

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO
UNIDAD LAGUNA**

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS



TESIS

**DIAGNÓSTICO Y MANEJO AMBIENTAL DE NITRATOS EN
SUELOS DE LA
COMARCA LAGUNERA**

POR:

MIGUEL ALBERTO QUINTANA ZAPIÉN

QUE PRESENTA PARA OBTENER EL TÍTULO DE

INGENIERO EN AGROECOLOGÍA

TORREÓN, COAHUILA, MÉXICO, MAYO DE 2014

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA
"ANTONIO NARRO"
UNIDAD LAGUNA

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

TESIS ELABORADO POR EL C. MIGUEL ALBERTO QUINTANA ZAPIÉN,
BAJO SUPERVISIÓN DEL COMITÉ PARTICULAR DE ASESORÍA Y
APROBADA COMO REQUISITO PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERO EN AGROECOLOGÍA

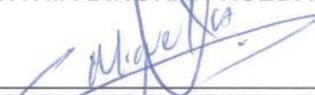
APROBADA POR:

ASESOR PRINCIPAL:



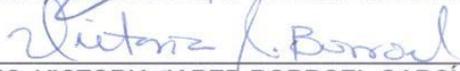
MC. CYNTHIA DINORAH RUEDAS ALBA

ASESOR:



MC. MIGUEL ANGEL URBINA MARTÍNEZ

ASESOR:



MC. VICTORIA JARED BORROEL GARCÍA

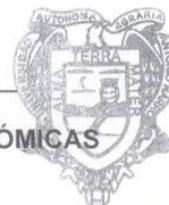
ASESOR:



ING. RUBÍ MUÑOZ SOTO



DR. FRANCISCO JAVIER SÁNCHEZ RAMOS
COORDINADOR DE LA DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS



Coordinación de la División de
Carreras Agronómicas

TORREÓN, COAHUILA, MÉXICO

MAYO DE 2014

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA
"ANTONIO NARRO"
UNIDAD LAGUNA

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

TESIS DEL C. MIGUEL ALBERTO QUINTANA ZAPIÉN QUE SE
SOMETE A LA CONSIDERACIÓN DEL H. JURADO EXAMINADOR,
COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL TITULO DE:

INGENIERO EN AGROECOLOGÍA.

COMITÉ EXAMINADOR:

PRESIDENTE 
MC. CYNTHIA DINORAH RUEDAS ALBA

VOCAL 
MC. MIGUEL ANGEL URBINA MARTÍNEZ

VOCAL 
MC. VICTORIA JARED BORROEL GARCÍA

VOCAL 
ING. RUBI MUÑOZ SOTO.


DR. FRANCISCO JAVIER SÁNCHEZ RAMOS.
COORDINADOR DE LA DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS



Coordinación de la División de
Carreras Agronómicas

AGRADECIMIENTOS

A mis padres, Mariano Quintana y Rosario Zapién, por el apoyo incondicional que siempre, aun sin merecerlo me han dado incluso sacrificando su persona.

Al Lic. Jesús Zapién mi patrocinador oficial, quien siempre fue un buen guiador aportando apoyo económico y moral.

A toda mi familia: abuelos, tíos hermanos, primos, que aportaron no solo económicamente sino con ánimos, porras, regaños más.

Al Biólogo Eduardo Blanco, quien nos adoptó como uno más de su familia y con tanta sabiduría apoyo en toda la carrera de agroecología

A la compañera Cynthia Dinorah Ruedas Alba, quien con hermandad y compañerismo concluimos la carrera juntos y sigue hasta la fecha, dando carrilla para culminar mi tesis y poder titularme.

DEDICATORIAS

A mis compañeros de universidad.

A los grandes profesores a lo largo de mi vida.

A todos los agrónomos y agricultores que esperando servir de algo en esa tan noble labor de alimentar al mundo seguiremos aportando y orgullosos de ser parte.

ÍNDICE

	Pag
ÍNDICE GENERAL.	III
RESUMEN.	IX
INTRODUCCIÓN	1
Objetivos	3
Objetivo general	3
Hipótesis	3
REVISION DE LITERATURA	4
Hongos micorrízicos arbusculares	4
Caracterización de los tipos de micorrizas	6
Las micorrizas vesículo – arbusculares (MVA)	8
Diversidad Taxonómica de los hongos micorrizógenos arbusculares	9
Ventajas y beneficios de las micorrizas	10
Estiércol	10
Salinidad	10
Normas de aplicación de estiércol de bovino al suelo	11
Legislación sobre residuos ganaderos	11
Solarización	12
Fases del ciclo del Nitrógeno	13
Fijación del N ₂	14
Asimilación	14

Mineralización	14
Nitrificación	15
Volatilización	15
Desnitrificación	15
Aportes y pérdidas de nitrógeno dentro del ciclo	16
Aportes Naturales	16
Aportes Artificiales	16
Pérdidas	16
Nitratos	17
Lixiviación de los nitratos	19
Intoxicación por Nitratos y Nitritos	20
Toxicidad de nitritos, nitratos y nitrosaminas	21
Características fisicoquímicas del suelo	22
pH	22
Criterios de evaluación	24
Conductividad eléctrica	24
Nitrógeno total	27
Nitritos y nitratos intercambiables	28
Determinación de la capacidad de intercambio catiónico	29
MATERIALES Y METODOS	33
Localización geográfica	33
Ubicación del sitio experimental	33

Características ecológicas del sitio	34
Método de solarización del estiércol	34
Características químicas del estiércol	35
Espacio de exploración	35
Diseño experimental	37
Análisis estadístico	37
Establecimiento y conducción del experimento	38
Preparación del terreno	38
Aplicación de estiércol solarizado	38
Siembra y variedad	39
Fertilización	39
Riegos	39
Variables a medir en suelo	39
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	41
Características químicas del estiércol	41
Rendimiento de forraje verde	41
Potencial de Hidrogeno (pH) del suelo	43
Conductividad eléctrica	44
Nitritos en el suelo	46
Sodio intercambiable	47
Calcio en el suelo	49
Magnesio en el suelo	50

Conclusiones	51
Recomendaciones	51
Literatura citada	52

INDICE DE FIGURAS

	Pag
Figura 1. Ectomicorrizas	6
Figura 2. Endomicorrizas	6
Figura 3. Fases del ciclo del Nitrogeno	13
Figura 4. Ciclo de los nitritos	18
Figura 5. Ubicación de la Comarca Lagunera en el territorio nacional	33
Figura 6. Ubicación del sitio experimental de la Facultad de Agricultura y Zootecnia	34
Figura 7 . Rendimiento de maiz en forraje verde. CAE-FAZ-DEP.2012	42
Figura 8. pH del suelo con y sin micorrizas en el cultivo de maíz.	44
Figura 9. Conductividad eléctrica del suelo al final del ciclo de cultivo. CAE-FAZ-DEP-UJED-DEP.2012	45
Figura 10. Nitratos del suelo al final del ciclo de cultivo. CAE-FAZ-DEP- UJED-DEP.2012	47
Figura 11. Sodio Intercambiable del suelo al final del ciclo de cultivo.	48
Figura 12. Sodio del suelo al final del ciclo de cultivo. CAE-FAZ-DEP-UJED-DEP.2012	50

INDICE DE TABLAS

	Pag
Tabla 1. Criterios de evaluación de un suelo con respecto a su pH (NOM-021- RECNAT-2000)	24
Tabla 2. Ajuste de conductividad en función de la solución de KCl	26
Tabla 3. Criterios para evaluar la salinidad del suelo	27
Tabla 4. La clasificación de fertilidad de suelos por el contenido de nitrógeno inorgánico (nitrato y amonio)	29
Tabla 5. Ejemplos de valores de capacidad de intercambio catiónico para diferentes texturas de suelo se mencionan a continuación	31
Tabla 6 Clasificación de la fertilidad de suelos de acuerdo a la CIC	32
Tabla 7 Clasificación de los niveles de calcio, magnesio y potasio	33
Tabla 8. Relación de tratamientos considerando los dos factores	36
Tabla 9. Variables a medir de las características físicas y químicas del suelo	40
Tabla 10. Variable a evaluar en la planta	40
Tabla 11. Características del estiércol del establo de la Facultad de Agricultura y Zootecnia. FAZ-UJED, 2012	41
Tabla 12. Análisis de varianza para el rendimiento de maíz en forraje verde. CAE-FAZ-DEP-UJED.2012	42
Tabla 13. Análisis de varianza para el pH del suelo al final del ciclo de cultivo. CAE-FAZ-DEP-UJED-DEP.2012	43
Tabla 14. Análisis de varianza de la ce al final del ciclo de cultivo. CAE-FAZ-DEP-UJED-DEP.2012	45
Tabla 15. Nitratos del suelo al final del ciclo de cultivo. CAE-FAZ-DEP-UJED-DEP.2012	46
Tabla 16. Sodio Intercambiable del suelo al final del ciclo de cultivo. CAE-FAZ-DEP-UJED-DEP.2012	48
Tabla 17. Calcio del suelo al final del ciclo de cultivo. CAE-FAZ-DEP-UJED-DEP.2012	49
ANEXOS.	
Tabla A. Magnesio del suelo al final del ciclo de cultivo. CAE-FAZ-DEP-UJED-DEP.2012	60

RESUMEN

Esta investigación se realizó en el campo agrícola experimental de la Facultad de Agricultura y Zootecnia (CAE-FAZ-UJED), ubicado en el km 30 de la carretera Gómez Palacio - Tlahualilo. Se trabajó con maíz Var. "San Lorenzo". El objetivo del trabajo fue determinar cuál dosis de estiércol era la mejor, así como determinar el contenido total de Nitratos en diferentes dosis de estiércol con y sin micorrizas en el cultivo de maíz analizando las características fisicoquímicas edáficas de estos suelos.

Los factores en estudio fue el cultivo de maíz con aplicación y sin aplicación de micorrizas y estiércol bovino solarizado con tratamientos de 20 hasta 80 Ton/Ha, Factor (A1) con micorrizas, Factor (A2) sin micorrizas y Factor (B) es el estiércol bovino solarizado (0, 20, 40, 60, 80 Ton/Ha y fertilizante químico. El sistema de riego utilizado en este trabajo fue el de goteo subsuperficial (cintilla).

El análisis de varianza mostró que la cosecha en forraje verde solo se encontró diferencia estadística altamente significativa, para el factor B correspondiente a los tratamientos de estiércol, encontrándose una $P_v < F$ de 0.0050, sin embargo al realizar la prueba de medias por el método de DMS (Diferencia Mínima Significativa), se encontró el mayor rendimiento en la dosis de 80 t ha⁻¹ con un rendimiento de 88.56 t ha⁻¹, encontrándose el resto de los tratamientos e incluso el testigo y la fertilización química estadísticamente iguales mostrando una DMS de 12.69. Por esto y lo antes mencionado se concluye que el tratamiento de 80 Ton/ha de estiércol aplicado y con micorrizas, fue el mejor en este ciclo agrícola estudiado.

Palabras clave: maíz, micorrizas, cintilla, estiércol, suelo.

ABSTRACT

This research was conducted in the experimental agricultural fields of the Faculty of agriculture and animal husbandry (CAE-FAZ-UJED), located at 30 km from Gómez Palacio - Tlahualilo road. He worked with corn Var. "San Lorenzo". The aim of the work was to determine what dose of manure was the best, as well as to determine the total content of nitrates in different doses of manure with and without mycorrhiza on maize cultivation analyzing edaphic physico-chemical characteristics of these soils.

Factors in study was of maize cultivation with application and without application of mycorrhiza and cattle manure solarizado treatments of 20 up to 80 Ton / Ha, Mycorrhizae, Factor (A2) without Mycorrhizae and Factor (B) Factor (A1) is onscreen cattle manure (0, 20, 40, 60, 80 Ton / has and chemical fertilizer.) The system of irrigation used in this work was that of subsurface drip irrigation (streak).

Analysis of variance showed that only green forage harvest was found highly significant statistical difference for the B factor corresponding to the treatment of manure, finding a $P_v < 0.0050$ F, however to perform the test of socks by the DMS (difference minimum Significativa) method, met the highest performance in the dose of 80 t ha⁻¹ with a performance of 88.56 t ha⁻¹--finding the rest of the treatments and even the witness and chemical fertilization statistically equal showing a DMS 12.69. For this and the above it is concluded that the treatment of 80 Ton / manure applied and with Mycorrhizae, was the best studied agricultural cycle.

Key words: corn, mycorrhiza, subsurface drip irrigation, cow manure, soil.

I. INTRODUCCIÓN

La agricultura orgánica proscrib el empleo total de plaguicidas y se basa en la aplicación de abonos orgánicos y prácticas agrícolas que están diseñadas para restablecer y mantener un balance ecológico de la biodiversidad genética (Pérez y Landeros, 2009). Espinoza *et al.* (2007) Señala que la agricultura orgánica es una estrategia de desarrollo que trata de cambiar algunas de las limitaciones encontradas en la producción convencional y que más que una tecnología de producción, es una estrategia de desarrollo que se fundamenta no solamente en un mejor manejo del suelo y un fomento al uso de insumos locales, sino también en un mayor valor agregado y una cadena de comercialización más justa.

La producción de forrajes en México es importante debido a que constituyen una de las fuentes más económicas de nutrientes para la alimentación de los rumiantes, el cual aún cuando su contenido de proteínas y minerales es bajo, es compensado por su alto contenido de fibras. Hoy en día la producción de forrajes de alta calidad, sin el uso de fertilizantes sintéticos y haciendo un uso eficiente del agua, es una necesidad en la Región Lagunera ya que es un área donde la limitación de este recurso es alarmante. En el caso del agua el uso de sistemas de riego que disminuyen las pérdidas por conducción, aplicación y evaporación son necesarias en la producción de cualquier cultivo.

México produce orgánicamente, estando entre los primeros cultivos café, frijol, hortalizas, maíz azul y blanco, manzanas, nueces, papaya, plátano, soya, entre otros, siendo el maíz el que ocupa el quinto sitio entre estas (Fortis *et al.* 2007). Actualmente en la región la producción promedio de maíz forrajero por ha es de 50 ton de forraje fresco y 15 ton de materia seca. El empleo de maíz en la alimentación animal tiene una gran versatilidad ya que puede ser consumido en verde, ensilado, seco (heno o rastrojo) o como grano (Reta, 2004).

El sistema de riego por goteo subsuperficial (RGS) alcanza una de las mayores eficiencias en la aplicación de agua (95%). En la Región Lagunera los forrajes que en mayor superficie se cultivan son alfalfa, maíz, sorgo, avena, cebada, triticale y zacate ballico, siendo el cultivo de maíz forrajero el que ocupa un lugar de suma importancia en

este patrón de cultivo, debido a su alto rendimiento energético que aporta a las raciones para ganado bovino lechero.

La utilización de fertilizantes biológicos es un concepto que se ha puesto en práctica desde hace mucho tiempo en la Región Pampeana Argentina, pero en los últimos años ha tomado un impulso creciente, a partir del desarrollo de productos de mayor calidad, y orientados hacia nuevos cultivos

El uso de abonos orgánicos constituye una práctica de manejo fundamental en la rehabilitación de la capacidad productiva de los suelos degradados. Los abonos orgánicos son enmiendas que se incorporan al suelo para mejorar sus propiedades físicas, químicas, biológicas y con ello su fertilidad (FAO, 1991). En la región se producen aproximadamente 1,000,000 de ton de estiércol de bovino anualmente lo cual permite plantear una posibilidad de su utilización en la agricultura, de ahí la importancia de utilizar este desecho de la industria lechera en la producción de maíz forrajero reduciendo la utilización de productos químicos, costos de producción e índices de contaminación. Una manera muy eficiente y eficaz de eliminar los patógenos presentes en el estiércol y el suelo es utilizar la solarización, ya que con este método es posible obtener productos o sustratos inocuos, que pueden ser utilizados de manera segura en la producción de alimentos.

