

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA

**INSTITUTO DE INGENIERÍA
MAESTRÍA Y DOCTORADO EN CIENCIAS E INGENIERÍA**



**“CAMBIOS EN LA MATERIA ORGÁNICA SOLUBLE, ÁCIDOS
HÚMICOS Y METALES PESADOS EN SUELO Y MAÍZ
ACONDICIONADO CON LODO RESIDUAL”**

**TESIS PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS**

PRESENTA

Hortencia Sánchez Ramírez

DIRECTOR

Dra. Rocio Vaca Paulin

CODIRECTOR

Dr. Jorge Alberto Lugo de la Fuente

Mexicali, B. C.

ENERO 2011

AGRADECIMIENTOS

- A la Universidad Autónoma de Baja California, en especial al Instituto de Ingeniería por haber sido mi casa de estudio.
- A la Dra. Sara Ojeda Benítez por invitarme a formar parte del Posgrado del que ella fue pionera.
- Al Director de Tesis Dra. Rocio Vaca Paulín y Co-Director Dr. Jorge Alberto Lugo de la Fuente por haberme brindado su tiempo y así como las facilidades para poder realizar este trabajo.
- A la comisión revisora M. en E. Pedro del Águila Juárez, Dr. Jaime Alonso Reyes López, Dr. Jorge Ramírez Hernández, Rocio Vaca Paulín y Dr. Jorge Alberto Lugo de la Fuente
- A Ma. Dolores Delgadillo Torres por su paciencia y atención brindada durante este tiempo.
- A la T.L.Q. Elda García V. por su disponibilidad para la realización de la parte práctica de este proyecto.
- A mi Mamá y hermanos que han estado a mi lado en las buenas y en las malas, así como a mis amistades más cercanas.

CONTENIDO

RESUMEN

1. INTRODUCCIÓN	1
2. MARCO TEÓRICO	3
2.1. Características de los Lodos Residuales	3
2.1.1. Origen, características y composición de los lodos residuales	3
2.1.2. Problemática y disposición de los lodos residuales	4
2.1.3. Beneficio de los lodos residuales	5
2.2. Metales Pesados	7
2.2.1. Definición, origen y propiedades de los metales pesados	7
2.2.2. Disponibilidad de metales pesados	9
2.2.3. Factores que influyen en la disponibilidad de metales pesados	10
2.2.3.1. pH	10
2.2.3.2. El suelo-cultivo, textura y la materia orgánica	11
2.2.4. Zinc	13
2.2.5. Cobre	14
2.2.6. Níquel	14
2.2.7. Plomo	15
2.2.8. Cadmio	16
2.2.9. Cultivo de maíz	17
2.2.9.1. Características morfológicas	17
2.3. Materia Orgánica	18
2.3.1. Origen, propiedades y evolución	18
2.3.1.1. Fraccionamiento de la materia orgánica soluble (DOM)	21
2.3.2. Ácidos Húmicos (AH'S) y sus propiedades	22
2.3.2.1. Fraccionamiento de los ácidos húmicos	24
2.4. Calidad de la Materia Orgánica	25
2.5. Métodos de estudio para metales pesados, DOM y AH's	26
2.5.1. Espectrofotómetro de absorción atómica	26
2.5.2. Espectrofotometría de luz visible	26
2.5.3. Espectrofotometría de Infrarrojo (IRS)	27
2.5.4. Determinación de la densidad óptica relativa (DOR's)	29
3. OBJETIVOS	31

