
3	0-20	44,00	6,42	2,61	10,50	2,50	4,40	0,24	17,64	0	5,00	10,00	2,00	17,00	1,73	1,5
3	20-40	42,00	6,65	2,92	12,90	4,40	5,20	0,14	22,64	0	5,00	17,00	0,05	22,05	1,77	1,5
4	0-20	45,00	6,55	6,62	37,50	11,80	11,40	0,20	60,90	0	3,00	53,00	2,14	58,14	2,30	2
4	20-40	48,00	6,61	8,44	48,00	11,00	10,00	0,19	69,19	0	5,50	58,00	4,3	67,80	1,84	1,5
5	0-20	46,00	6,20	6,65	30,20	10,50	10,40	0,40	51,50	0	2,50	48,00	4,40	54,90	2,31	2
5	20-40	48,00	6,20	7,81	51,40	17,40	10,40	0,10	79,30	0	3,50	67,00	6,30	76,80	1,77	1,5
6	0-20	46,00	6,05	18,56	149,80	28,90	15,40	0,48	194,58	0	7,00	185,00	6,80	198,80	1,63	1
6	20-40	47,00	6,56	12,28	60,70	18,40	56,00	0,19	135,29	0	6,00	115,00	8,30	129,30	8,90	9
7	0-20	36,00	6,18	9,28	61,75	14,25	11,40	0,28	87,68	0	4,00	72,00	5,80	81,80	1,85	2
7	20-40	38,00	5,94	6,28	44,00	11,50	8,00	0,11	63,61	0	2,50	53,50	4,90	60,90	1,52	1,5

Anexo 3. Caracterización del lote con problemas de Salinidad en la Hacienda Alto Viento (Áreas 8 al 14)

Área Nº	Prof. de Muestreo(cm)	% SAT (pasta)	pH (pasta)	C.E. (dS m ⁻¹) a 25 °C (extracto)	Cationes en Extracto Saturado (meq·L ⁻¹)					Aniones en Extracto saturado (meq·L ⁻¹)					RAS	PSI
					Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺	Total	CO3 ⁼	HCO3 ⁻	Cl ⁻	SO4 ⁼	Total		
8	0-20	41,00	6,16	5,00	28,75	9,75	8,40	0,34	47,24	0	5,00	42,00	2,80	49,80	1,91	1,5
															1,11	1
8	20-40	36,00	6,11	4,65	31,50	9,00	5,00	0,20	45,70	0	5,00	40,00	3,20	48,20	1,61	1,5
9	0-20	36,00	6,30	5,76	38,00	11,25	8,00	0,22	57,47	0	4,00	47,00	6,40	57,40	2,24	2
															3,30	4
9	20-40	39,00	6,35	9,04	68,25	9,75	14,00	0,17	92,17	0	2,50	77,00	4,90	84,40	2,54	3
															3,84	5
10	0-20	40,00	7,20	9,67	69,50	4,00	20,00	0,24	93,74	0	5,00	84,50	4,20	93,70	2,35	2,5
															1,51	1
10	20-40	36,00	7,17	9,10	60,50	9,50	15,00	0,47	85,47	0	5,00	78,00	2,30	85,30	1,60	1
															2,79	4
11	0-20	37,00	6,32	9,43	51,20	8,60	21,00	1,10	81,90	0	4,50	74,50	4,60	83,60	4,40	5
															2,01	2
11	20-40	36,00	6,16	6,31	42,75	9,50	12,00	0,34	64,59	0	3,50	52,00	6,90	62,40	6,62	1
															6,62	1
12	0-20	44,00	6,61	6,36	37,40	10,50	7,40	1,32	56,62	0	6,00	45,00	4,20	55,20	1,60	1
															2,79	4
12	20-40	41,00	6,60	4,93	25,00	7,00	6,40	0,42	38,82	0	4,50	35,00	2,30	41,80	2,79	4
															4,40	5
13	0-20	45,00	6,88	9,35	66,25	12,50	17,50	1,06	97,31	0	5,00	82,00	5,90	92,90	4,40	5
															2,01	2
13	20-40	45,00	6,19	8,45	47,75	16,75	25,00	0,36	89,86	0	3,50	81,00	2,20	86,70	2,01	2
															6,62	1
14	0-20	31,00	6,13	7,67	32,50	27,40	11,00	0,60	71,50	0	3,50	62,00	2,20	67,70	6,62	1
															6,62	1
14	20-40	32,00	6,14	7,93	50,00	25,25	7,00	0,17	82,42	0	4,00	70,00	1,80	75,80	6,62	1
															6,62	1

Anexos

Anexo 4 Caracterización del lote con problemas de Salinidad en la Hacienda Alto Viento (Áreas 15 al 21)