La toxicidad de nitratos y nitritos se conoce desde fines del siglo pasado. Los iones nitrato (NO_3) u nitrito (NO_2) son aniones inorgánicos de origen natural que forman parte del ciclo del nitrógeno. En este ciclo, los desechos que contienen nitrógeno orgánico se descomponen en el suelo o en el agua, por acción de los microorganismos, para formar amoníaco en primera instancia. Posteriormente, éste se oxida para formar iones nitrito y éstos, a su vez, para dar nitratos. Aunque la lixiviación de nitrato tiene una gran importancia medioambiental, su medida no es fácil. Los métodos de medida más directa se basan en el muestreo de la solución del suelo a la profundidad a la que se quiere efectuar la medición, la determinación de la concentración de nitrato de esta solución, y la medida del drenaje.

Por lo anterior en el presente trabajo se estudiará las propiedades fisicoquímicas del suelo, el comportamiento del estiércol bovino solarizado aplicado en el suelo en maíz con y sin micorrizas y su efecto por la contaminación de nitratos y daños a la salud.

1.1. Objetivos:

1.1.1. Objetivo general.

Caracterizar el estado actual de los suelos agrícolas contaminados por nitratos aplicando diferentes dosis de estiércol de Bovino.

Analizar las propiedades y características edáficas de estos Suelos.

1.1.2. Objetivos específicos:

Determinar el contenido total de Nitratos en diferentes dosis de estiércol con y sin micorrizas en el cultivo de maíz.

1.2. Hipótesis.

Mediante la aplicación de estiércol bovino y micorrizas es posible disminuir la contaminación de los suelos por lixiviación de nitratos.

Con una dosis de 80 t ha^{-1} hectárea de Estiércol de Bovino existe contaminación de Nitratos.

II. REVISION DE LITERATURA

A nivel nacional, el maíz es uno de los cultivos más importantes ya que ocupa la mayor parte del área cultivable en las zonas de riego y de temporal. Además, tiene una gran importancia en el mercado, pues es un forraje de uso cotidiano en la dieta alimenticia del ganado productor de leche, incrementándose cada vez más su consumo. La Región Lagunera es una de las principales cuencas lecheras de México con 500.000 cabezas de ganado bovino, y una producción de leche de bovino que llega a los seis millones de litros diarios. Lo anterior ha impactado en la demanda de forrajes, así como de otras fuentes alternativas de alimentos. Los maíces y sorgos producidos en la Comarca Lagunera como fuente de forraje, juegan un papel importante, ya que de ambos se siembran entre 22.000 y 26.000 ha por año en los ciclos de primavera-verano. Esto, junto con la alfalfa, representan el 61 % de la superficie total regada con agua subterránea (SAGAR, 1997).

Los abonos orgánicos se han utilizado desde tiempos remotos y su influencia sobre la fertilidad de los suelos ha sido demostrada (Piccinini *et al.*, 1991), aunque su composición química, el aporte de nutrimentos a los cultivos y su efecto en el suelo, varían según su procedencia, edad, manejo y contenido de humedad. Los abonos orgánicos pueden prevenir, controlar e influir en la severidad de patógenos del suelo; además, sirven como fertilizantes y mejoradores del suelo (FAO, 1991); y presentan una amplia variación de efectos que dependen del material aplicado y de su grado de descomposición (Abawi y Thurston, 1994). El uso de abonos orgánicos constituye una práctica de manejo fundamental en la rehabilitación de la capacidad productiva de suelos degradados. La adición de residuos vegetales o estiércoles incrementa la actividad y cantidad de la biomasa microbiana del suelo, que en los cultivados varía de 100 a 600 mg kg⁻¹ (Anderson y Domsch, 1989). El aprovechamiento de estos residuos orgánicos cobra cada día mayor importancia como medio eficiente de reciclaje racional de nutrientes, que ayuda al crecimiento de las plantas y devuelven al suelo muchos de los elementos extraídos durante el proceso productivo (Cerrato *et al.*, 2007).

2.1. Hongos micorrízicos arbusculares.

En México los biofertilizantes en la producción agrícola nacional han tenido su mayor relevancia en las leguminosas, como la soya y en otros casos el frijol, gramíneas como maíz, la aplicación de los biofertilizantes con microorganismos como *Azospirillum brasilense*, *Rhizobium etli*, *Bradyrhizobium japonicum* y el hongo micorrizico *Glomus*

intraradices, representan una oportunidad para incrementar la producción y productividad de los cultivos a menos costo. Producir más por menos (Aguirre-Medina, 2006). El éxito de los microorganismos benéfico a desarrollado un mercado de productos denominados biofertilizantes, cuyos beneficios no sólo se enfocan al crecimiento vegetal, sino que también pueden ser elementos importantes en la estabilidad de los agro ecosistemas y del ambiente, ya que su aplicación influye directamente en la disminución de fertilizantes que participan como agentes de contaminación (Alarcón y Ferrera - Cerrato, 2000).

Las micorrizas son organismos que se establecen en asociaciones simbióticas en los tejidos de la raíz de más del 80% de las plantas terrestres (Ruiz-Lozano y Bonafonte, 1999). Esta asociación mutualista es la más antigua que se conoce, entre 350 a 460 millones de años de antigüedad y se considera la más importante simbiosis en la colonización del ambiente terrestre por las plantas (Varela y Trejo, 2001). En la actualidad, la simbiosis micorrízica arbuscular tiene enorme trascendencia ya que en diversos estudios se ha demostrado el efecto benéfico de los hongos micorrizicos arbusculares (HMA) en el mejoramiento de la nutrición, aprovechamiento de agua, crecimiento y adaptación de las plantas ante diversas condiciones de estrés inducido tanto por factores bióticos como por factores abióticos (Augé *et al.*, 1994; Augé, 2001; Jeffries *et al.*, 2003).

La simbiosis micorrízica se refiere a la asociación mutualista que se establece entre plantas y específicos grupos de hongos que habitan en el suelo y en la rizosfera. La simbiosis (del griego, *sympion* 'vivir juntos'), es la interdependencia de dos organismos de especies diferentes (Ferrero-Cerrato y Alarcón, 2007). Cuando los organismos son cooperantes, o simbioses, y obtienen un beneficio mutuo, se le denomina mutualismo. Un ejemplo de mutualismo de esta relación son las micorrizas; son hongos que crecen en las raíces de algunas plantas con semilla, las orquídeas y en diversas coníferas (Olalde y Serratos, 2004). De este modo, se pueden distinguir tres grupos fundamentales según la estructura de la micorriza formada: *Ectomicorrizas* o formadoras de manto; *Ectendomicorrizas*, que incluye *Arbutoides* y *Monotropoides*; y las *Endomicorrizas*, caracterizadas por la colonización intracelular del hongo, y que a su vez se subdividen en *Ericoides*, *Orquidoides* y *Arbusculares* (Read, 1999).

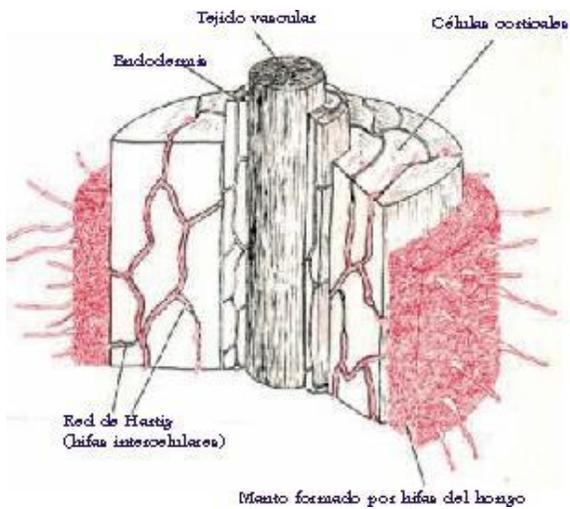


Figura 1. Ectomicorrizas

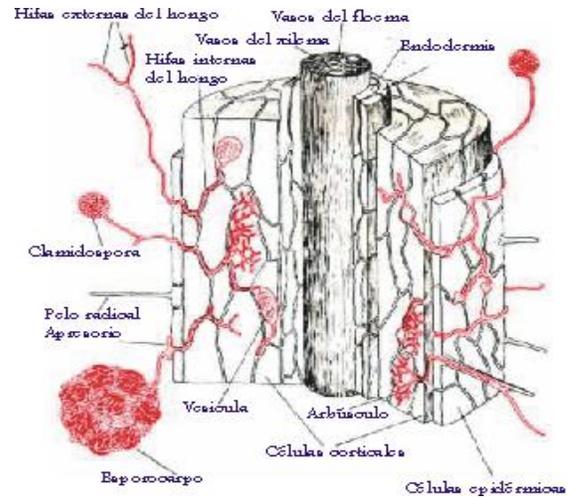


Figura 2. Endomicorrizas

2.2. Caracterización de los tipos de micorrizas:

Ectomicorrizas: Se caracterizan porque desarrollan una espesa capa de micelio sobre la zona cortical de las raíces absorbentes de la planta las hifas del hongo no penetran en el interior de las células de la raíz, si no que se ubican sobre y entre las separaciones de éstas. Se pueden observar a simple vista. Este tipo de micorrización predomina entre los árboles de zonas templadas, se producen principalmente sobre especies forestales y leñosos, siendo especialmente característico en hayas, robles, eucaliptus y pinos. Los hongos que la forman son tanto *Basidiomycota* como *Ascomycota*.

Endomicorrizas: Los hongos que las producen se caracterizan por colonizar intracelularmente el córtex radical o sea que no hay manto externo que pueda verse a simple vista. Las hifas se introducen inicialmente entre las células de la raíz, pero luego penetran en el interior de éstas, formando vesículas alimenticias y *arbuscúlos*. Por ello este grupo se las conoce también como micorrizas vesículo-arbusculares (MVA) los cuales constituyen la simbiosis más extendida sobre el planeta. Los hongos que la forman pertenecen a la división *Glomeromycota* y se dan en todo tipo de plantas, aunque predominan en hierbas y gramíneas. Abundan

en suelos pobres como los de las praderas y estepas, la alta montaña y las selvas tropicales. En el bosque atlántico aparecen junto a las ectomicorrizas.

Orquidoides o micorrizas de ovillo: Son micorrizas de orquídeas, los cuales son imprescindibles para su desarrollo y vida juvenil. Una vez que la planta crece y fotosintetiza, cuando está en la fase adulta generalmente se independiza del hongo.

Ericoides: Son de tipo más sencillo y simple con raíces muy simples e hifas que penetran en las células para formar ovillos.

Ectendomicorrizas: Presentan características intermedias entre las *Ectomicorrizas* y las *Endomicorrizas*, pues presentan manto externo, como las *ectomicorrizas*, pero también penetran en el interior de las células, como las *endomicorrizas* y no existen vesículas ni arbusculos. Este grupo se presenta tanto en *Basidiomycota* como *Ascomycota* y son más abundantes en angiospermas que en gimnospermas. Su distribución es restringida.

Arbutoides: Presenta un manto externo junto con hifas que penetran a las células para formar rulos.

Monotropoides: La forma de penetración en las células es algo diferente, diferenciada apenas por la forma de penetración de las hifas a las células radicales.

En cuanto a las estructuras formadas, al tipo de colonización y a la cantidad de especies vegetales y fúngicas implicadas, se puede decir que las Micorrizas Vesículo – Arbusculares (MVA) son las de mayor importancia y las que más ampliamente se encuentran distribuidas (tanto a nivel geográfico como dentro del Reino Vegetal).

No obstante, una de las simbiosis micorrízicas que tiene vasto avance científico y biotecnológico es aquella que se forma entre aproximadamente 150 especies de hongos de Glomeromycota con más del 80% del total de las plantas terrestres que se conocen hoy en día, la cual se denomina como micorriza vesículo arbuscular. La infección por HMA se realiza mediante propagulos infectivos, estos pueden estar formados por esporas, hifas, partes de raíces colonizadas y que presenten cantidades de esporas e hifas en más de un 50 % de colonización (González *et al.*, 1998). Los propagulos pueden ser inóculos comerciales o que se encuentran en las condiciones naturales del suelo de un hábitat específico. Estos propagulos deben tener capacidad para sobrevivir cuando están disturbados, bajo presión de predadores y en condiciones adversas de humedad, temperatura, salinidad etc. (Ferrera-Cerrato y Alarcón, 2007).

Para que ocurra una infección natural los propagulos deben dispersarse a nuevas localidades, y permanecer en dormancia y quiescencia hasta el momento de su activación provocada por condiciones ambientales, intervalos de tiempo donde los propagulos se activan por si solos o por la presencia de raíces (Brundrett *et al.*, 1996). La forma de asociación de los HMA con la raíces de las plantas este regulada primero por factores ambientales y estado fenológica de la planta, siendo estos la humedad del suelo principalmente y la temperatura del suelo. Respecto a la fenología debe de ser la primeras etapas de desarrollo donde se tenga la mayor cantidad de raíces jóvenes que recién han completado su formación (Azcón, 2000).

Se ha comprobado que la mayoría de las plantas se asocian con algunos hongos benéficos. Estos hongos se ha mencionado, le ayudaron a las plantas a invadir la tierra, lo que les permitió adaptarse y sobrevivir a la adversidad de las condiciones de esa época. Se ha demostrado que las plantas que se encuentran en condiciones de estrés se logran desarrollar mejor cuando tienen micorriza (Olalde y Serratos, 2004).

2.3. Las micorrizas vesículo – arbusculares (MVA)

Este tipo de micorriza se encuentra en condiciones naturales en la mayoría de los cultivos tropicales y subtropicales de interés agronómico (Sieverding, 1991) y está

presente en la mayoría de las Angiospermas; siendo las familias *Chenopodiaceae* y *Cruciferae*, las excepciones de mayor importancia. La asociación simbiótica Micorrízica – Arbuscular se forma en muchas especies perennes leñosas, incluyendo muchas Gimnospermas aparte de las *Pináceas* (Harley y Smith, 1983). Estos hongos pertenecen al pequeño orden *Glomales* dentro de la clase *Zygomycetes* y su origen está en un rango de 353 a 452 millones de años atrás, estando presentes en familias de plantas que tienen miembros de alta importancia económica (*Poaceae*, *Fabaceae*, *Solanaceae* y *Rosaceae*).

Los vegetales asociados a los mismos se benefician por el incremento en la toma de nutrientes como, nitrógeno, fósforo, potasio, calcio, magnesio, azufre, cobre, molibdeno, hierro y manganeso, pues el hongo funciona como una extensión del sistema radical de la planta, facilitando a través de su red de hifas una mayor absorción de éstos en el suelo (Read, 1999). En esta asociación el componente fúngico de la simbiosis se nutre de los carbohidratos almacenados en las células mesodérmicas en formas sencillas de fructosa, glucosa y sacarosa y de los exudados radicales de las plantas.

2.4. Diversidad Taxonómica de los hongos micorrizógenos arbusculares.

Los estudios con HMA se han enfocado principalmente en determinar la respuesta de la planta a la micorriza sin considerar detenidamente al endofito, dando la impresión de que estos hongos son funcionalmente equivalentes (Abbot & Robson 1991,) ya que incluso una morfoespecie puede asociarse con un gran número de plantas. Sin embargo, se ha demostrado que estos hongos tienen una gran diversidad fisiológica y probablemente han desarrollado adaptaciones específicas a las condiciones ambientales y edáficas en las que se desarrollan. Se ha observado que las plantas micorrizadas se benefician en diferente magnitud dependiendo de los HMA que las colonicen (Smith *et al.* 2000). Los hongos que forman micorriza arbuscular, se ubican en el orden *Glomales* de la clase *Zygomycetes* y comprenden ocho géneros con alrededor de 150 especies.

2.5. Ventajas y beneficios de las micorrizas.

Las ventajas proporcionadas por la micorrización para las plantas son numerosas. Gracias a ella, la planta es capaz de explorar más volumen de suelo del que alcanza con sus raíces, al sumársele en esta labor las hifas del hongo; también capta con mayor facilidad ciertos elementos (fósforo, nitrógeno, calcio y potasio) y agua del suelo.