4. MATERIALES Y MÉTODOS	32
4.1. Descripción de la zona de estudio	32
4.2. Sitio de colecta de los lodos residuales	33
4.3. Diseño experimental en campo	33
4.4. Toma de la muestra y procesamiento	34
4.5. Análisis de laboratorio	34
4.5.1. pH, MO, CIC, bases intercambiables, CE y metales pesados	34
4.5.2. Extracción de la materia orgánica soluble	35
4.5.3. Extracción de los ácidos húmicos	36
4.6. Análisis Estadístico	37
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	38
5.1. Parámetros químicos Durante El ciclo de cultivo	38
5.1.1. Parámetros químicos del muestreo preliminar	38
5.1.2. Parámetros químicos del muestreo a 75 días de la adición de LR	40
5.1.3. Parámetros químicos del muestreo a 120 días de la adición de LR	43
5.1.4. Parámetros químicos del muestreo a 165 días de la adición de LR	45
5.1.5. Parámetros químicos del muestreo a 230 días de la adición de LR	47
5.1.6. Discusión de los parámetros químicos durante el ciclo de cultivo	49
...5.2. Interacción suelo-cultivo (maíz)-lodo residual	52
5.2.1. Discusión de la interacción suelo-cultivo (maíz)-lodo residual durante el ciclo de cultivo	53
5.3. Análisis del fraccionamiento de la materia orgánica	55
5.3.1. Materia orgánica libre (MOL)	55
5.3.2. Espectrofotometría de luz visible para E_4 y E_6	55
5.3.2.1 Relación E_4/E_6 para DOM y AH's	56
5.3.2.2. $\Delta \log K$ de los AH's	58
5.3.3. Bandas del espectrofotómetro de infrarrojo	59
5.3.3.1. Espectrofotometría de infrarrojo para la DOM durante el ciclo de cultivo	60
5.3.3.2. Espectrofotometría de infrarrojo para los AH's durante el ciclo de cultivo	64
5.3.3.3. Espectros de resolución mejorada para la DOM durante el ciclo de cultivo	67

5.3.3.4. Espectros de resolución mejorada para los AH's durante el ciclo de cultivo -----	70
5.3.3.5. Discusión de los IR originales y de resolución mejorada -----	73
5.3.4. Interpretación de las DOR's -----	75
5.3.4.1. DOR's para la DOM durante el ciclo de cultivo respecto al C-H alifático - -----	75
5.3.4.2. DOR's para los AH's durante el ciclo de cultivo respecto al C-H alifático -----	77
5.3.4.3. DOR's para la DOM durante el ciclo de cultivo respecto a la tensión C=O y Amida I -----	78
5.3.4.4. DOR's para los AH's durante el ciclo de cultivo respecto a la tensión C=O y Amida I -----	80
6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES -----	82
7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS -----	84
8. ANEXOS -----	94

RESUMEN

En México la necesidad de mejorar la calidad de vida genera uno de los problemas ambientales más importantes, que es disponer de un sitio para los residuos que produce como desechos; que incluyen a los lodos residuales (LR) y la manera viable consiste en utilizarlos en los suelos agrícolas tomando en cuenta parámetros físicos, químicos y la concentración de metales pesados. Después de cierto tiempo en el suelo los lodos muestran una degradación y se integran como componentes de la materia orgánica (MO) del suelo. Aproximadamente, el 80% de los LR llega a mineralizarse debido a la degradación de compuestos como proteínas, celulosa y hemicelulosa que son utilizados por los microorganismos como fuente de C y N. La disposición de los LR en el suelo puede ser benéfica porque estos contienen nutrimentos como N, Ca, K, Mg, P y Na, siendo el objetivo del presente trabajo fue evaluar la calidad de la materia orgánica soluble (DOM), ácidos húmicos (AH's) y metales pesados en el suelo y planta acondicionado con lodos residuales. Se aplicó dosis de LR en el ciclo de cultivo anterior y se continuó con las mismas dosis para este estudio empleándose 3 tratamientos: suelo con fertilizante NPK (S-F), suelo acondicionado con LR a 18 t ha^{-1} (S-Lb) y a 36 t ha^{-1} (S-La), en 18 parcelas bajo un diseño de bloques completamente aleatorios, donde se cultivó maíz (*Zea mays*, L). Se colectaron muestras de suelo después de un ciclo anterior de cultivo (con adición de LR) en el Horizonte Ap (25 cm de profundidad) de cada tratamiento antes de volverle adicionar LR (preliminar) y a 75, 120, 165 y 230 días después de haber adicionado el lodo. El LR añadido fue de origen municipal y se obtuvo de la Planta Tratadora de Aguas Residuales Municipales Toluca Norte perteneciente a la Operadora de Ecosistemas S.A. de C.V. (ECOSYS). Las muestras se secaron, molieron, tamizaron y se determinó pH, MO, CIC, Cationes, Metales totales y disponibles, DOM y AH's. Se midió el espectro de luz visible a 465 (E_4) y 665 (E_6) nm, para determinar la relación E_4/E_6 . Los AH's se obtuvieron del residuo de la DOM siguiendo la técnica de Schnitzer y Khan (1972). Las muestras de DOM y AH's secas se analizaron a través de espectrofotometría de infrarrojo (IRS) en el intervalo $4000\text{--}400\text{cm}^{-1}$, elaborando pastillas de bromuro de potasio (KBr) por Almendros *et al*, 1990).