Área N°	Prof. de Muestreo(cm)	% SAT (pasta)	pH (pasta)	C.E. (dS m ⁻¹) a 25 °C (extracto)	Cationes en Extracto Saturado (meq·L ⁻¹)					Aniones en Extracto saturado (meq·L ⁻¹)					RAS	PSI
					Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺	Total	CO ₃ ⁼	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ⁼	Total		
15	0-20	38,00	6,86	7,16	48,75	11,00	11,40	0,40	71,55	0	5,00	66,00	5,65	76,65	2,09	2
15	20-40	33,00	6,17	8,72	50,25	19,25	26,00	0,16	95,66	0	4,00	77,00	6,00	87,00	4,41	5
16	0-20	35,00	6,66	11,61	77,25	4,00	25,00	0,98	107,23	0	5,00	99,00	5,40	109,40	3,92	3
16	20-40	36,00	6,70	9,10	49,95	15,80	28,40	0,19	94,34	0	2,50	81,00	5,80	89,30	4,95	6
17	0-20	32,00	6,88	0,51	3,50	1,50	0,90	0,28	6,18	0	3,75	1,25	0,55	5,55	0,57	0,5
17	20-40	33,00	7,15	0,63	4,63	3,25	1,35	0,11	9,34	0	5,00	2,75	0,05	7,80	0,68	0,5
18	0-20	36,00	6,70	3,07	10,50	4,25	7,00	0,48	22,23	0	4,00	15,00	1,50	20,50	2,58	3
18	20-40	37,00	6,54	2,38	15,00	5,50	6,20	0,03	26,73	0	4,00	16,50	4,30	24,80	1,94	2
19	0-20	36,00	7,25	1,82	4,20	8,70	3,20	0,58	16,68	0	5,00	9,50	2,90	17,40	1,26	1
19	20-40	31,00	7,08	3,50	19,80	6,40	5,20	0,24	31,64	0	5,00	25,50	0,65	31,15	1,44	1,5
20	0-20	42,00	6,57	10,31	67,50	17,75	18,50	0,50	104,25	0	4,00	97,00	3,70	104,70	2,83	3
20	20-40	31,00	6,55	7,40	43,75	12,75	17,50	0,42	74,42	0	5,00	67,50	4,20	76,70	3,29	3
21	0-20	54,00	6,40	4,25	20,50	12,30	5,00	0,64	38,44	0	4,00	30,00	5,90	39,90	1,23	1
21	20-40	55,00	6,47	2,50	6,50	9,50	5,20	0,12	21,32	0	2,50	19,00	1,50	23,00	1,84	1,5

Anexo 5. Caracterización del lote con problemas de Salinidad en la Hacienda Alto Viento (Áreas 22 al 28)

Área Nº	Prof. de Muestreo(cm)	% SAT (pasta)	pH (pasta)	C.E. (dS m ⁻¹) a 25 °C (extracto)	Cationes en Extracto Saturado (meq·L ⁻¹)					Aniones en Extracto saturado (meq·L ⁻¹)					RAS	PSI
					Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺	Total	CO ₃ ⁼	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ⁼	Total		
22	0-20	48,00	6,50	7,81	48,75	15,25	17,50	0,60	82,10	0	2,50	71,00	3,70	77,20	3,09	3
22	20-40	49,00	6,67	10,43	71,25	19,25	13,50	0,48	104,48	0	5,00	102,50	6,50	114,00	2,01	2
23	0-20	43,00	7,01	3,85	10,60	5,80	15,00	1,04	32,44	0	4,00	22,50	4,60	31,10	5,24	6
23	20-40	44,00	6,92	6,60	32,25	17,25	18,00	0,27	67,77	0	2,00	54,00	7,00	63,00	3,62	4
24	0-20	41,00	6,73	1,70	5,80	4,30	3,00	0,50	13,60	0	2,50	9,50	0,55	12,55	1,33	1
24	20-40	41,00	7,08	2,38	8,20	5,60	5,20	0,16	19,16	0	4,00	11,00	3,40	18,40	1,98	2
25	0-20	36,00	6,63	1,00	3,10	1,40	1,35	0,78	6,63	0	3,00	1,50	1,70	6,20	0,90	1
25	20-40	36,00	7,14	1,45	8,75	5,20	2,50	0,24	16,69	0	5,00	9,50	0,05	14,55	0,95	1
26	0-20	50,00	6,40	0,90	1,20	0,90	3,10	0,35	5,55	0	2,50	1,50	0,85	4,85	3,03	4
26	20-40	49,00	6,71	0,60	2,10	0,60	2,40	0,03	5,13	0	2,50	1,25	0,65	4,40	2,07	2
27	0-20	54,00	6,65	1,31	4,50	2,60	4,25	0,36	11,71	0	2,50	5,75	1,50	9,75	2,26	2
27	20-40	51,00	6,84	2,02	6,25	5,30	7,20	0,48	19,23	0	4,00	13,50	3,90	21,40	3,00	4
28	0-20	47,00	7,10	1,22	5,80	2,60	3,50	0,35	12,25	0	4,00	7,00	0,05	11,05	1,71	1,5
28	20-40	48,00	7,20	2,97	17,50	6,25	8,50	0,20	32,45	0	3,50	25,00	3,70	32,20	2,47	2,5