La protección brindada por el hongo hace que, además, la planta sea más resistente a los cambios de temperatura y la acidificación del suelo derivada de la presencia de azufre, magnesio y aluminio. Por si todo esto fuera poco, algunas reacciones fisiológicas del hongo inducen a la raíz a mantenerse activa durante más tiempo que si no estuviese micorrizada.

2.6. Estiércol.

El alimento no aprovechado por los rumiantes, es excretado por vía anal, este desecho contiene alimento indigestible (no digerido), microorganismos, agua y material endógeno que se origina en el proceso de digestión (Van Soest, 1994). A estas heces se les denomina comúnmente como estiércol. El estiércol y otros desechos orgánicos son los principales fertilizantes utilizados en la agricultura orgánica. Estos fertilizantes naturales se utilizan también ampliamente en la agricultura convencional junto con fertilizantes sintetizados químicamente. La contaminación microbiológica derivada de la utilización de fertilizantes naturales y las medidas necesarias para abordarlas deben de orientarse tanto a la agricultura orgánica como a la convencional (FAO, 2000).

2.7. Salinidad.

Otro aspecto del manejo de residuos orgánicos, especialmente de estiércoles, que debe considerarse para un uso sustentable del suelo es el control de la salinidad cuando se incorporan este tipo de residuos al suelo. El estiércol bovino puede contener más del 10% de sales solubles; lo anterior significa que una dosis de 100 Ton ha^{-1} de estiércol incorpora también 10 Ton ha^{-1} de sales solubles. La conductividad eléctrica (CE) del suelo

aumenta de manera lineal al incrementar la dosis de aplicación. Una práctica recomendada para controlar la salinidad del suelo cuando se utiliza estiércol alto en sales, es aplicarlo antes de la siembra, incorporarlo con rastra y aplicar un riego de aniego o presiembra. Lo anterior permite lavar las sales solubles en exceso y evitar daños al cultivo (Powers *et al.* 1974; Vázquez *et al.*, 2001).

La planta de Nopal *opuntia spp* responde favorablemente a la aplicación de estiércoles ya que estos siempre han sido la fuente de nutrición de este cultivo hasta antes de que se generalizara el empleo de fertilizante químico, obteniendo resultados similares en cuanto a: incremento en la producción de nopalito, obtención de tuna de calidad y aumento de la vida productiva de la planta (Vázquez 2003).

2.8. Normas de aplicación de estiércol de bovino al suelo.

2.8.1. Legislación sobre residuos ganaderos.

En México se cuenta con una Norma Oficial Mexicana para las especificaciones del proceso de producción y procesamiento de productos agrícolas orgánicos. Se encuentran registradas 15 Agencias de Certificación, de las cuales 3 son de origen mexicano (CERTIMEX, CUCEPRO y CADS) y una agencia internacional (OCIA) división México (SCFI, 2000, y CODEES 1997). Las empresas extranjeras más importantes que operan en nuestro país son: Organic Crop Improvement Association Internacional (OCIA), con sede en Estados Unidos; Naturland, de Alemania, y Quality Assurance International, de Estados Unidos. La certificación nacional corresponde al Comité Universitario Certificador de Productos Orgánicos de la Universidad de Colima, a la Certificadora Mexicana de Productos y Procesos Ecológicos S.C. (Certimex), que realiza procesos de cocertificación con empresas internacionales; a la Asociación Civil Dana y otros (FDA y CFSAN 1999 y IEM. R, 1956).

Muchos programas de certificación requieren medidas adicionales de protección del ambiente, por ejemplo, en las esferas relativas a la conservación de suelos y aguas, la lucha contra la contaminación o el uso de agentes biológicos se aplican por lo general medidas específicas (UMFDA, 2002).

En nuestro país la producción de productos orgánicos se rige por la Norma Oficial Mexicana NOM-307 -Fito-1995 / 1997, en la que se establecen las especificaciones del proceso de producción y procesamiento de productos agrícolas orgánicos, aunque la

producción y comercialización orgánica ha estado inserta en el mercado internacional a través de empresas certificadoras e intermediarias de países industrializados que han fijado las pautas para los productores nacionales y para la exportación.

La normatividad de la agricultura orgánica comprende el establecimiento de estándares para la producción y el procesamiento de los productos orgánicos, así como los instrumentos que posibilitan el cumplimiento de los sistemas de regulación.

2.9. Solarización.

Katan (1976) en Israel, utilizó por primera vez el plástico en agricultura, para captar la energía solar y elevar las temperaturas del suelo con el propósito de eliminar patógenos que afectan al sistema radicular de la planta, proceso al que denominó calentamiento solar, y que actualmente se le conoce como “Solarización”.

La técnica de solarización de estiércol, es un proceso hidrotérmico que crea condiciones de altas temperaturas en un sustrato resultando ideal, en el periodo de pre-siembra para controlar organismos patógenos y semillas de malezas del sustrato o suelo. Esta técnica se basa en la utilización de una cubierta plástica transparente de polietileno, la cual permite el paso de los rayos solares que son absorbidos por el sustrato (Katan, 1981)

Katan (1996) mencionó que aún cuando la temperatura es el principal agente de control en el proceso de solarización, la acción de los componentes biológicos es importante al agregar residuos orgánicos, principalmente cuando ocurren temperaturas subletales a los parásitos.

La solarización representa una alternativa prometedora para su integración en los sistemas comerciales de producción orgánica, ya que una de las ventajas principales es la no contaminación del ambiente, así como su alta efectividad cuando se incluye en los programas de manejo integrado de los cultivos (Salazar *et al* 2007).

2.10. Fases del ciclo del Nitrógeno

El ciclo del nitrógeno sirve para entender como el N se desplaza a través de la tierra, océanos y medio ambiente atmosférico.

El nitrógeno en la atmósfera se encuentra en forma de N_2 , molécula que no puede ser utilizada directamente por la mayoría de los seres vivos (a excepción de algunas bacterias y algas cianofíceas).

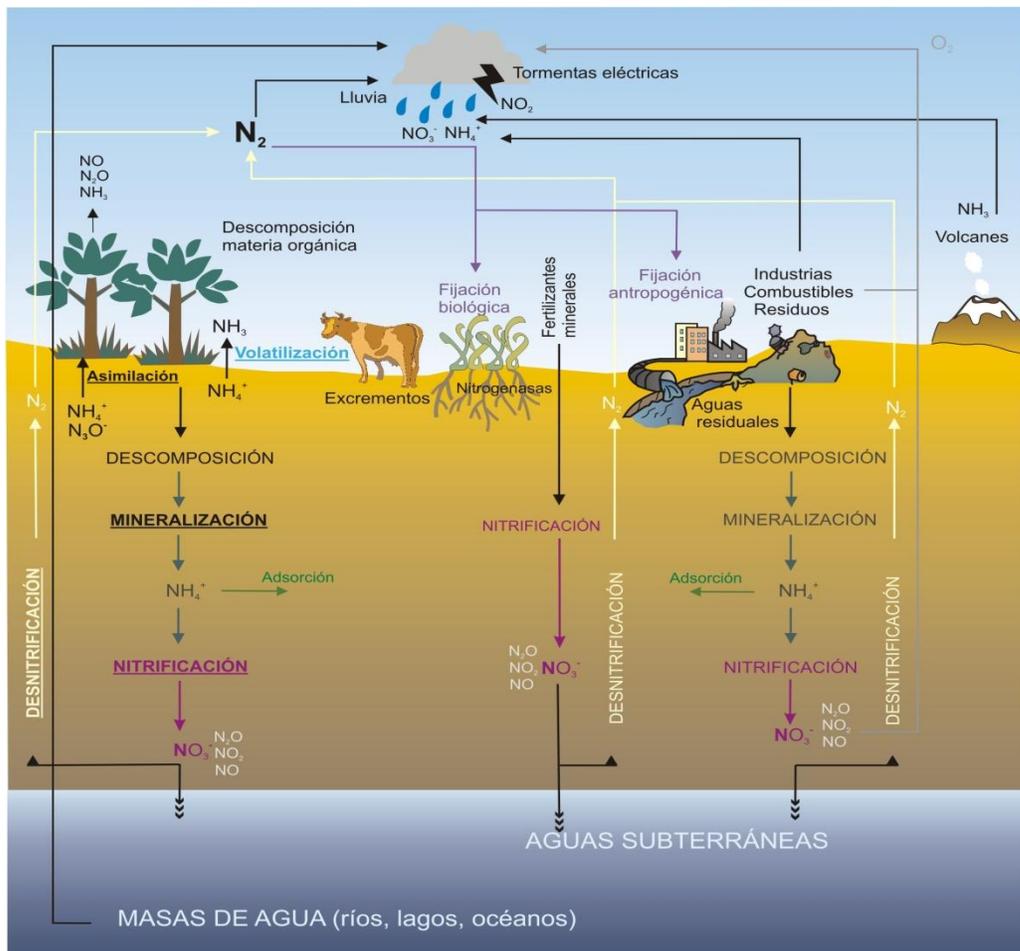


Figura 3. Fases del ciclo del Nitrogeno.

El ciclo del N consta de varias fases como se muestra en la Figura 3: Fijación del N_2 , Asimilación, Mineralización (amonificación), Nitrificación, Volatilización y Desnitrificación.

2.10.1. Fijación del N₂

Consiste en la reducción del nitrógeno atmosférico a compuestos nitrogenados, es decir, en combinar el nitrógeno atmosférico con hidrógeno para formar principalmente amoníaco.

2.10.2. Asimilación.

Generalmente se refiere a la incorporación de compuestos del N por los organismos. Aunque algunos autores ven la fijación de N₂ como una forma especial de asimilación, el término asimilación generalmente se refiere sólo a la incorporación de amonio, nitrato o nitrito. Las formas oxidadas de N inicialmente se reducen por nitratos o nitritos a amonio el cual eventualmente es asimilado en la materia orgánica.

El término desasimilación se ha utilizado para referenciar al metabolismo del N ya que puede considerarse como el proceso opuesto a la asimilación (Hübner, 1986). En reacciones metabólicas, los compuestos de N se usan como surtidores de energía siendo o un electrón donante (por ejemplo, en reacciones redox por bacterias nitrificantes) o un electrón aceptor (por ejemplo en oxidación de compuestos orgánicos por bacterias desnitrificantes).

2.10.3 Mineralización

La mineralización es el cambio de N orgánico a amoníaco (NH₃) o amonio (NH₄⁺). Este proceso, que consiste en la degradación, por hidrólisis, de las proteínas y ácidos nucleicos para producir amoníaco, se conoce también como amonificación.

Los compuestos orgánicos son muy poco solubles y no asimilables por las plantas. La transformación de N orgánico a las formas inorgánicas (incluido el nitrato) se lleva a cabo por acción de microorganismos que obtienen la energía necesaria a través de la oxidación de los compuestos orgánicos a CO₂.

El primer producto nitrogenado inorgánico que se libera por acción de los microorganismos es el radical amonio (NO₃⁻). Los cadáveres, heces y detritos que no son consumidos por otros animales son degradados por microorganismos hasta la obtención de amoníaco.

2.10.4. Nitrificación.

Es un proceso de oxidación multi-paso realizado por diferentes organismos autótrofos para formar energía metabólica.

La nitrificación consiste en la oxidación biológica del amonio (NH_4^+), primero a nitrito (NO_2^-) y luego a nitrato (NO_3^-), con la intervención de las bacterias nitrificantes del suelo. El amonio se produce tanto en presencia como en ausencia de oxígeno, pero la formación de nitrato requiere oxígeno, por lo que sí predominan las condiciones reductoras, la formación de nitrato se ve dificultada. Estas reacciones de oxidación producen acidez.

Pero el nitrato no es el único producto que se origina durante la nitrificación. Las diferentes reacciones que tienen lugar durante la nitrificación producen varios óxidos de nitrógeno (NO , N_2O , NO_2^-).

La transformación de amonio a nitrato aumenta cuando la temperatura de suelo es superior a los 10°C , es decir, a partir de la primavera.

En la primera reacción las bacterias del género *Nitrosomonas* oxidan el amonio a nitrito. En la segunda reacción las bacterias del género *Nitrobacter* convierten el nitrito en nitrato.

Varios investigadores han estudiado la fuente del oxígeno en estas reacciones (Hollocher et al., 1981; Andersson y Hooper, 1983; Kumar et al., 1983; Hollocher, 1984) y la idea actual es que dos de los oxígenos en el NO_3^- derivan del agua y otro deriva del O_2 , pudiendo haber un intercambio adicional de oxígeno entre el nitrato y el agua.

2.10.5. Volatilización.

Término comúnmente usado para referirse a la pérdida de amoníaco gaseoso desde la superficie del suelo a la atmósfera. Esto ocurre porque el amonio (NH_4^+) del suelo, en condiciones de pH alcalino, se transforma en amoníaco (NH_3^+), que es un gas volátil.

2.10.6. Desnitrificación.

Es la conversión (reducción), por acción de bacterias heterótrofas en condiciones anaerobias y en presencia de carbono asimilable, del nitrato en nitrógeno gaseoso (N_2) o

en óxidos de nitrógeno (NO_2^- , N_2O) también gaseosos, los cuales pasan directamente a la atmósfera.

Este fenómeno se debe a que, en condiciones de mucha humedad en el suelo, la falta de oxígeno obliga a ciertos microorganismos a emplear nitrato en vez de oxígeno en su respiración. Por tanto, la capacidad de reducir el nitrato a compuestos gaseosos está limitada a los organismos que pueden utilizar el oxígeno del nitrato y del nitrito en su metabolismo. Por tanto, las condiciones más favorables para que tenga lugar la desnitrificación bacteriana incluyen la existencia de un drenaje deficiente, una temperatura superior a 25°C , baja acidez del suelo y suficientes aportes de materia orgánica fácilmente descomponible.

Sin embargo, la desnitrificación durante la respiración químico-autrónica de las bacterias desnitrificantes *Thiobacillus*, que oxidan el sulfuro, también puede ser importante en sistemas de depuración de aguas residuales (Batchelor y Lawrence, 1978). Las bacterias nitrificantes *Pseudomonas* son unos microorganismos anaeróbicos facultativos que intercambian la reducción de nitrato en los niveles de O_2 próximos a los 0,5 mg/l o inferiores (Hübner, 1986). Otras bacterias nitrificantes facultativas hacen este intercambio en diferentes niveles de O_2 .

2.11. Aportes y pérdidas de nitrógeno dentro del ciclo.

2.11.1. Aportes Naturales como lluvia, fijación biológica del nitrógeno atmosférico por las plantas y fijación bacteriana del amoníaco que va disuelto en el agua.

2.11.2. Aportes Artificiales como abonos orgánicos (estiércol) y abonos inorgánicos (fertilizantes químicos).

2.11.3. Pérdidas

- **Absorción por las plantas.** En los procesos de asimilación y absorción, las plantas transforman los compuestos amónicos y los nitratos en proteínas y otros compuestos nitrogenados.

Lixiviación o lavado del nitrato. Es el arrastre del mismo por el agua del suelo que percola más bajo de la zona radicular. Este proceso es el que produce la **contaminación** de las aguas subterráneas por nitratos, ya que, en general, una vez que

éste deja de estar al alcance de las raíces, continúa su movimiento descendente hacia los acuíferos sin apenas ninguna transformación química o biológica.

Arrastre por escorrentía. Una parte del agua de lluvia o del exceso riego no se infiltra en el terreno sino que fluye hacia terrenos más bajos o cursos superficiales de agua pudiendo arrastrar cantidades variables de N de los suelos agrícolas. En general, estas pérdidas de N del suelo son pequeñas, excepto cuando la escorrentía se produce poco después de un abonado nitrogenado.

Desnitrificación. Causada por las bacterias anaerobias formándose gas nitrógeno y óxido nitroso que se pierden en la atmósfera.