Los resultados indicaron que el pH del suelo en los tres tratamientos al inicio del ciclo de cultivo fué moderadamente ácido, al agregarle el LR se neutralizó y posteriormente se acidificó, y esto ocasionó efectos de toxicidad por metales ya que estos se solubilizan al descender el pH y al termino del ciclo se neutraliza, lo que indica que existe una máxima disponibilidad de los nutrimentos; donde los valores de pH se comportan de manera creciente como $S-F < S-Lb < S-La$. Con respecto a la MO en el muestreo preliminar se presentó una baja concentración en los tres tratamientos; pero a partir de 120 días de haberle agregado el LR, los tratamientos S-Lb y S-La aumentaron el contenido de MO. Esta MO de los LR está disponible para que los microorganismos la degraden; lo cual indica que los LR pueden funcionar como acondicionadores de suelo. La CIC fué alta en los tres tratamientos a lo largo del ciclo de cultivo, así como la presencia de los cationes que se consideran de clase baja, media y alta. Los metales pesados se encontraron en el suelo, y planta los cuales estuvieron dentro de los niveles permisibles aceptables (buenos/excelentes) para el uso como biosólidos.

La DOM en los tres tratamientos durante el ciclo de cultivo presentó el valor más alto de la relación E_4/E_6 lo que indicó una menor complejidad molecular con respecto a los AH's. Al inicio los AH's presentaron valores bajos que se traduce en una mayor complejidad molecular y esta disminuyó al termino del ciclo de cultivo. Se interpretaron las siguientes bandas en el espectro de infrarrojo para DOM y AH's de todos los tratamientos; a 3400 (tensión O-H y N-H), 2930 (tensión C-H alifática de CH_3), 1650 (tensión C=O y Amida I), 1550 (tensión antisimétrica de COO^- y Amida II), 1460 (deformación asimétrica de C-H de CH_2 o CH_3 (relacionado con la banda 2930)), 1380 (tensión simétrica de COO^-), 1260 (tensión C-O y O-H) y 1030 (tensión C-O). Se concluyó que la adición de LR modificó la calidad de la DOM y AH's al aplicarse como enmienda al suelo. Los grupos alifáticos, carboxilos y proteínas de la DOM y AH's; así como las ligninas, carbohidratos y grupos OH de los AH's, estuvieron presentes a mayor concentración de LR adicionado al suelo y presentaron picos bien definidos.

1. INTRODUCCIÓN

El desarrollo tecnológico y la necesidad de mejorar la calidad de vida genera uno de los problemas ambientales más importantes para el hombre, el cual consiste en solucionar mediante la gestión de los residuos sólidos (RS) que se generan por el consumo masivo e indiscriminado produciendo un sinnúmero de desechos entre los que se incluyen LR (producto de la depuración de aguas urbanas, municipales o industriales), que ha ocasionado alteraciones al ambiente. Desde este punto de vista sustentable, la conservación de los ecosistemas depende del esfuerzo de todos los sectores de la sociedad, que de una u otra forma, generan residuos que contaminan el ambiente.

Una alternativa de disposición final de estos LR es su adición a suelos agrícolas como mejoradores de suelo para mantener o incrementar la productividad de los cultivos; sin embargo uno de los problemas del uso de estos LR es su alto contenido en metales pesados que en grandes concentraciones en el ambiente provocan numerosos efectos al incorporarse mediante los alimentos y también como partículas que al respirar se acumulan en el organismo y llegar a límites de toxicidad sobre la salud humana y modifican el equilibrio de los ecosistemas.