Anexos

Anexo 6 Caracterización del lote con problemas de Salinidad en la Hacienda Alto Viento (Áreas 29 al 35)

Área Nº	Prof. de Muestreo(cm)	% SAT (pasta)	pH (pasta)	C.E. (dS m ⁻¹) a 25 °C (extracto)	Cationes en Extracto Saturado (meq·L ⁻¹)					Aniones en Extracto saturado (meq·L ⁻¹)					RAS	PSI
					Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺	Total	CO ₃ ⁼	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ⁼	Total		
29	0-20	48,00	6,70	14,76	99,75	27,25	26,00	0,69	153,69	0	5,00	149,50	7,70	162,20	3,26	4
29	20-40	48,00	6,40	13,62	94,50	23,00	26,00	0,94	144,44	0	5,00	131,00	11,10	147,10	3,39	4
30	0-20	48,00	6,26	10,70	66,25	26,75	18,50	0,47	111,97	0	3,50	102,50	8,00	114,00	2,71	3
30	20-40	49,00	6,50	10,96	64,00	27,50	37,50	0,17	129,17	0	2,50	112,50	12,00	127,00	5,54	6
31	0-20	44,00	6,33	17,32	83,50	30,25	57,50	0,46	171,71	0	3,50	159,50	5,80	168,80	7,62	8
31	20-40	47,00	6,13	14,68	78,25	17,75	55,00	0,19	151,19	0	2,50	140,00	10,00	152,50	7,94	9
32	0-20	53,00	6,78	3,51	17,75	11,75	7,00	0,60	37,10	0	6,00	27,50	2,10	35,60	1,82	2
32	20-40	47,00	6,65	7,62	52,75	18,50	16,00	0,16	87,41	0	3,00	74,50	5,30	82,80	2,66	3
33	0-20	54,00	6,90	1,57	8,50	4,75	4,20	0,34	17,79	0	6,00	10,00	0,85	16,85	1,63	2
33	20-40	53,00	6,75	6,33	36,00	9,90	15,00	0,16	61,06	0	4,00	55,00	5,90	64,90	3,13	3,5
34	0-20	64,00	6,76	1,09	4,90	2,80	4,25	0,19	12,14	0	2,75	7,50	0,40	10,65	2,17	2
34	20-40	58,00	7,10	1,60	6,75	6,25	4,20	0,11	17,31	0	2,50	11,00	1,70	15,20	1,65	1,5
35	0-20	47,00	6,89	1,25	4,80	1,90	4,90	0,24	11,84	0	3,75	3,25	2,90	9,90	2,66	2
35	20-40	42,00	7,48	0,88	4,25	1,50	2,25	0,03	8,03	0	3,00	5,00	0,65	8,65	1,33	1

Anexo 7. Caracterización del lote con problemas de Salinidad en la Hacienda Alto Viento (Áreas 36 al 42).

Área Nº	Prof. de Muestreo(cm)	% SAT (pasta)	pH (pasta)	C.E. (dS m ⁻¹) a 25 °C (extracto)	Cationes en Extracto Saturado (meq·L ⁻¹)					Aniones en Extracto saturado (meq·L ⁻¹)					RAS	PSI
					Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺	Total	CO ₃ ⁼	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ⁼	Total		
36	0-20	55,00	7,04	0,52	2,50	1,60	1,35	0,24	5,69	0	2,50	2,25	1,35	8,43	0,94	1,00
36	20-40	48,00	7,23	0,45	2,13	1,12	1,65	0,11	5,01	0	2,50	2,25	0,65	7,62	1,29	5,40
37	0-20	45,00	6,81	6,76	41,00	9,00	17,00	0,62	67,62	0	6,00	54,00	5,90	74,24	3,40	65,90
37	20-40	44,00	6,50	7,24	48,00	16,00	9,00	0,24	73,24	0	3,00	64,50	0,85	76,48	1,59	68,35
38	0-20	45,00	6,70	5,08	30,50	6,75	11,40	0,46	49,11	0	5,00	45,00	4,30	54,57	2,64	54,30
38	20-40	46,00	6,85	9,27	59,70	20,00	9,80	0,16	89,66	0	5,00	79,50	6,50	94,82	1,55	91,00