Volatilización. Aunque puede haber pérdidas importantes de N por volatilización cuando se abona con amoníaco anhidro, resultan más frecuentes aquellas que ocurren cuando se emplean abonos nitrogenados en forma amónica en suelos alcalinos, sobre todo si el pH es mayor de 8. La urea puede experimentar también pérdidas variables por volatilización después de transformarse en amonio en el suelo. Los estiércoles, si no se incorporan al suelo, pueden perder del 10 al 60 por 100 de su N por volatilización, debido a que una parte importante de su N puede estar en forma amónica.

Contiene cantidades variables de N en forma de amonio, nitrato y óxidos de nitrógeno. En los sistemas naturales la lluvia constituye una fuente importante de N. Sin embargo, en los sistemas agrícolas, este aporte (5-15 kilos N/ha/año) es pequeño en comparación al de los fertilizantes.

2.12. Nitratos.

Nitratos y nitritos son compuestos iónicos que se encuentran en la naturaleza, formando parte del ciclo del nitrógeno. El nitrato (NO_3^-) es la forma estable de las estructuras oxidadas del nitrógeno, y a pesar de su baja reactividad química puede ser reducido por acción microbiológica. El nitrito (NO_2^-), es oxidado con facilidad por procesos químicos o biológicos a nitrato, o bien reducido originando diversos compuestos como se muestra en la Figura 4.

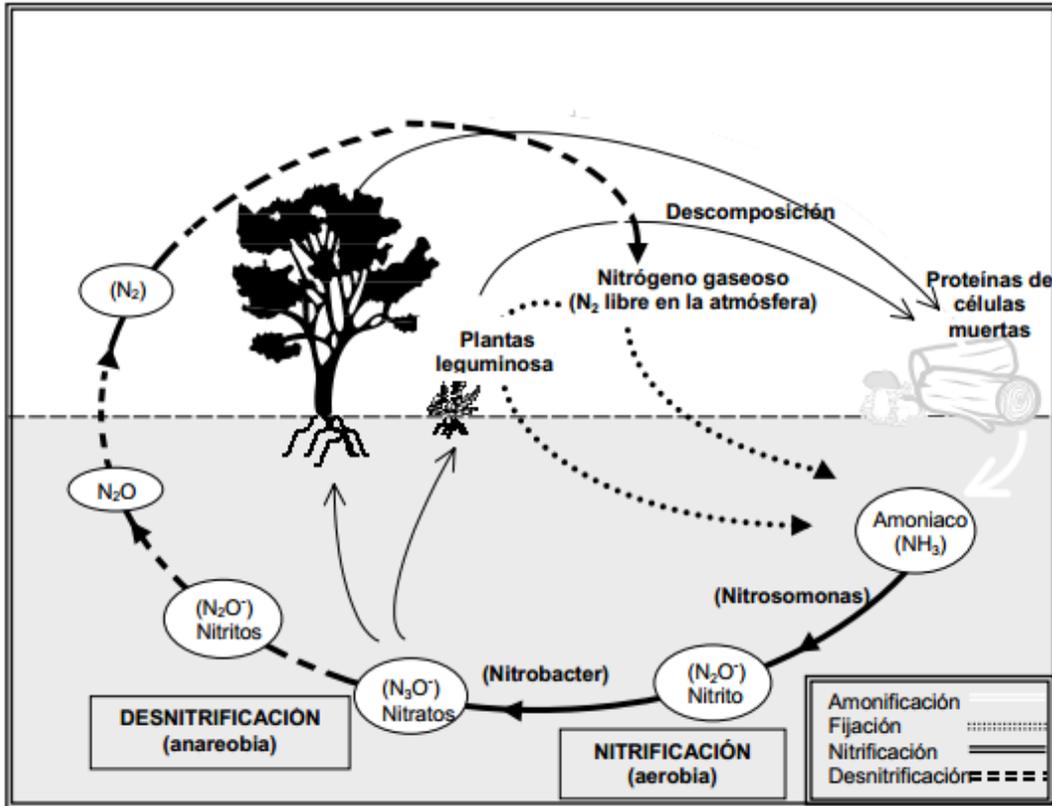


Figura 4. Ciclo de los nitratos.

En los suelos, los fertilizantes y vertidos residuales conteniendo nitrógeno orgánico son descompuestos para dar en un primer paso amonio (NH_4^+), que a continuación es oxidado a nitrito y a nitrato. Parte de este nitrato es absorbido por las plantas, que lo emplean en la síntesis de proteínas vegetales, pudiendo el resto pasar a las aguas subterráneas.

El nitrato es uno de los más frecuentes contaminantes de aguas subterráneas en áreas rurales. Debe ser controlado en el agua potable principalmente porque niveles excesivos pueden provocar metahemoglobinemia, o “la enfermedad de los bebés azules”.

Aunque los niveles de nitratos que afectan a los bebés no son peligrosos para niños mayores y adultos, sí indican la posible presencia de otros contaminantes más peligrosos procedentes de las residencias o de la agricultura, tales como bacterias o pesticidas.

El origen de los nitratos en aguas subterráneas es principalmente de fertilizantes, sistemas sépticos y almacenamiento de estiércol o operaciones de extensión. Los fertilizantes nitrogenados no absorbidos por las plantas, volatilizados, o arrastrados por la escorrentía superficial acaban en las aguas subterráneas en forma de nitratos. Esto hace que el nitrógeno no esté disponible para las plantas, y puede también elevar la concentración en aguas subterráneas por encima de los niveles admisibles de calidad del agua potable. El nitrógeno procedente del estiércol o de los abonos puede perderse de manera similar de los prados, corrales, o lugares de almacenamiento. Los sistemas sépticos eliminan solamente la mitad del nitrógeno de las aguas residuales, dejando que la otra mitad sea lavada hacia las aguas subterráneas, de esta forma aumentando las concentraciones de nitrato en las aguas subterráneas.

2.13. Lixiviación de los nitratos.

Aunque la lixiviación de nitrato tiene una gran importancia en la contaminación de las aguas subterráneas por nitrato, su medida no resulta fácil y, en los pocos casos en que se han comparado diferentes métodos de medida, los resultados han sido contradictorios (Kleeberg 1995, Kücke and Kleeberg 1997).

Básicamente, la lixiviación de nitrato se puede medir conociendo para cada período corto de tiempo el flujo de solución del suelo, a través de un determinado plano, y su concentración media de nitrato. La exactitud de estas dos mediciones determina la de la lixiviación de nitrato.

Existen varios métodos para medir cada una de las dos variables mencionadas: el flujo hacia abajo de la solución del suelo (que en adelante denominaremos drenaje) y la concentración de nitrato en esta solución. Este mismo tema fue revisado por Addiscott (1990) y Armstrong y Burt (1993).

Durante los últimos tres decenios el problema asociado a la presencia de nitrógeno en suelos y aguas ha pasado de ser un problema a escala local a un problema de nivel regional o continental (Heathwaite et al. 1993). Prueba de ello es la aparición de la Directiva 91/676/CEE que obliga a los estados miembros a definir un Código de Buenas Prácticas Agrícolas (CBPA) con el objetivo de reducir la contaminación de las aguas por nitratos. En este sentido, Schnebelen et al.

(2004) muestran que con el seguimiento del CBPA en una región agrícola del centro de Francia, se puede llegar a reducir hasta un 35% la concentración de nitrato en el agua de drenaje. Sin embargo, los mismos autores apuntan que la cantidad de nitrógeno lixiviada es, aún, demasiado alta. Meynard et al. (2002) en su momento ya comentaron que con imposiciones (legales) no se garantiza una agricultura limpia. Para la protección del medio ambiente es preciso ajustar, si cabe a nivel de parcela, las prácticas agrícolas al tipo de suelo, clima y sistema de cultivo.

Los modelos de cultivos permiten simular a nivel local las interacciones del sistema suelo-planta-atmósfera (Brisson et al. 1998; Stöckle et al. 2003). Mediante su uso se permite conocer, entre otros parámetros, la producción del cultivo y sus riesgos de contaminación ambiental por nitratos. No siempre los riesgos de contaminación ambiental por nitratos van ligados a la etapa de desarrollo del cultivo (Justes et al. 2001). En España, especialmente en el periodo intercultivo, el monocultivo de maíz lleva asociado un alto riesgo de contaminación por nitratos (Moreno et al. 1996).

2.13.1. Intoxicación por Nitratos y Nitritos.

Para tratar este tema es necesario recordar el Ciclo del Nitrógeno en la naturaleza. Los organismos usan N en la síntesis de proteínas, ácidos nucleicos y otras moléculas. Su reserva fundamental es la atmósfera, en donde se encuentra en forma de N₂. La molécula no puede ser utilizada directamente por la mayoría de los seres vivos (exceptuando algunas bacterias). Los contenidos de nitratos y nitritos en plantas varían acorde con la condición fisiológica de las plantas, pero también dependiendo del contenido de la molécula en el suelo. Por lo general la intoxicación ocurre con mayor frecuencia en suelos con alto contenido de materia orgánica o en praderas o cultivos fertilizados. En la naturaleza, principalmente en la fisiología de las plantas. La intoxicación puede ocurrir también por la ingestión de agua conteniendo altos niveles de nitratos (Bruning-Fann & Kaneene, 1993).

Los signos clínicos de la intoxicación por Nitratos varían acorde a la especie animal involucrada, acorde a su capacidad de metabolizar la molécula; por lo general los rumiantes desarrollan metahemoglobinemia (dificultando el transporte de oxígeno por la sangre) mientras los monogástricos desarrollan gastritis severa. Los signos clínicos son evidentes cuando los niveles de metahemoglobinemia alcanzan 30%-40% y la muerte a niveles superiores al 80 % (Bruning-Fann & Kaneene, 1993). Los signos clínicos incluyen debilidad, ataxia, temblores, hipersensibilidad, jadeo e incremento de la frecuencia cardiaca. En el campo lo más característico es la presencia de sangre achocolatada y la muerte súbita de los animales cuando se realizan actividades con ellos.

2.13.2. Toxicidad de nitritos, nitratos y nitrosaminas.

Los riesgos más importantes derivados de nitratos y nitritos son dos:

1. Aumento de metahemoglobinemia. La toxicidad del nitrato en humanos se debe principalmente a que una vez reabsorbido ejerce en el organismo la misma acción que sobre la carne conservada, es decir, transforma la hemoglobina en metahemoglobina, pudiendo producir cianosis. Se han producido repetidamente intoxicaciones debido a una cantidad excesiva de nitrito sódico en las carnes en conserva, principalmente debido a una mala homogeneización entre ingredientes y aditivos. Cantidades de 0.5-1 g de nitrito producen en el hombre intoxicaciones ligeras, de 1-2 g intoxicación grave y 4 g intoxicación mortal. Por ello, la sal para salazones no debe nunca contener más de 0.5-0.6% de nitrito sódico, y la cantidad de sal empleada no debe sobrepasar los 15 mg por cada 100 g de carne tratada.

Existe una especial susceptibilidad a los nitratos/nitritos en la población infantil debido principalmente a cuatro razones:

- Acidez gástrica disminuida, lo que favorece la proliferación de microorganismos reductores de nitratos a nitritos antes de su total absorción.
- La ingesta de agua en niños, según su peso, es 10 veces superior a la de los adultos por unidad de peso corporal.

- Hemoglobina fetal (60-80% en recién nacidos), que se oxida más fácilmente a metahemoglobina.
- Desarrollo incompleto del sistema NADH-metahemoglobina en recién nacidos y pequeños, que salvo casos raros de deficiencia enzimática hereditaria, parece desaparecer al cabo de los 3-4 meses de vida.

También existen otros grupos de población de riesgo como embarazadas, ya que el nitrito atraviesa la placenta, causando metahemoglobinemia fetal, o personas con acidez gástrica disminuida o con déficit de glucosa-6P-deshidrogenasa.

2. Formación de nitrosaminas en adultos. La mayoría de los compuestos N-nitroso de interés en toxicología alimentaria son probables o posibles carcinógenos en humanos. En animales de experimentación son potentes carcinógenos, en todas las especies ensayadas, y tiene amplia organotropía, según donde se biotransforma para dar radicales libres alquilantes (alquildiazonio y alquilcarbonio). En los estudios epidemiológicos se ha sugerido su intervención en el desarrollo del cáncer nasofaríngeo, esofágico y gástrico.

Las nitrosaminas generadas ejercen sus efectos carcinógenos mediante este poder alquilante: la unión de los grupos alquilo (incluso los metilo, de pequeño tamaño) es suficiente para interferir en el apareamiento de las bases en la doble hélice de ADN. Este daño conlleva mutaciones y, con éstas, una probabilidad mayor de carcinogénesis.

Por todo ello, las exposiciones a compuestos N-nitroso y sus precursores deben mantenerse en el nivel más reducido posible, siguiendo las recomendaciones de la OMS.

Características fisicoquímicas del suelo.

2.14.1. pH

El pH es una propiedad química del suelo que tiene un efecto importante en el desarrollo de los seres vivos (incluidos microorganismos y plantas). La lectura de pH se refiere a la concentración de iones hidrógeno activos (H^+) que se da en la interfase líquida del suelo, por la interacción de los componentes sólidos y líquidos. La concentración de iones hidrógeno es fundamental en los procesos físicos, químicos y biológicos del suelo. El grado de acidez o alcalinidad de un suelo es determinado por medio de un electrodo de vidrio en un contenido de

humedad específico o relación de suelo-agua, y expresado en términos de la escala de pH. El valor de pH es el logaritmo del recíproco de la concentración de iones hidrógeno, que se expresa por números positivos del 0 al 14.

Tres son las condiciones posibles del pH en el suelo: la acidez, la neutralidad y la alcalinidad.

A) Fundamento.

El método potenciométrico o electroquímico para medir pH de un suelo es el más utilizado. Con este método se mide el potencial de un electrodo sensitivo a los iones H⁺ (electrodo de vidrio) presentes en una solución problema; se usa como referencia un electrodo cuya solución problema no se modifica cuando cambia la concentración de los iones por medir, que es generalmente un electrodo de calomelano o de Ag/AgCl. El electrodo, a través de sus paredes, desarrolla un potencial eléctrico. En la práctica se utilizan soluciones amortiguadoras, de pH conocido, para calibrar el instrumento y luego comparar, ya sea el potencial eléctrico o el pH directamente de la solución por evaluar.

B) Interferencias.

Debido a que el pH del suelo es medido en una matriz acuosa como agua o una solución de sales diluidas, es dependiente del grado de dilución (relación suelo-dilución). Cuando se mide en agua es importante controlar el agua adicionada, ya que un aumento causará un incremento en pH; por ello es necesario mantener la relación constante y tan baja como sea posible. Sin embargo, la solución sobrenadante puede no ser suficiente para sumergir el electrodo apropiadamente, sin causar mucho estrés cuando se inserta dentro del suelo. Los suelos con alta cantidad de materia orgánica tienden a formar una gruesa pasta seca, por lo que una relación menor de muestra en agua puede ser aceptable (1:5 o 1:10) (Karma A, 1993). En suelos contaminados con hidrocarburos la interferencia va a depender de la concentración y tipo de hidrocarburo, se puede producir desde una simple iridiscencia sin afectar la determinación, hasta un impedimento de la determinación por la alta concentración y viscosidad del contaminante.

2.14.2. Criterios de evaluación.

Tabla 1. Criterios de evaluación de un suelo con respecto a su pH
(NOM-021-RECNAT-2000).