Los productores agrícolas enfrentan el reto de encontrar fuentes de MO barata y accesible, que les permita hoy en día restituir aquella que se pierde en el suelo después, de una cosecha y al mismo tiempo que sirva como un restaurador del suelo, ya que actualmente las fuentes de MO que disponen son de costos elevados

El evaluar la calidad de la MO es un término subjetivo que desde un punto de vista biogeoquímico se puede expresar como la medida en como los constituyentes vegetales y microbianos se han modificado en sustancias de naturaleza diferente (sustancias húmicas, ácidos húmicos, húminas) que no existen en los seres vivos y que se forman en el suelo. La MO se ha unido a la fracción mineral, ya sea por encapsulación o protección física por la arcilla (fracciones de partículas), o bien como una asociación de coloides orgánicos y minerales la cual consiste en materia que va a ser utilizada por las plantas.

La importancia de llevar a cabo los estudios de AH's al agregarle LR al suelo tiene como finalidad conocer el proceso de humificación que mediante la técnica de espectrofotometría de infrarrojo se caracterizan los diferentes grupos funcionales que están presentes, así como el conocer el grado de evolución de la MO y su capacidad para formar complejos para que de esta manera se pueda inferir la disponibilidad de los nutrimentos para la planta.

2. MARCO TEÓRICO

2.1. LODOS RESIDUALES

2.1.1. Origen, características y composición de los Lodos Residuales

Las plantas de tratamiento de agua residual urbanas o industriales procesan la MO contenida en las aguas negras, el cual es un producto final de color café oscuro a negro llamado biosólidos (LR). Este proceso que sufren los LR involucran etapas donde ciertos microorganismos descomponen y transforman los LR mediante etapas biológicas (digestión aeróbica y anaeróbica), físicas o químicas. Donde finalmente se obtienen los biosólidos que son estabilizados y estos cumplen con un estricto criterio de calidad para que puedan ser aplicados en suelos agrícolas (Koenig *et al.*, 1998).

La composición del LR varía de acuerdo al lugar donde provengan las aguas para su depuración. Tales lodos no pueden ser depositados directamente al aire libre, por lo que se debe llevar un tratamiento de estabilización para reducir el mal olor que desprenden y reducir la presencia de microorganismos patógenos (Chang *et al.*, 1981). Otras alternativas de disposición son la deposición en vertederos de residuos sólidos urbanos (RSU), la incineración, el bombeo hasta niveles inferiores del suelo o subsuelo y lo que actualmente se propone es la disposición como mejoradores de suelos (condicionado por el contenido en metales pesados, patógenos y coliformes) (Martínez, 2004).

Los LR presentan alto contenido en N, P, K, Ca y Mg por lo que una alternativa de disposición final de los LR es la adición a los suelos agrícolas; para incrementar la productividad de los cultivos. Los LR retienen la humedad estimulando el sistema radicular, la aireación, y mejoran la estructura y capacidad de retención de agua del suelo (Hue *et al.*, 1988), además, proveen sitios de unión específica en los cuales es difícil que los metales se intercambien siempre y cuando no se exceda un valor de concentración dada (Gao *et al.*, 2003).

2.1.2. Problemática y disposición de los lodos residuales

En México los principales sistemas de tratamiento de agua residual generan LR y en ellos están presentes contaminantes, que son removidos durante el tratamiento del agua, como patógenos, metales pesados y tóxicos orgánicos. En el país, los LR se disponen en las corrientes de aguas superficiales, basureros a cielo abierto y/o rellenos sanitarios lo que provoca la contaminación del aire, suelo y acuíferos. En cuanto a la disposición del LR existe otra propuesta opuesta que consiste en utilizar el lodo como un abono para suelos agrícolas, como corrector de suelo y recuperación de áreas erosionadas. El uso del LR va acompañada de una infraestructura adicional al tratamiento del agua residual, pero se justifica porque representa una solución al problema de contaminación, convirtiendo un desecho ambientalmente peligroso, en un producto con valor agregado. La normativa mexicana está favoreciendo el aprovechamiento de los LR; sin embargo, existen factores limitantes para su uso (Fresquez *et al.*, 1990).