INTERPRETACION DE RESULTADOS	
CLASIFICACION	PH
FUERTEMENTE ACIDO	MENOR DE 5.0
MODERADAMENTE ACIDO	5.1 - 6.5
NEUTRO	6.6 - 7.3
MEDIANAMENTE ALCALINO	7.4 - 8.5
FUERTEMENTE ALCALINO	MAYOR DE 8.5

2.14.3. Conductividad eléctrica.

La conductividad eléctrica (C.E) es la capacidad de una solución acuosa para transportar una corriente eléctrica, que generalmente se expresa en mmhos/cm o en mSiemens/m; la NOM-021-RECNAT-2000 establece dSiemens/m a 25°C. Es una propiedad de las soluciones que se encuentra muy relacionada con el tipo y valencia de los iones presentes, sus concentraciones total y relativa, su movilidad, la temperatura del líquido y su contenido de sólidos disueltos. La determinación de la C.E. es por lo tanto una forma indirecta de medir la salinidad del agua o extractos de suelo.

De acuerdo con los valores de C.E, pH y porcentaje de sodio intercambiable, los suelos se pueden clasificar en las siguientes categorías:

a) Suelos salinos. Se caracterizan porque su extracto de saturación tiene un valor de C.E. igual o superior que 4 mmhos/cm a 25oC y la cantidad de sodio

intercambiable es menor de 15%. Por lo general tienen una costra de sales blancas, que pueden ser cloruros, sulfatos y carbonatos de calcio, magnesio y sodio.

b) Suelos sódicos. Presentan un color negro debido a su contenido elevado de sodio. Su porcentaje de sodio intercambiable es mayor que 15, el pH se encuentra entre 8.5 y 10.0, y la C.E. está por debajo de 4 mmhos/cm a 25°C.

c) Suelos salino-sódicos. Poseen una conductividad eléctrica de 4 mmhos/cm a 25°C, una concentración de sodio intercambiable de 15% y el pH es variable, comúnmente superior a 8.5 (Muñoz et al., 2000).

En términos agronómicos, cuando medimos la C.E. de un agua de riego, una disolución fertilizante, un extracto acuoso de un suelo, etc., determinamos la conductividad específica (k) de dicha disolución. Actualmente se emplea la unidad del SI, siemens (S), equivalente a mho; y para trabajar con números más manejables se emplean submúltiplos:

$$1 \text{ mS/cm} = 1 \text{ dS/m} = 1000 \text{ (S/cm} = 1 \text{ mmho/cm)}$$

Como la CE varía según la temperatura de medida, debe ir siempre acompañada de la temperatura a la que se efectúa la medición, 20°C según la norma AFNOR o 25°C según la norma CEE (CE a 25°C » 1.112 x CE a 20°C). Cuando la medida no se realiza a esta temperatura y el conductímetro no posee compensación automática de la misma, se usan unos factores de conversión que existen tabulados para cualquier temperatura.

A) Fundamento.

Este método se basa en la teoría de la disociación electrolítica. Es aplicable a aguas o extractos de suelo. El equipo para medir la conductividad eléctrica es un conductímetro, que consiste en dos electrodos colocados a una distancia fija y con líquido entre ellos. Los electrodos son de platino y en ocasiones pueden llevar un recubrimiento de platino negro o grafito; estos se encuentran sellados dentro de un tubo de plástico o vidrio (celda), de tal manera que este aparato puede ser

sumergido en el líquido por medir. La resistencia eléctrica a través de los electrodos se registra a una temperatura estándar, generalmente 25°C.

B) Interferencias.

La temperatura afecta la conductividad y varía alrededor de 2% por cada grado Celsius. Para esta determinación no se permite la preservación química de las muestras.

Tabla 2. Ajuste de conductividad en función de la solución de KCl.

Sol. Estándar de KCl	Conductividad eléctrica a 25°C
0.1 N	12.9 dS/m
0.01 N	1.412 dS/m

La unidad estándar de conductividad eléctrica es el siemens/metro (S/m = Ohm/m), pero para evitar la expresión de resultados en pequeñas fracciones decimales se usa generalmente una unidad más pequeña: el miliSiemens/metro (mS/m). Aunque la conductividad generalmente es reportada en $\mu\text{mhos/cm}$.

$$1 \text{ mS/m} = 10 \mu\text{mhos/cm}.$$

Para convertir la conductividad eléctrica en unidades de salinidad, se toma el valor de referencia de una solución de NaCl 0.05 N con una conductancia de 604 $\mu\text{mhos/cm}$ a 25°C como el factor, que al multiplicarlo por la conductividad expresa la salinidad.

$$\text{Salinidad} = \text{mhos} / \text{cm} \times 604.$$

En la tabla 3 se muestran los criterios para evaluar la salinidad de un suelo, con base en su conductividad. Vazquez y Bautista (1993).

Tabla 3. Criterios para evaluar la salinidad del suelo.

Categoría del suelo	Valor (mmhs/cm o dS/m)
No salino	0 - 2.0
Poco salino	2.1 - 4.0
Moderadamente salino	4.1 - 8.0
Muy salino	8.1 - 16.0
Extremadamente salino	> 16.0

2.14.4. Nitrógeno total.

El nitrógeno es un elemento indispensable para la vida, forma parte de las principales biomoléculas de todos los seres vivos. Es también uno de los elementos más abundantes de la Tierra, pues en su forma gaseosa (N₂) constituye 78% de la atmósfera. Sin embargo, la cantidad de nitrógeno presente en muchos suelos es escasa, debido a su propia dinámica y a su ciclo biogeoquímico. El nitrógeno puede llegar al suelo gracias a los aportes de materia orgánica y a la fijación bacteriana a partir del aire.

Dentro del suelo es aprovechado por las plantas, animales y microorganismos que lo incorporan a sus tejidos. Cuando dichos organismos se mueren, el nitrógeno reingresa al suelo completando el ciclo. Este ciclo es complejo e involucra una serie de reacciones y organismos con diferentes metabolismos. Siempre comienza con compuestos orgánicos sencillos (NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, N₂, NH₃) y termina con compuestos orgánicos complejos; que a través de la descomposición regresan a la etapa de compuestos sencillos.

En los microorganismos la carencia de nitrógeno puede afectar el crecimiento, por lo que la población microbiana no tendrá un desarrollo óptimo. En contraste, demasiado nitrógeno permite el crecimiento microbiano rápido y acelera la descomposición; pero puede crear problemas de olor en condiciones anaerobias.

Además, el exceso de nitrógeno puede ser liberado como amoníaco; en tanto que el nitrógeno aprovechable escapará en forma de gas. Para la mayoría de los materiales una relación C/N cercana a 10:1 mantendrá estos elementos en equilibrio aproximado. En los suelos normalmente el contenido de nitrógeno varía de 0.05 a 2% en sus diferentes formas.

2.14.5. Nitritos y nitratos intercambiables.

Las fracciones minerales de nitrógeno son predominantemente amonio y nitratos, mientras que los nitritos son rara vez detectados en el suelo, incluso su determinación es normalmente injustificada excepto en suelos neutros y alcalinos que reciben amonio o fertilizantes liberadores de amonio (Foster, 1995; Maynard y Kalra, 1993).

Al igual que el amonio, los nitritos se pueden emplear para estimular la biodegradación de hidrocarburos contaminantes al balancear la relación C/N (Brook et al., 2001; Walworth y Reynolds, 1995). Diferenciándose por lixiviarse más fácilmente por su carga negativa, especialmente en suelos arcillosos. Los nitratos, además de ser una fuente de nutrientes, son aceptores de electrones en condiciones limitadas de oxígeno.

En la determinación analítica de nitratos en suelos, varias soluciones extractoras se han empleado para su separación del suelo. Entre éstas se encuentra el agua; KCl de 1 a 2 M; CaCl_2 0.01 M; NaHCO_3 0.5 M; solución de $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ al 0.35% con 0.03 M de NH_4F y 0.015 M H_2SO_4 ; CuSO_4 0.01 M; y CuSO_4 0.01 M con Ag_2SO_4 . De todas éstas la solución más común es el KCl. Para la determinación de las concentraciones de nitritos y nitratos en el extracto se utilizan diferentes métodos que incluyen técnicas colorimétricas, microdifusión, vapor de destilación, análisis de inyección de flujo, cromatografía de iones y electrodo de ión selectivo (Maynard y Kalra, 1993).

A) Fundamento.

Los nitritos y nitratos solubles se extraen del suelo con una solución de KCl 1 M y se cuantifican por electroforesis capilar, previa filtración del extracto a través de una membrana de 0.45 µm, para proteger el equipo de precipitados y material sólido. La mayoría de los instrumentos (EIC) emplean como detector primario al UV, pero la mayoría de aniones y todos los cationes no son activos al UV. En el analizador ión capilar se emplea un electrolito a base de cromato de sodio y la detección es por absorción UV indirecta (ASTM D1498-00, 2000; Krol et al., 2000; US EPA 6500, 1998; US EPA 4140, 1998).

B) Interpretación.

Tabla 4. La clasificación de fertilidad de suelos por el contenido de nitrógeno inorgánico (nitrato y amonio).

Clase	N inorgánico en el suelo mg kg⁻¹
Muy bajo	0 - 10
Bajo	10 - 20
Medio	20 - 40
Alto	40 - 60
Muy alto	> 60

Nota: Los valores de la Tabla 4 corresponden a fertilidad de suelos del nitrógeno biodisponible para plantas; por lo que junto al amonio se debe interpretar el contenido de nitrógeno inorgánico en función a la capacidad extractiva de la solución empleada, y evaluar si es un parámetro que permita definir los requerimientos nutricionales de los microorganismos en los procesos de biodegradación de hidrocarburos.

2.14.6. Determinación de textura (tamaño de las partículas de los suelos).

La textura del suelo es la proporción relativa por tamaños de partículas de arena, limo y arcilla; las cuales al combinarse permiten categorizar al suelo en una de las 12 clases texturales.

2.14.7. Determinación de la capacidad de intercambio catiónico y bases intercambiables

Todas las moléculas, en mayor o menor medida, tienen minúsculas cargas eléctricas, positivas y/o negativas. Por ello, en el suelo actúan como pequeños imanes, formando entre ellas estructuras que pueden ser muy simples, como la atracción entre una partícula de arcilla cargada negativamente y una partícula de un fertilizante cargada positivamente; o muy complejas, como cuando hay la materia orgánica, con infinidad de cargas eléctricas de ambos signos.

La CIC o capacidad de intercambio catiónico es la capacidad del suelo para retener e intercambiar diferentes elementos minerales. Esta capacidad aumenta notablemente con la presencia de materia orgánica, y podría decirse que es la base de lo que llamamos fertilidad del suelo.

Catión, ión cargado positivamente (NH_4^+ , K^+ , Ca^{2+} , Fe^{2+} , Na^+ , H^+ , Al^{3+}) o anión, ión cargado negativamente (NO_3^- , PO_4^{2-} , SO_4^{2-} , etcétera).

La CIC depende de la textura del suelo y del contenido de materia orgánica. En general, entre más arcilla y materia orgánica en el suelo, la capacidad de intercambio es mayor. El contenido de arcilla es importante, debido a que estas pequeñas partículas tienen una relación alta de área superficial a volumen. Los diferentes tipos de arcillas presentan diferentes valores de la CIC. Las esmectitas

tienen una mayor capacidad de intercambio catiónico (80-100 miliequivalentes 100 g⁻¹), seguida por ilitas (15-40 meq 100 g⁻¹) y caolinitas (3-15 meq 100 g⁻¹).

Tabla 5. Ejemplos de valores de capacidad de intercambio catiónico para diferentes texturas de suelo se mencionan a continuación:

Textura del suelo	CIC (meq/100 g suelo)
Arenas (color claro)	3 – 5
Arenas (color oscuro)	10 – 20
Francos	10 – 15
Franco limoso	15 – 25
Arcilla y franco arcilloso	20 – 50
Suelos orgánicos	50 – 100

En general, en la mayoría de los suelos la CIC aumenta cuando se presentan incrementos en el pH.

La CIC no deberá expresarse como meq/100 g, ya que las unidades aceptadas por el Sistema Internacional (SI) son cmol(+) kg⁻¹, pero para que los valores de la CIC sean familiares se dividirán entre 100. Por lo tanto, la CIC es expresada como cmol (+) kg⁻¹. El signo (+) es añadido para indicar que la CIC deberá ser expresada como moles de cationes monovalentes; por lo tanto, los iones divalentes cuentan el doble.

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) es una propiedad química a partir de la cual es posible inferir acerca del tipo de arcilla presente, de la magnitud de la reserva nutrimental y del grado de intemperismo de los suelos. El resultado numérico de la determinación sirve además como base en el cálculo del porcentaje de saturación de bases, que es un dato ampliamente usado en los estudios de fertilidad. Para poder inferir sobre los minerales arcillosos presentes

en los suelos hay que considerar la medición hecha por Grim (1953) en los silicatos laminares del tipo 1:1 y 2:1, empleando acetato de amonio 1 N, pH 7.0.

Con respecto al grado de intemperismo, se considera que un valor de CIC inferior que 10 cmol (+) kg⁻¹ de suelo en un horizonte B con más de 30 a 40% de arcilla indica tanto la ausencia de minerales primarios intemperizables, como la acumulación de minerales secundarios del grupo caolinítico y óxidos libres. Por lo que respecta a la reserva nutrimental se considera que ésta es abundante cuando la CIC es mayor que 25 cmol(+) kg⁻¹ de suelo. La fertilidad de los suelos se puede clasificar de acuerdo con los resultados analíticos obtenidos con métodos apropiados tanto en suelos ácidos como alcalinos (Tabla 6).

Tabla 6 Clasificación de la fertilidad de suelos de acuerdo a la CIC.

Clase	CIC (cmol(+) kg⁻¹)
Muy alta	> 40
Alta	25 – 40
Media	15 – 25
Baja	5 – 15
Muy Baja	> 5

Los niveles de calcio, magnesio y potasio (Ca, Mg y K) obtenidos de los análisis de las bases intercambiables pueden interpretarse como se indica en la Tabla 7.

Tabla 7 Clasificación de los niveles de calcio, magnesio y potasio.

Clase	cmol(+) kg-1		
	Ca	Mg	K
Muy baja	< 2	< 0.5	< 0.2
Baja	2 – 5	0.5 – 1.3	0.2 – 0.3
Media	5 – 10	1.3 – 3.0	0.3 – 0.6
Alta	>10	> 3.0	>0.6

III. MATERIALES Y METODOS

3.1. Localización geográfica.

La Región Lagunera se localiza en la parte Centro-Norte del país. Se encuentra ubicada entre los meridianos 102° 22' y 104° 47' longitud Oeste, y los paralelos 24° 22' y 26° 23' latitud Norte. La altura media sobre el nivel del mar es de 1,139 m. Cuenta con una extensión montañosa y una superficie plana donde se localiza las áreas agrícolas, así como las urbanas.

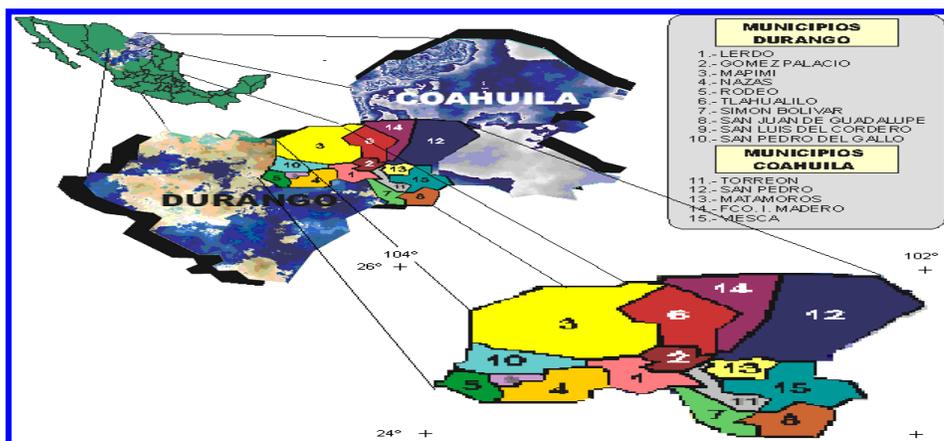


Figura 5. Ubicación de la Comarca Lagunera en el territorio nacional

3.2. Ubicación del sitio experimental.

El experimento se realizara en el campo agrícola experimental de la Facultad de Agricultura y Zootecnia, División de Estudios de Posgrado (CAE-FAZ-UJED), el

cual se encuentra ubicado en el Km. 28 de la carretera Gómez Palacio – Tlahualilo, Dgo., a inmediaciones del ejido Venecia, Mpio. de Gómez Palacio, Dgo.

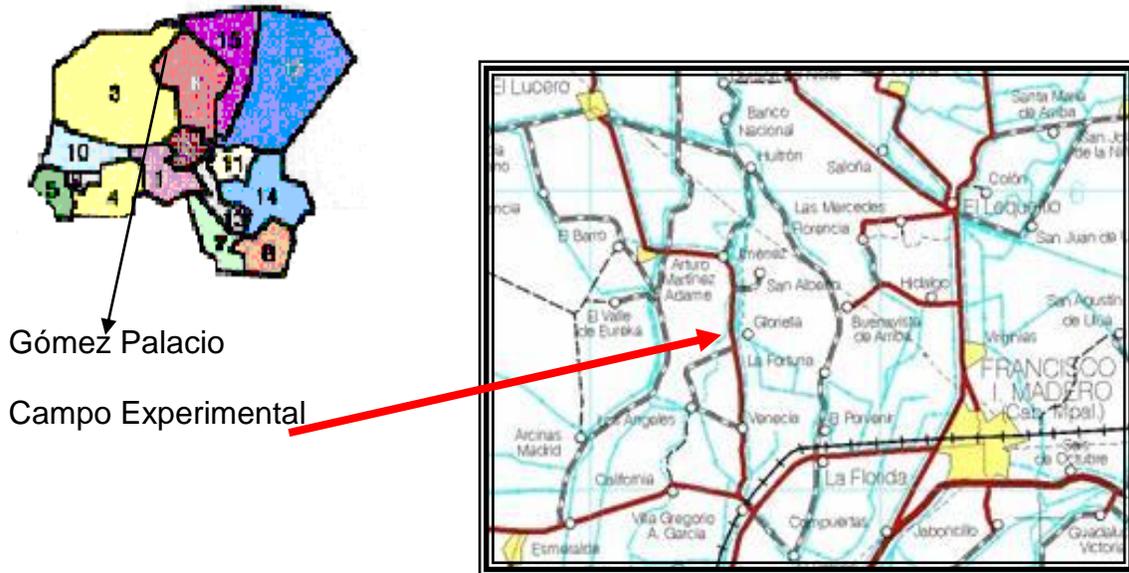


Figura 6. Ubicación del sitio experimental de la Facultad de Agricultura y Zootecnia

3.3. Características ecológicas del sitio

Según la guía climática para la Comarca Lagunera de Aguirre (1981), el Clima es seco desértico con lluvias en el verano e inviernos frescos. La precipitación pluvial es de 241.9 mm anuales y la temperatura media anual es de 21.5 °C con rangos de 33.7 como máximo y 7.5 como mínimo. La evaporación anual media aproximadamente es de 2,396 mm. La humedad relativa en la región varía de acuerdo a la estación del año, con 31 % en Primavera, 47 % en Verano, 58 % en Otoño y 40 % en invierno (CNA, 1999). El plástico que se utilizara tiene las siguientes características: Fabricado por la empresa Plastoza, S.A del Estado de México, cuya descripción es PLANAT 180 x 1000 / 100 (1.80 m de ancho, 1000 m de largo y 100 micras de grosor y transparente.

3.4. Método de solarización del estiércol.

Este método consiste en cubrir el estiércol con un polietileno transparente de 100 micras de espesor y transparente el cual tiene la característica de almacenar calor

y no dejarlo escapar por la luz solar captada (albedo), al solarizar el estiércol, se realizan montones (pilas) de estiércol, con no más de 1 metro de altura para aprovechar al máximo el calor, el polietileno se coloca lo más adherido al estiércol con el fin de evitar formaciones de bolsas de aire que puedan interferir en el calentamiento del mismo. La solarización se lleva a cabo durante un mínimo de 3 meses y la manera de conocer la eficiencia de la solarización es cuando el estiércol pierde por completo su olor, por otra parte se debe monitorear la temperatura en épocas donde la radiación solar es mínima para asegurar que la temperatura que alcanza la pila es la ideal para la solarización perfecta y para la eliminación de patógenos y semillas de malezas.

El total del estiércol colectado para la construcción de las pilas se humedeció en forma homogénea y se volteo manualmente con apoyo de palas. El paso siguiente fue la construcción de las pilas de solarización de las siguientes dimensiones: metros de largo por m de ancho y 1.0 m de alto. Estas pilas se cubrieron con el plástico.

3.5. Características químicas del estiércol.

Una vez terminada la solarización se procederá a tomar muestras del estiércol para determinar sus características químicas en el laboratorio como son pH, CE, MO, NO₃, Ca, Mg, K, P, PSI, CIC.

3.6. Espacio de exploración

Los factores en estudio serán el cultivo de maíz con aplicación y sin aplicación de micorrizas y estiércol bovino solarizado con tratamientos de 20 hasta 80 Ton/Ha., tal y como se muestra a continuación:

Factor A: Cultivo

A1 = con micorrizas

A2 = sin micorrizas

Factor B: Estiércol bovino solarizado

B1 = 0 t ha⁻¹ (testigo)

B2 = 20 t ha⁻¹

B3 = 40 t ha⁻¹

B4 = 60 t ha⁻¹

B5 = 80 t ha⁻¹

B6 = Fertilizante Químico

Tabla 8. Relación de tratamientos considerando los dos factores

FACTOR A	FACTOR B=ESTIERCOL	TRATAMIENTOS
A1=SHMA	B1= 0 t ha ⁻¹	A1+ B1= 0 Ton ha ⁻¹
	B2= 20 t ha ⁻¹	A1+B2= 20 Ton ha ⁻¹
	B3= 40 t ha ⁻¹	A1+B3= 40 Ton ha ⁻¹
	B4= 60 t ha ⁻¹	A1+B4= 60 Ton ha ⁻¹
	B5= 80 t ha ⁻¹	A1+B5= 80 Ton ha ⁻¹
	B6= F.Q.	A1+B6= F.Q.

*SHMA= Sin hongos micorrízicos arbusculares **FQ= 200-150-00

FACTOR A	FACTOR B=ESTIERCOL	TRATAMIENTOS
A2= CHMA	B1= 0 t ha ⁻¹	A2+B1= 0 t ha ⁻¹
	B2= 20 t ha ⁻¹	A2+B2= 20 t ha ⁻¹
	B3= 40 t ha ⁻¹	A2+B3= 40 t ha ⁻¹
	B4= 60 t ha ⁻¹	A2+B4= 60 t ha ⁻¹
	B5= 80 t ha ⁻¹	A2+B5= 80 t ha ⁻¹
	B6= F.Q.	A2+B6= F.Q.

*CHMA= Con hongos micorrízicos arbusculares **FQ= 200-150-00

3.7. Diseño experimental

La distribución de los tratamientos en campo, se realizara bajo un diseño de bloques al azar con un arreglo en franjas con cuatro repeticiones. Cada unidad experimental constara de 3 metros de ancho por 4 metros de largo, con un área de 12 m² por unidad experimental.

3.8. Análisis estadístico.

El modelo estadístico a emplear con el diseño de bloques al azar con arreglo en franjas es el siguiente:

$$Y_{ijk} = \mu + \beta_i + t_j + \sum_{ij} + \beta_K + \sum_{ik} + (t\beta)_{jK} + \sum_{ijk}$$

Donde:

μ = Media General

β = Efecto de los Bloques

t = Efecto de los tratamientos

i, j, k = Tratamientos, repeticiones

Σ_{ij} , Σ_{ik} , Σ_{ijk} = Efecto de los errores

3.9. Establecimiento y conducción del experimento.

3.9.1. Preparación del terreno.

Se realizaran labores de barbecho a 30 cm de profundidad, rastreo y nivelación y marcado de parcelas en campo, aplicación del estiércol e instalación y prueba del sistema de riego.

3.9.2. Aplicación de estiércol solarizado.

La aplicación del estiércol se realizara un mes antes de la siembra, con la finalidad principal de que el estiércol se mezclara con el suelo y así tener a una profundidad de 20 cm una cama de siembra con el estiércol incorporado, para poder iniciar con las actividades subsecuentes. El estiércol que se utilizó fue estrictamente de bovino del establo de la Facultad de Agricultura y Zootecnia de la UJED.

El sistema de riego a utilizar es el de goteo subsuperficial (RGS); la cintilla de riego es de calibre 8 mill con emisores cada 30 cm y enterrada a una profundidad de 30 cm.

- ID 16.15 mm = 0.636 in
- W.T. 19 mm = 0.008 in
- Flujo o presión 0.91 l/h
- Espacios cada 0.3048 m
- Longitud 2743 m
- Marca netafim maxima presión 12 psi

3.9.3. Siembra y variedad.

La siembra se efectuó en el ciclo primavera-verano el día 30 de Marzo del 2011, con una densidad de población de ha^{-1} , se utilizara la variedad San Lorenzo.

3.9.4. Fertilización.

Para el tratamiento con fertilización química se utilizó Urea y MAP con una dosis de 200-150-00 de N-P y K respectivamente que es la dosis utilizada por los productores de la región lagunera en la producción de maíz forrajero.

3.9.5. Riegos.

Los riegos se realizaron 2 veces por semana con un tiempo de riego de 4 hrs, por día.

3.9.6. Variables a medir en suelo.

Antes de la siembra se realizó un muestreo al azar del suelo, con una barrena de caja extrayendo aproximadamente la cantidad de un kilogramo de suelo, a profundidades de: 0-40 cm, con el objetivo de determinar sus características químicas del suelo mediante análisis en laboratorio.

Tabla 9. Variables a medir de las características físicas y químicas del suelo:

Variables en el suelo	Instrumento o método	Periodicidad
Ph	Peachimetro digital Modelo: ORION 420A ®	Al inicio y final del ciclo
Ce	Conductivimetro Modelo: ORION 162 ®	Al inicio y final del ciclo
Nitratos	Fotómetro SQ118MERCK	Al inicio y final del ciclo
Ca	Absorción Atómica Perkin Elmer 2380	Al inicio y final del ciclo
Mg	Absorción Atómica Perkin Elmer 2380	Al inicio y final del ciclo
Sodio		Al inicio y final del ciclo
Capacidad de intercambio catiónico		Al inicio y final del ciclo

Tabla 10. Variable a evaluar en la planta:

Variables en la planta	Instrumento	Periodicidad
Peso verde	Balanza analítica	A la cosecha

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

4.1. Características químicas del estiércol.

La composición del estiércol es muy variable, ya que depende de muchos factores como la especie, edad y alimentación del ganado, así como el uso de camas, la inclusión o exclusión del excremento líquido y la magnitud de los procesos de descomposición y lavado que haya tenido lugar durante su almacenaje (Biblioteca de la Agricultura, 1998). Para este estudio las características físicas y químicas del estiércol fueron las que se presentan en la tabla 11 siguiente.

Tabla 11. Características del estiércol del establo de la Facultad de Agricultura y Zootecnia. FAZ-UJED, 2012.

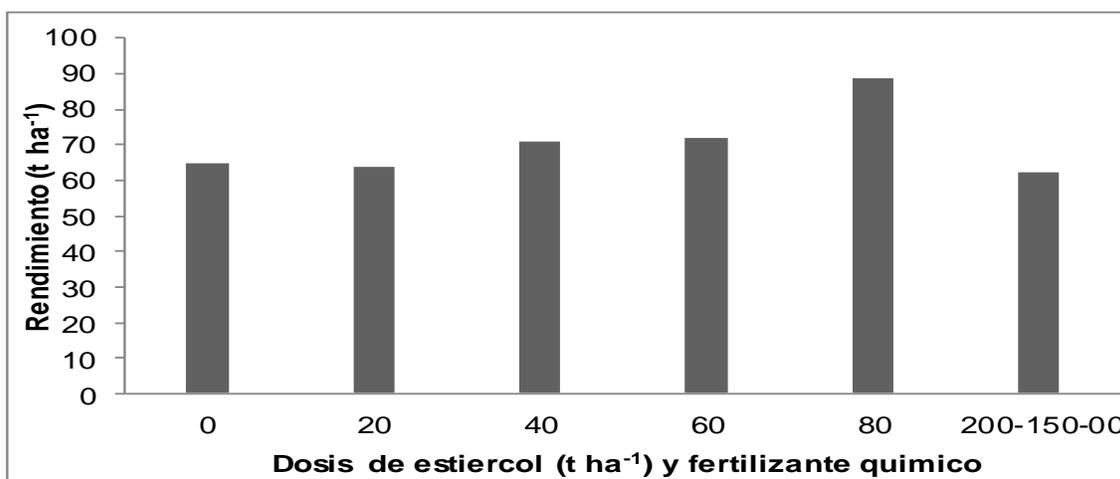
pH	C.E.	M.O. %	NT %	Ca %	Mg%
7.6	0. 63dS m-1	5.47%	1.12%	3.38%	0.71%
Na	K %	NH4 %	P %	Zn %	Fe
0.97 ppm	3.27%	0.11%	0.35%	198 ppm	12300 ppm

4.2. Rendimiento de forraje verde.

El análisis de varianza correspondiente a la cosecha en forraje verde solo se encontró diferencia estadística altamente significativa, para el factor B correspondiente a los tratamientos de estiércol, encontrándose una $Pv < F$ de 0.0050, Tabla 12, sin embargo al realizar la prueba de medias por el método de DMS (Diferencia Mínima Significativa), se encontró el mayor rendimiento en la dosis de 80 t ha^{-1} con un rendimiento de 88.56 t ha^{-1} (Figura 7), encontrándose el resto de los tratamientos e incluso el testigo y la fertilización química estadísticamente iguales mostrando una DMS de 12.69.

Tabla 12. Análisis de varianza para el rendimiento de maíz en forraje verde. CAE-FAZ-DEP-UJED.2012.

Fuente de varianza	Gl	SC	CM	Valor F.	Pv < F
R (Repetición)	3	662.576667	220.858889	1.86	0.1794
FA (HMA –SHMA)	1	38.880000	38.880000	0.18	0.6984
FA*R	3	640.563333	213.521111	1.80	0.1904
FB (Estiércol)	5	3812.539167	762.507833	5.37	0.0050
FA*FB	5	1056.512500	211.302500	1.78	0.1772
FB*R	15	2127.980833	141.865389	1.20	0.3666
Error	15	1779.07417	118.60494		
Total	47	10118.12667			
R- Cuadrado		0.824			
C.V.		15.484			



DMS=12.69

Figura 7 . Rendimiento de maíz en forraje verde. CAE-FAZ-DEP-UJED-DEP.2012.

4.3. Potencial de Hidrogeno (pH) del suelo.

En el pH del suelo, el análisis de varianza solo reporto diferencia estadística para los tratamientos con y sin micorrizas mostrando una $P_{v>F}$ de 0.0241 Tabla 13., la figura 8 correspondiente a la prueba de medias indica que los valores más altos de pH los reporta el suelo con micorrizas con un valor de 7.84 y para el suelo sin micorrizas un valor de 7.75, con una DMS de 0.0667, resultados similares fueron obtenidos por De Kock., (2003) donde encontró que el nopal tolera valores de pH relativamente altos llegando a tolerar hasta valores de 8.5.

Tabla 13. Análisis de varianza para el ph del suelo al final del ciclo de cultivo. CAE-FAZ-DEP-UJED-DEP.2012.