En África el 61% de los LR se disponen en rellenos sanitarios, el 21% se deposita a cielo abierto, y sólo un pequeño porcentaje (18%) es dispuesto en terrenos agrícolas como mejorador de suelo, debido a su alto contenido de MO, N, Ca, K, Mg, Na y P; así como metales que en grandes concentraciones en el ambiente provocan numerosos efectos sobre la salud humana y el equilibrio de los ecosistemas (Oberhaster, 1991).

En Sudáfrica se producen 205 toneladas de lodos seco por día de los cuales 64.6% se disponen en la tierra y de estos el 89% van a tierras agrícolas, también son utilizados en suelos arenosos como acondicionadores (Oberhalster, 1991). Sin embargo, la disposición de los lodos en la tierra por grandes periodos de tiempo y puede elevar las concentraciones de elementos muy tóxicos (Coker, 1983), por lo que esta disposición debe de estar regulada para evitar la acumulación de estos elementos en el suelo (Sirviera y Sommers, 1977). En algunas ciudades se emplean además, diferentes sistemas para desecharlos: letrinas individuales, tanques sépticos y sistemas centrales de agua con tanques de oxidación (Oberhalster, 1991).

Matthews (1983), describe los problemas y prácticas de la disposición de LR en la agricultura del Reino Unido, mencionando que las autoridades son responsables de la

disposición de cerca de un millón de toneladas de lodos secos de los cuales el 44 % se utiliza en la agricultura, el 23% en tierras forestales, el 29% se disponen en el mar y el 4% son incinerados.

El uso agrícola de los biosólidos es una práctica establecida y aceptada en muchos países del mundo (Maguire *et al.*, 2000). En California (Estados Unidos de Norte América), se utiliza en tierras agrícolas el 52% de los biosólidos producidos (390,000 t/año en base seca), mientras que en Arizona se utiliza el 86% de lo que produce (56,000 t/año) (Fondahl, 1999). En la Comunidad Económica Europea más de una tercera parte de los biosólidos producidos se recicla para la agricultura (Akrivos *et al.*, 2000).

A nivel mundial la problemática que existe hoy es la generación de grandes cantidades de LR y se proponen diferentes alternativas para su disposición, entre ellas destacan:

- ♦ Deposición en vertederos de residuos sólidos urbanos (RSU), con el consiguiente incremento, no sólo del volumen total de residuos que se depositan en ellos, sino también del nivel de metales pesados presentes en los mismos.
- ♦ Incineración alto contenido en materia orgánica como residuo seco.
- ♦ Bombeo de los lodos hasta niveles inferiores del suelo o subsuelo, con el consiguiente riesgo de contaminación de aguas subterráneas.

2.1.3. Beneficio de los lodos residuales

La aplicación de residuos orgánicos urbanos como enmienda orgánico-mineral para la recuperación de suelos degradados que implicaría dos soluciones ambientales: la primera como alternativa para su gestión de bajo coste y la segunda adicionar al suelo un material orgánico que libera nutrientes, con lo que se mejorarían las propiedades físicas, químicas y biológicas del mismo. El uso de estos residuos no está exento de riesgos, debido principalmente a su contenido en metales pesados, si bien en ecosistemas semiáridos la probabilidad de que los elementos trazas se lixivien hacia las aguas subterráneas es muy baja, debido a que estos suelos son generalmente de

tipo calcáreos y presentan un pH elevado, lo que favorece la inmovilización de éstos (Rostagno y Sosebee, 2001).

Una forma de reciclar los biosólidos es su utilización en la agricultura, lo que permite reducir el uso de fertilizantes químicos comerciales para ofrecer la oportunidad de obtener N a bajo costo para los cultivos y suministrar nutrimentos como: P, Fe, Zn y Cu disponibles para la planta (Fresquez *et al.*, 1990). Esto se logra por la gran cantidad de MO en los biosólidos que liberan los nutrimentos y los fija en el suelo. Tester (1990), menciona que la aplicación superficial de biosólidos da como resultado un mejoramiento en las características físicas y químicas de los suelos y un enriquecimiento nutrimental que satisface parcialmente los requerimientos de fertilización.