Fuente de varianza	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados medios	Valor de F	Pv > F
R (Repetición)	3	0.10947292	0.03649097	0.98	0.4289
FA (HMA –SHMA)	1	0.09451875	0.09451875	17.94	0.0241
FA*R	3	0.01580625	0.00526875	0.14	0.9336
FB (Estiércol)	5	0.19676875	0.03935375	0.50	0.7689
FA*FB	5	0.41736875	0.08347375	2.24	0.1040
FB*R	15	1.17158958	0.07810597	2.09	0.0818
Error	15	0.55925625	0.03728375		
Total	47	2.56478125			
R- Cuadrado		0.781			
C.V.		2.476			

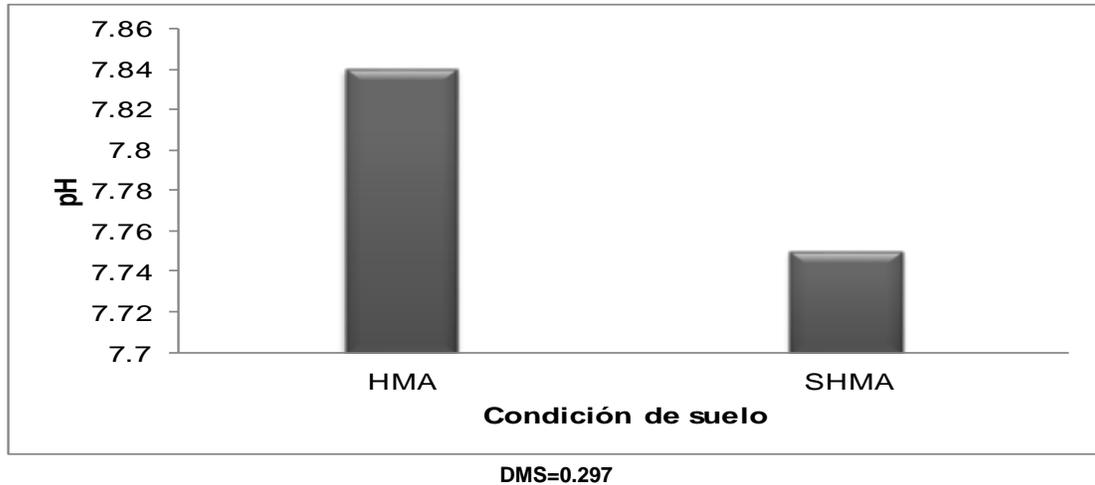


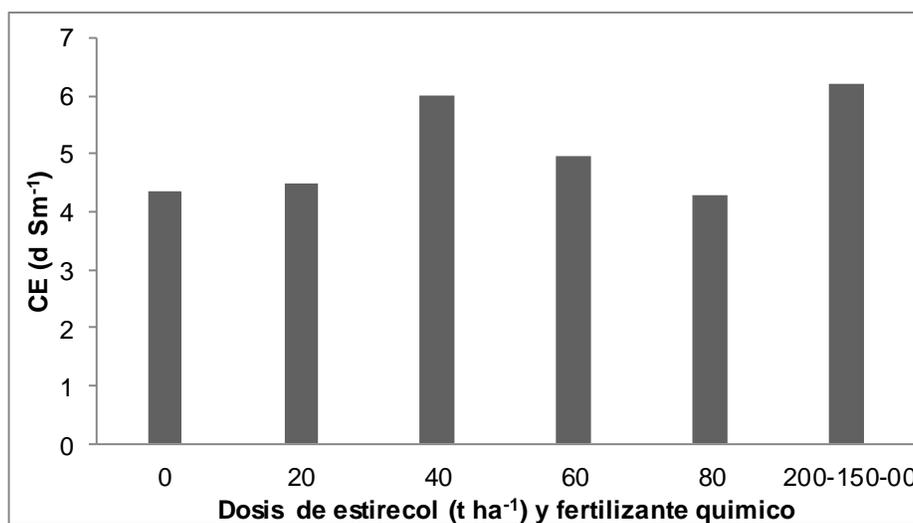
Figura 8. pH del suelo con y sin micorrizas en el cultivo de maíz. CAE-FAZ-DEP-UJED-DEP.2012.

4.4. Conductividad Eléctrica (Ce) del suelo.

El análisis de varianza para la conductividad eléctrica reporto diferencia altamente significativa para los tratamientos de estiércol con una $P_{v>F}$ 0.0279, Tabla 14, la prueba de medias mostro los valores más altos en la fertilización química y el tratamiento de 40 t ha^{-1} de estiércol con valores de 6.2 $dS\ m^{-1}$ y 5.99 dSm^{-1} respectivamente, seguidos de la dosis de 60 t ha^{-1} , el valor más bajo corresponde a la dosis de 80 t ha^{-1} , que fue estadísticamente igual al testigo y a la dosis de 20 t ha^{-1} , con valores de 4.3, 4.3 y 4.4 $dS\ m^{-1}$ respectivamente con una DMS reflejada de 1.36 Figura 9, sin embargo es importante mencionar que todos los valores son mayores a los límites máximos permisibles de salinidad en los suelos agrícolas, según Vazquez y Bautista (1993) nos dice que estos datos corresponden a un suelo salino. Castellanos *et al.*, (2000), afirma que con aplicaciones de estiércol la conductividad eléctrica tiende a aumentar.

Tabla 14. Análisis de varianza de la ce al final del ciclo de cultivo. CAE-FAZ-DEP-UJED-DEP.2012.

Fuente de varianza	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados medios	Valor de F	Pv > F
R (Repetición)	3	17.79765625	5.93255208	3.41	0.0452
FA (HMA -SHMA)	1	0.37276875	0.37276875	0.02	0.8998
FA*R	3	59.64350625	19.88116875	11.42	0.0004
FB (Estiércol)	5	28.46844375	5.69368875	3.47	0.0279
FA*FB	5	21.39644375	4.27928875	2.46	0.0811
FB*R	15	24.64133125	1.64275542	0.94	0.5438
Error	15	26.1050313	1.7403354		
Total	47	178.4251813			
R- Cuadrado		0.8536			
C.V.		26.1005			



DMS=1.36

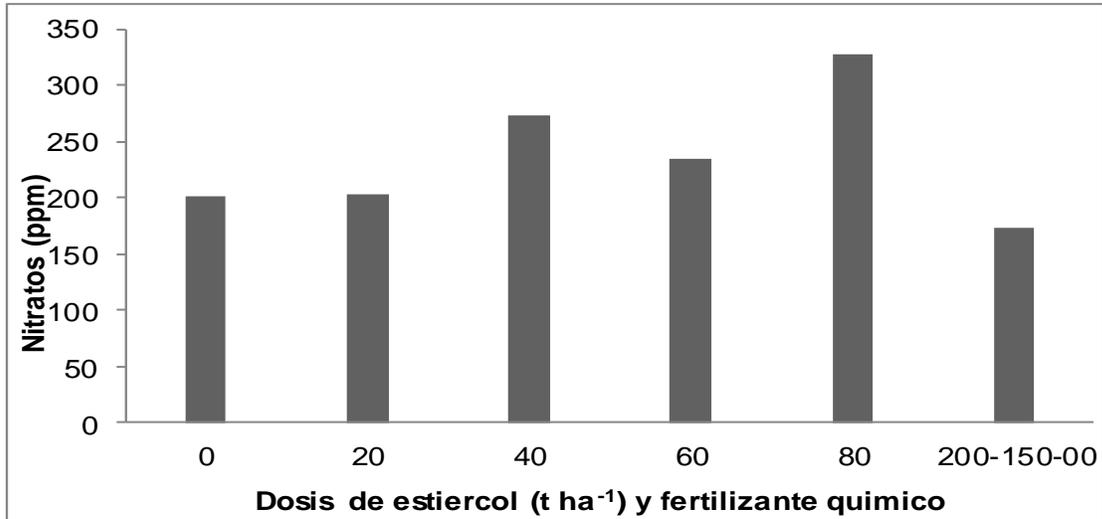
Figura 9. CE del suelo al final del ciclo de cultivo. CAE-FAZ-DEP-UJED-DEP.2012.

4.5. Nitratos en el suelo.

El análisis de varianza Figura 10 correspondiente a los nitratos mostro una diferencia estadística para los factores de estiércol , encontrando una $Pv < F$ de 0.0419, la prueba de medias mostro una DMS de 97.401, mostrando los valores más altos en el tratamiento de 80 t ha⁻¹ con un valor de 328.25, seguido del tratamiento de 40 t ha⁻¹ con un valor de 273.85, el tratamiento de 60 t ha⁻¹ reporto un valor de 234.49, mientras que los tratamientos de 20 t ha⁻¹ y el testigo fueron estadísticamente iguales con valores de 203.55 y 201.62 respectivamente, el testigo químico reporto las cantidades menores de nitratos con 174.06, la DMS encontrada en la comparación de medias fue de 97.40. Flores-Márgez *et al.*, (2009), mencionan que la sombra de las plantas pueden afectar la humedad del suelo y con ello la mineralización.

Tabla 15. Nitratos del suelo al final del ciclo de cultivo. CAE-FAZ-DEP-UJED-DEP.2012.

Fuente de varianza	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	Valor de F	Pv > F
R (Repetición)	3	48914.5170	16304.8390	1.09	0.3842
FA (HMA –SHMA)	1	389.8230021	389.8230021	0.01	0.9425
FA*R	3	190913.4910	63637.8303	4.25	0.0232
FB (Estiércol)	5	128148.6951	25629.7390	3.07	0.0419
FA*FB	5	86027.6236	17205.5247	1.15	0.3783
FB*R	15	125293.4067	8352.8938	0.56	0.8654
Error	15	224687.4331	14979.1622		
Total	47	804374.9894			
R- Cuadrado		0.7206			
C.V.		51.8667			



DMS=97.40

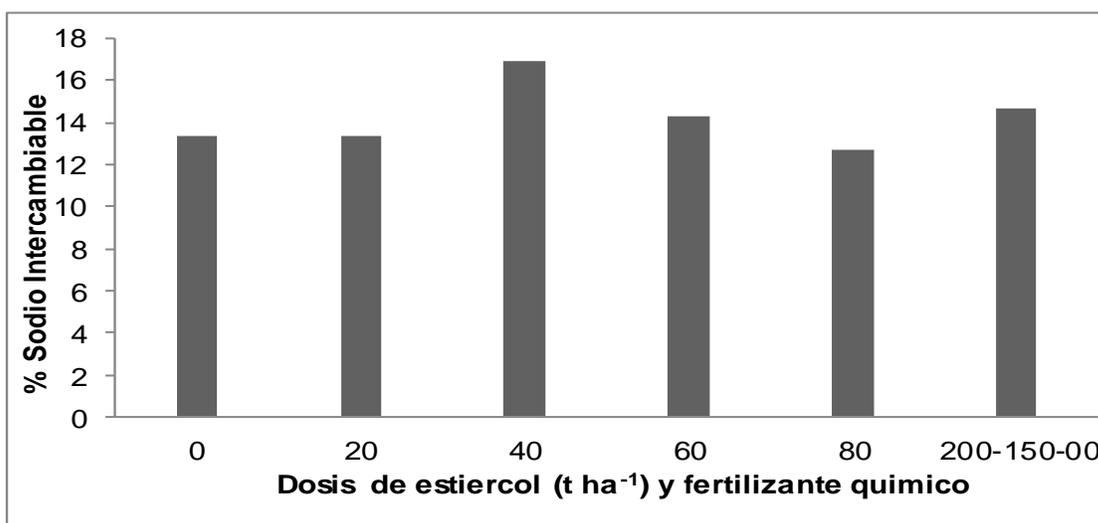
Figura 10. Nitratos del suelo al final del ciclo de cultivo. CAE-FAZ-DEP-UJED-DEP.2012.

4.6. Sodio Intercambiable (PSI).

Para la variable de porcentaje de sodio intercambiable, no se reportó diferencia estadística ni en los tratamientos de suelo con y sin micorrizas, ni en los tratamientos de estiércol, (Tabla 16), sin embargo la prueba de medias si mostro esta diferencia, siendo el valor más alto el encontrado en la dosis de 40 t ha⁻¹ de estiércol y diferente a todos los demás, sin embargo el testigo, los tratamientos de 20, 60 y fertilización química fueron estadísticamente igual con valores desde 14.7 hasta 13.3, el valor mínimo lo reporto la dosis de 80 t ha⁻¹ de estiércol con 12.7, la media reportada fue de 3.61.

Tabla 16. Sodio Intercambiable del suelo al final del ciclo de cultivo. CAE-FAZ-DEP-UJED-DEP.2012.

Fuente de varianza	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados medios	Valor de F	Pv > F
R (Repetición)	3	169.1971083	56.3990361	4.24	0.0234
FA (HMA -SHMA)	1	5.685633333	5.685633333	0.07	0.8099
FA*R	3	247.5425167	82.5141722	6.20	0.0059
FB (Estiércol)	5	89.8522417	17.9704483	1.56	0.2311
FA*FB	5	128.6249667	25.7249933	1.93	0.1481
FB*R	15	172.8640417	11.5242694	0.87	0.6077
Error	15	199.560483	13.304032		
Total	47	1013.326992			
R- Cuadrado		0.8030			
C.V.		25.6811			



DMS= 3.6179

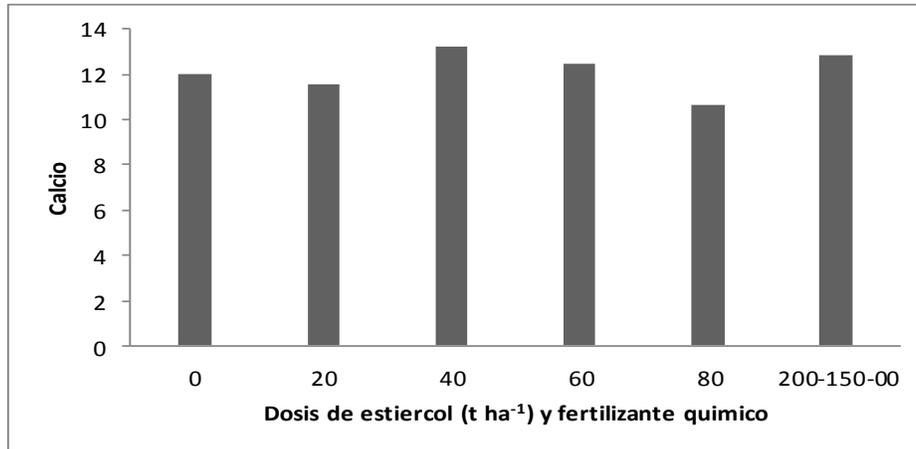
Figura 11. PSI del suelo al final del ciclo de cultivo. CAE-FAZ-DEP-UJED-DEP.2012.

4.7. Calcio (Ca) en el suelo.

El análisis de varianza correspondiente al calcio en el suelo no mostro diferencia estadística en ninguno de los factores Tabla 17 sin embargo la DMS encontrada en la prueba de medias fue de 1.83, reportando los valores más altos el tratamiento de 40 t ha⁻¹ y la fertilización química que reportan valores de 13.22 y 12.82 respectivamente, el valor más bajo lo reporta la dosis de 80 t ha⁻¹, con un valor de 10.66, el testigo, y las dosis de 20 y 60 tha⁻¹ fueron estadísticamente iguales Figura 12, según la tablas de clasificación de Calcio indica que en general todos los tratamientos cuentan con un alta concentración de calcio.

Tabla 17. Calcio del suelo al final del ciclo de cultivo. CAE-FAZ-DEP-UJED-DEP.2012.

Fuente de varianza	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados medios	Valor de F	Pv > F
R (Repetición)	3	15.06460625	5.02153542	2.91	0.0687
FA (HMA –SHMA	1	6.05630208	6.05630208	3.72	0.1494
FA*R	3	4.88515625	1.62838542	0.94	0.4438
FB (Estiércol)	5	34.46234375	6.89246875	2.32	0.0952
FA*FB	5	45.22906042	9.04581208	5.25	0.0055
FB*R	15	44.63758125	2.97583875	1.73	0.1506
Error		0.8532			
Total		10.8276			
R- Cuadrado		0.8532			
C.V.		10.8276			



DMS=1.8384

Figura 12. Sodio del suelo al final del ciclo de cultivo. CAE-FAZ-DEP-UJED-DEP.2012.