La aplicación de biosólidos en suelos agrícolas se basa en satisfacer los requerimientos de N del cultivo, lo que ha mostrado ser una forma efectiva de reutilización benéfica el uso de los biosólidos (Sullivan, 1998; Gilmour y Skinner, 1999; Barbarick e Ippolito, 2000), indican que los LR son potencialmente dañinos debido a que contienen contaminantes químicos y agentes patógenos causantes de enfermedades. En el suelo los agentes patógenos mueren gradualmente, pero los contaminantes químicos, específicamente los elementos traza, pueden persistir en el suelo indefinidamente y ser absorbidos por las plantas cultivadas en cantidades suficientes del metal afectan adversamente la salud de los consumidores por estas plantas (Chang *et al.*, 1997).

Los suelos bajo cultivo continuo pierden MO debido a que se incrementa la velocidad de captación de nutrimentos y los residuos de las cosechas no se incorporan con la rapidez necesaria al suelo. La MO mejora las propiedades físicas e incrementa la fertilidad del suelo y los LR contienen un 50% de MO que está compuesta por carbohidratos, lípidos y proteínas (Vaca 1996), entonces estos biosólidos son susceptibles a ser aplicados a suelos, con previos estudios y caracterización física y química.

Los lodos que se disponen para la agricultura tienen gran valor como fertilizantes, dicho valor es calculado sobre la base del N y en menor grado al P; además se utilizan como acondicionadores orgánicos para los suelos. Lo que resulta una manera más efectiva su uso porque abate costo de disposición de los LR y su práctica se ha incrementado en muchos países (Matthews, 1983).

2.2. METALES PESADOS

2.2.1. Definición, origen y propiedades

En las actividades que realizan los organismos como en el crecer y reproducirse requieren del uso de nutrimentos o nutrientes. Los organismos vivos necesitan de 30 a 40 elementos químicos, aunque el número y tipos de estos elementos pueden variar con los distintos organismos. En general, tales nutrimentos se encuentran en diversos compuestos. Los elementos requeridos por los organismos en grandes cantidades se denominan macronutrientes un ejemplo de ellos son: C, O, H, N, P, S, Ca, Mg y K; estos elementos y sus mezclas constituyen el 97% de la masa del cuerpo humano, y más del 95% de la masa de todos los organismos. Los 30 o más elementos que son requeridos por los organismos en cantidades pequeñas, o trazas, se llaman micronutrientes como el Fe, Cu, Ni, Zn, Cl y I (Wild, 1992).

En el suelo existen elementos minoritarios que se encuentran en muy bajas concentraciones por lo que los organismos se han adaptado a estas disponibilidades; si la concentración de estos elementos es más alta entonces se vuelven tóxicos para los organismos. Dentro de este grupo son muy abundantes los denominados metales pesados; que son aquellos elementos con una densidad igual o superior a 5 g/cm³ en forma elemental, o su número atómico es superior a 20. La presencia de estos elementos en la corteza terrestre fluctúa de 0.1 a 0.01 % (Alloway, 1990).

El contenido de los metales pesados en suelos depende de la función de la composición del material original y de los procesos edafogenéticos que dan lugar al suelo, pero el incremento se da por la actividad humana, siendo esta, sin duda, la causa más frecuente de la contaminación del suelo (Alloway, 1990). De esta manera el origen de los metales pesados en el suelo puede ser de tipo geológico o antropogénico. El primero se refiere a la presencia de los elementos en los minerales y

rocas y a la distribución que éstos tienen en la corteza terrestre. El segundo, se debe a las actividades productivas en el sector agropecuario, industrial y al desarrollo urbano, que generan contaminantes que se depositan en ríos, suelos y sedimentos (Coker, 1983; Loué, 1988; Alloway, 1990).

Los metales pesados incluyen elementos como el Zn, Cu, Ni, Pb y Cd, algunos son esenciales para la vida en concentraciones traza, pero pueden tener efectos nocivos en altas concentraciones. Los metales pesados también se les denomina "elementos potencialmente tóxicos" (PTE) porque pueden ser bioacumulables en la cadena alimenticia. Sin embargo, en lo concerniente a los lodos residuales, el estudio de las concentraciones de los PTE se reduce a un número pequeño de metales. Este pequeño número es el que está bajo condiciones normales en los lodos. Por ejemplo, el paladio y el osmio son PTE pero no se consideran constituyentes anormales de los lodos residuales y no están tan bien estudiados como el Cd o el Zn. Además de estos dos últimos elementos, el Cu, Ni, Pb y Cr son los metales más probables de encontrar en los lodos residuales, se concentran en ellos debido a la contribución doméstica y a la presencia de desechos industriales (Coker y Matthews, 1983).

Algunos metales son esenciales para la vida, porque pueden actuar como catalizadores en los sistemas enzimáticos celulares pero si rebasan las concentraciones dadas pueden originar perturbaciones, aunque se consideran como micronutrientes esenciales para las plantas entre ellos están el Zn, Cu, Mo, I y Ni. El Al Cd, Pb y Hg, se les consideran como elementos potencialmente tóxicos por su capacidad de reemplazar a los bioelementos con características químicas y configuraciones electrónicas similares, ocasionado graves efectos en el metabolismo de los organismos (Reilly, 1980).

La acumulación de metales pesados puede ocurrir en tallos, hojas y fruto, causando problemas muy variados. Así se tienen el Cd, Ni, Cu, y Zn que presentan efectos negativos sobre el metabolismo y la fisiología de la planta, como la baja actividad nitrogenásica y fosfatásica, la disminución en respiración mitocondrial, daños en los cloroplastos, cierre de los estomas, baja tasa de transpiración y fotosíntesis, reducción de turgencia y clorosis, entre otros. Estos efectos hacen que se estudie la relación suelo-planta-metal (Wallace *et al.*, 1977). También se han evaluado los efectos de

estos metales sobre el humano, animales y plantas (Moreno *et al.*, 1997; Moolenaar y Beltrami, 1998; Polo *et al.*, 1999).

El contenido total del metal resulta útil como, para evaluar su disponibilidad potencial para las plantas (García *et al.*, 1991). Frecuentemente se emplean diferentes tipos de extractantes (Duley *et al.*, 1988; Mathur y Lavesque, 1988), de los cuales, algunos son agentes quelatantes como el EDTA (ácido dietilendiamin tetraacético) o el DTPA (ácido dietilentriamin pentaacético). Otros permiten la extracción de los elementos presentes en la solución del suelo (agua) o en el complejo de cambio (soluciones de sales neutras).

2.2.2. Disponibilidad de metales pesados

El suelo presenta varias formas químicas de los metales e influyen en su disponibilidad para las plantas. Las formas que se presentan según Petruzzelli, 1989:

- Iones simples o complejos en la solución del suelo.
- Iones intercambiables.
- Metales unidos a sustancias húmicas.
- Metales co-precipitados con óxidos, carbonatos y fosfatos u otros minerales secundarios.
- En forma de iones en los cristales primarios.
- En residuos biológicos o microorganismos

La disposición de los metales varía con los diferentes tipos de suelo. En un suelo apto para la agricultura la cantidad de metales solubles es más importante que su contenido total. Por ejemplo, en un suelo calcáreo, cuando la cantidad de Cu y Zn es alta, su disponibilidad y nutrición en la planta resulta baja debido a que las formas químicas presentes son insolubles (Petruzzelli, 1989).

2.2.3. Factores que influyen en la disponibilidad de metales pesados

El contenido de los metales pesados en el suelo depende de factores físicos y químicos como son pH, textura, capacidad de intercambio catiónico y materia orgánica entre otros, así como de las condiciones climáticas de la región (Loué, 1988). En general, las propiedades del suelo ejercen un efecto directo en la adsorción de los metales son: $pH > MO > CIC$ (Basta, 1993).