4.8. Magnesio del suelo.

El análisis correspondiente a esta variable no mostro diferencia estadística en ninguno de los tratamientos Tabla A de los anexos, donde los resultados se encuentran entre los valores medios de la tabla fertilidad de suelos de acuerdo a los niveles de calcio.

V. CONCLUSIONES.

El ph del suelo no se ve afectado por las micorrizas ya que permanece como un suelo moderadamente alcalino.

La condición del suelo en la conductividad eléctrica cambio de poco salino a moderadamente salino.

La cantidad de sombra que producen los cultivos afecta la mineralización de los abonos orgánicos por lo cual esto puede ser un factor determinante en la producción de nitratos.

El Calcio al igual que el magnesio no es un factor importante a considerar en los tratamientos de estiércol en estos tipos de suelo ya que se encuentra en cantidades suficientes en él.

VI. RECOMENDACIONES.

La realización de la investigación en el sitio por lo menos dos años más con la finalidad de ver el comportamiento de los nitratos en el suelo.

Evaluar los mismos tratamientos a diferentes profundidades para ver el comportamiento de los nitratos en el perfil del suelo.

VII. LITERATURA CITADA

- Abawi, G. S. y H. O. Thurston. 1994. Efecto de las coberturas y enmiendas orgánicas al suelo y de los cultivos de cobertura sobre los patógenos del suelo y las enfermedades radicales.
- Addiscott, T.M. (1990). Measurement of nitrate leaching: a review of methods. In: Nitrates, Agriculture, Water (ed. R. Calvet), pp. 157-168
- Aguirre-Medina, J. F. 2006. Biofertilizantes microbianos: experiencias agronómicas del programa nacional del INIFAP en México. Libro Técnico Núm. 2. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Campo Experimental Rosario Izapa, Tuxtla Chico, Chiapas, México. 201 p.
- Alarcón, A. y R. Ferrera-Cerrato, 2000. Biofertilizantes: Importancia y utilización en la agricultura. Agr. Téc. Méx. 26(2):191-203.
- Armstrong, A.C. and Burt, T.P. (1993) Nitrate losses from agricultural land. In: Nitrate, Processes, Patterns and Management. T. P. Burt, A.L. Heathwaite, and S.T.Trudgill (eds) John Wiley and Sons, Chichester, UK, pp. 239-267.
- Anderson, T. H. and K. H. Domsch. 1989. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. Soil Biol. Biochem. 21: 417- 479.
- Augé R. M., X. Duan, R. C. Ebel and A. J. Stodola. 1994. Nonhydraulic signaling of soil drying in mycorrhizal maize. Planta. 193:74-82.
- Augé, R.M. 2001. Water relations, drought and vesicular-arbuscular mycorrhizal symbiosis. Mycorrhiza 11:3-42.
- ASTM D1498-00. 2000. Standard practice for oxidation-reduction potential of water.
- Azcón, R. 2000. Papel de la simbiosis micorrizica y su interacción con otros microorganismos rizosféricos en el crecimiento vegetal y sostenibilidad

agrícola. En: Ecología, Fisiología y Biotecnología de la micorriza arbuscular A. Alarcón y R. Ferrera-Cerrato. Eds. IRENAT-Colegio de Postgraduados, Montecillos. Mundi Prensa, Médico, D.F. p. 1-15.

Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Jeuffroy, M.H., Ruget, F., Nicollaud, B., Gate, P., Devienne-Barret, F., Antonioletti, R., Durr, C., Richard, G., Beaudoin, N., Recous, S., Tayot, X., Plenet, D., Cellier, P., Machet, J.M., Meynard, J.M. y Delécolle, R. 1998. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie*, 18, 311-346 pp.

Brook T., Stiver W., Zytner R. 2001. Biodegradation of diesel fuel in soil under various nitrogen addition regimes. *J Soil Contam.* 10(5): 539-553.

Brundrett M., Bougher N., Dell B., Grove T. and N. Malajczuk. 1996. Working with mycorrhizas in forestry and agriculture. *ACIAR Monograph* 332. 374 p.

Bruning-Fann, C.S. & Kaneene, J.B. (1993). The effects of nitrate, nitrite, and N-nitroso compounds on animal health. *Veterinary and Human Toxicology* 35(3), 237-253

Cerrato, M. E., H. A. Leblanc y C. Kameko. 2007. Potencial de mineralización de nitrógeno de Bokashi, compost y lombricompost producidos en la Universidad Earth. *Tierra Tropical* 3: 183-197

Comisión del CODEX Alimentarius 1997. Manual de procedimientos. Roma, Italia.
Dennis, R. G. 1961. Fungi venezuelani, IV. *Kew Bull.* 15:57-156.

Comisión nacional del agua 1999. Problemática en la región administrativa cuencas centrales del norte. Gerencia en la región lagunera. Subgerencia técnica.

- Espinoza V. J. L., Palacios E. A., Ávila S. N., Guillén T. A., De Luna P de la R., Ortega P. R. y Murillo A. B. 2007. La ganadería orgánica, una alternativa de desarrollo pecuario para algunas regiones de México. Una revisión. INCI 32 (6): 385-390 in Agricultura Orgánica Tercera parte p.3.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 1991. Manejo del suelo: producción y uso del compostaje en ambientes tropicales y subtropicales. Boletín (56): 180. Roma, Italia.
- FAO. 1999. El maíz en la Nutrición Humana. Editorial FAO. Oficina Regional de la FAO para América Latina.
- FAO, 2000. Inocuidad y calidad de los alimentos en relación con la agricultura orgánica. 22 conferencia regional de la FAO para Europa, Oporto, Portugal. 18p.
- FDA y CFSAN (Food and Drug Administration, Center for Food Safety and Applied Nutrition). 1999. Guía para reducir al mínimo el riesgo microbiano en los alimentos, en el caso de frutas y vegetales. Washington, D.C.
- Ferrera-Cerrato, R. y A. Alarcón, 2007. Microbiología Agrícola: Hongos, bacterias, micro y macrofauna, control biológico y planta-microorganismo. México: Trillas. 568 p.
- Fortis M., Salazar E., Orona C. I., Leos R. J., Rodríguez R. C., Montemayor T. J., García S. J., Aldaco N. R. 2007. Capítulo I Estadísticas de la producción orgánica. Uso y aprovechamiento de abonos orgánicos e inocuidad. Impresos selectos ARAC. In Agricultura Orgánica tercera parte p.223.
- Foster J. 1995. Soil nitrogen. En Alef, K. and Nannipieri, P. (Eds.). Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Academic Press.
- González C., M.C.; R. Ferrera-Cerrato y J. Pérez M. 1998. Biotecnología de la micorriza arbuscular en fruticultura. UAT y CP-IRENAT-Edafología. 131 p.

- Grim E. R. 1953. Clay Mineralogy. McGraw-Hill, New York, 190 p.
- Heathwaite, A.L., Burt, T.P y Trudgill, S.T. 1993. Overview – The nitrate issue. En: Nitrate: Processes, Patterns and Management. Eds.: Burt, T.P., Heathwaite, A.L. y Trudgill, S.T. John Wiley & Sons Ltd. Chichester.
- Jeffries, P., S. Gianinazzi, S. Perotto, K. Turnau, y J.M. Barea. 2003. The contribution of arbuscular mycorrhizal fungi in sustainable maintenance of plant health and soil fertility. Biol. Fertil. Soils 37:1-16.
- Justes, E., Dorsainvil, F., Brisson, N., Ripoche, D., Thiébau, P. y Mary, B. 2001. Evaluation and improvement of the soil-crop model STICS for predicting water and nitrogen budgets during fallow period between two main crops or under catch crops. Proceedings of the 2nd International Symposium on Modelling Cropping System. 67-68 pp. Florencia. 16 -18 de Julio.
- Karma A. 1993. Chemical properties of organic soils. In: Soil sampling and methods of analysis. Martin R. Carter Editor. Canadian Society of Soil Science. Lewis Publishers. Pp. 459-471.
- Katan, J., A. Greenberg, H. Alon and A. Grinstein. 1976. Solar heating by propylene mulching for the control of diseases caused by soil- borne pathogens. Phytopathology 66:683-688.
- Katan, J. 1981. Solar heating (solarization) of soil for control of soilborne pest. Ann. Rev. Phytopathology 19: 211-236
- Katan, J. 1996. Soil solarization: Integrated control aspects. In: Principles and practice of managing Soilborne Plant Pathogens. R. Hall, ed., APS Press, 250-278.

Kleeberg, P. (1995) Stickstoffhaushalt auf niedersächsischen Ackerstandorten in Abhängigkeit von Bodenart und Düngungsintensität. PhD thesis Universtiy Giessen.

Krol J., Benvenuti M., Roman J. 2000. Ion analysis methods for IC and CIA and practical aspects of capillary ion analysis. Waters Corporation.

Kücke, M. and Kleeberg, P. (1997) Nitrogen balance and soil nitrogen dynamics in two areas with different soil, climatic and cropping conditions. European J. Agron. 6, 89 – 100

Maynard C. and Kalra. 1993. Nitrate and exchangeable ammonium nitrogen. En Carter (Ed.). Soil sampling and methods of soil analysis. Canadian Society of Soil Science. Lewis Publishers.

Meynard, J.-M., Cerf, M., Guichard, L., Jeuffrou, M.-H. y Makowski, D. 2002. Which decision support tools for the environmental management of nitrogen? Agronomie, 22, 817-829 pp.

Moreno, F., Cayuela, J.A., Fernández, J.E., Fernández-Boy, E., Murillo, J.M. y Cabrera, F. 1996. Water balance and nitrate leaching in an irrigated maize crop in SW Spain. Agric. Water Manage., 32, 71-83 pp.

Muñoz I. D. J., Mendoza C. A., López G. F., Soler A. A., Hernández M. M. M. 2000 Manual de análisis de suelo. Edafología. Escuela Nacional de Estudios Profesionales Iztacala, UNAM, México.

NOM-021-RECNAT-2000. Que establece las especificaciones de fertilidad,

salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Diario Oficial, 31 de diciembre de 2002.

OCIA. México (Asociación para el Mejoramiento de Cultivos Orgánicos). 1998. Normas de Certificación Internacional. En línea <http://www.ocia.org> (revisada 15/06/05).

Olalde, P. V. y R. Serrato. 2004. Biofertilizantes: Micorrizas y bacterias promotoras de crecimiento. En: Simposio de Biofertilización realizado el 25 de noviembre 2004, Rio Bravo, Tam., México. Memorias.

Pérez V. A. y Landeros S. C. 2009. Agricultura y deterioro ambiental. Elementos: Ciencia y Cultura 16 (73): 19-25 in Agricultura Orgánica Tercera Parte p.3.

Piccinini, S. and G. Bortone. 1991. The fertilizer value of agriculture manure: simple rapid methods of assessment. J. Agric. Eng.Res. 49: 197-208.

Powers, W.L., Wallingford, G.W., Murphy, L.S., Whitney, D.A., Manges, H.L. and Jones, H.E.1974. Guidelines for applying beef feedlot manure to fields. Publication C-502.Kansas State University, Cooperative Extension Service. Manhattan, KA.

Read, D.J. Mycorrhiza. 1999. The state of the art. En: Mycorrhiza 2nd. (A. Varma y B. Hock, eds.). Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. p. 3-34.

Reta, S. D. G., J. A. Cueto-W. U. Figueroa-V. 2004. Efecto de la aplicación de estiércol y composta en maíz forrajero en dos sistemas de siembra. Informe de investigación. INIFAP. Campo Experimental La Laguna. Torreón, Coahuila. México.

Robson, D y Abdot, L. K. 1991. Factors influencing the occurrence of vesicular arbuscular mycorrhizas. Agric. Ecosystems Environ. 35:121-150.

S.A.G.A.R. Anuario estadístico de la producción agropecuaria (1997). Lerdo, Dgo.

- Salazar S. E.; López M.; J. D.; Trejo E., H. I.; Vazquez V. C.; Fortis H. M.; Vital S. J. y Mexica A. P. 2007. Aplicación al suelo de estiércol bovino con y sin solarizar y su impacto en maíz forrajero in Uso y aprovechamiento de abonos organicos e inocuidad. Pp. 82-109.
- Schnebelen, N., Nicollaud, B., Bourennane, H., Couturier, A., Verbeque, B., Revalier, Ch., Bruand, A. y Ledoux, E. 2004. The STICS model to predict nitrate leaching following agricultural practices. *Agronomie*, 24, 423-435 pp.
- Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. 2000. Normas. México. D.F.
- Smith, S.E. y D.J. Read. 1997. Mycorrhizal symbiosis. 2nd Edition. Academic Press. London. 605 p.
- Smith. S.E. y Jakobsen I. 2000. Spatial differences in acquisition of soil phosphate between two arbuscular mycorrhizal fungi in symbiosis with *Medicago truncatula*. *New Phytologist* 147:357-366.
- Stöckle, C.O., Donatelli, M. y Nelson, R.L. 2003. Cropsyst, a cropping systems simulation model. *Europ. J. Agron.*, 18, 289-307 pp.
- University of Maryland and Food Safety (UMFDA). 2002. Mejorando la seguridad y calidad de frutas y hortalizas frescas: manual de formación para instructores. Symons Hall, Collage Park, MD 20742. USA.
- US EPA 4140. 1998. Inorganic anions by capillary ion electrophoresis. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th Edition.
- US EPA 6500. 1998. Dissolved inorganic anions in aqueous matrices by capillary ion electrophoresis. SW-846 Test methods for evaluating solid waste physical/chemical methods.

- Van Soest P,J. 1994 Nutritional Ecology of the ruminants. 2ed. Cornell Univ. press. 476 pp.
- Varela, L y D. Trejo. 2001. Los hongos micorrizógenos arbusculares como componentes de la biodiversidad del suelo en México. Acta Zool. Mex. Número especial 1:39-51.
- Vázquez A. A. y Bautista N. 1993. Guía para interpretar el análisis químico de suelo y agua. Departamento de Suelos. Universidad Autónoma de Chapingo. México.
- Vázquez Alvarado Rigoberto E. Uso y aprovechamiento de estiércol bovino en la producción de nopal. Memoria de la XV semana internacional de agronomía faz-ujed septiembre de 2003 p 65.
- Vázquez V.C., Salazar S.E., Figueroa V.R., Valenzuela R.J.S y Fortis H.M. 2001. Efecto del acolchado y estiércol de bovino en la modificación de algunas características del suelo de la Comarca Lagunera. XIII Semana Internacional de Agronomía, FAZ-UJED. Gómez Palacio, Dgo. Pág. 178-182.
- Víctor Manuel Vacacela Quizhpe. Universidad de Pinar del Río “Hnos Saíz Montes de Oca” Facultad de Forestal y Agronomía Carrera Agronomía Aspirante al título académico de Master en Agroecología y Agricultura Sostenible. Nacionalidad: Ecuatoriana Email: waman21@ext.upr.edu.cu.
- Walworth J. L. and Reynolds C. M. 1995. Bioremediation of a petroleum-contaminated cryic soil: effects of phosphorus, nitrogen, and temperature. J Soil Contam. 4(3): 299-310.

ANEXOS

Tabla A. Magnesio del suelo al final del ciclo de cultivo. CAE-FAZ-DEP-UJED-DEP.2011.

Fuente de varianza	GL	SC	CM	F	Pv > F
R (Repetición)	3	1.12445625	0.37481875	0.79	0.5195
FA (HMA -SHMA	1	0.46216875	0.46216875	1.31	0.3347
FA*R	3	1.05440625	0.35146875	0.74	0.5455
FB (Estiércol)	5	2.45066875	0.49013375	0.71	0.6241
FA*FB	5	2.15576875	0.43115375	0.91	0.5029
FB*R	15	10.33190625	0.68879375	1.45	0.2415
Error	15	7.14130625	0.47608708		
Total	47	24.72068125			
R- Cuadrado		0.7111			
C.V.		25.5611			