Los procesos que afectan la movilidad y la disponibilidad de los macro y micro elementos en suelo son en esencia los mismos: i) intemperismo, ii) disolución y solubilidad, iii) precipitación, iv) absorción por las plantas, v) inmovilización por organismos del suelo, vi) intercambio en el suelo (en los sitios de intercambio catiónico, vii) adsorción específica y quimisorción, viii) quelatación y ix) lixiviación. Kabata-Pendias y Adriano (1995), clasificaron los factores que afectan la movilidad en las siguientes categorías: i) capacidad del suelo (pH, CIC, materia orgánica, cantidad y tipo de arcilla, óxidos de Fe y Mn, y potencial redox); ii) capacidad de la planta (especie, variedad, cultivo, órgano de la planta, edad, interacciones con iones) y, iii) factores ambientales (condiciones climáticas, prácticas de manejo, irrigación- salinidad y topografía) (Navarro-Aviñón *et al.*, 2007).

2.2.3.1. pH

El pH del suelo se define como el logaritmo inverso de la concentración de iones de hidrógeno en gramos por litro en un sistema. Al medirse en el suelo indica el grado de saturación de bases que dependen de la arcilla dominante. El pH es un factor importante en la movilidad de iones, ya que incide en la precipitación y adsorción de metales pesados (Porta *et al.*, 1999).

Es recomendable mantener un pH mayor a 6.5 para conservar una baja actividad de los metales en la solución del suelo, esto se atribuye al aumento de la carga dependiente del pH. La unión de los metales pesados con los óxidos de hierro y manganeso se da por la formación de enlaces covalentes y de esta manera se reduce la biodisponibilidad; así mismo, la adsorción de los metales pesados por los óxidos se ve favorecida por la hidrólisis del metal, siendo este proceso de suma importancia para controlar la cantidad del metal adsorbido. La mineralogía de los óxidos de hierro y

manganeso afecta la distribución entre las formas intercambiables y no intercambiables del Zn. Así, los oxihidróxidos (goetita, birnesita) retienen Zn básicamente en su forma no intercambiable; mientras que los óxidos (hematina, pirolusita) retienen Zn tanto en su forma intercambiable como no intercambiable en un rango del pH de 3 a 7 (Stahl y James, 1991).

2.2.3.2. El suelo-cultivo, textura y la materia orgánica

El suelo es un sistema complejo y heterogéneo constituido por sustancias orgánicas e inorgánicas, estas segundas la forman los minerales, y constituyen a los complejos organominerales, que incluyen una gran variedad de microbiota y sustancias solubles (Kabata-Pendias y Adriano, 1995). Desde un punto de vista químico, los suelos son multicomponentes abiertos, que constituyen un sistema biogeoquímico de fases sólida, líquida y gaseosa (Sposito, 1989).

El suelo se considera también como un complejo heterogéneo que está formado por minerales y compuestos orgánicos; así como componentes líquidos y gaseosos. Entre estos componentes sólidos, los minerales del suelo son intemperizados de manera física como química dando lugar a minerales secundarios, tales como arcilla, hidróxidos de Fe, Al, Ca y Mn, y en ocasiones carbonatos (Alloway, 1990).

Un suelo alterado presenta cambios en sus características físicas, químicas y/o biológicas debido a la presencia de un elemento o compuesto, a partir del cual se producen efectos desfavorables en él, causando daños directos o indirectos en la salud del hombre y alterando el equilibrio del ecosistema (Jiménez, 1998).

La estructura del suelo auxilia a la parte aérea de la planta a fotosintetizar y desarrollarse, mientras no existan limitaciones en el abastecimiento de agua, aire, nutrimentos y sustancias húmicas que estimulan el crecimiento de la planta (Huang *et al.*, 1997; Bushamuka y Zobel, 1998; Vaz *et al.*, 2001).

La estructura del suelo controla la distribución, flujo y retención de agua, de sustancias disueltas y gases. Si se modifica la estructura, se presenta la degradación del suelo que se asocian a diversas causas (compactación y cementación, entre otros), y disminuye la productividad del agroecosistema (Kay, 1999; Gale *et al.*, 2000a; Gale *et al.*, 2000b). La estructura del suelo y su estabilidad son los factores que influyen más en el crecimiento de las raíces porque afectan el abastecimiento de oxígeno, agua y nutrimentos a la solución del suelo adyacente a ésta (Vaz *et al.*, 2001). La tasa de desarrollo del sistema radical se reduce si la planta tiene que ejercer presión para crear un mayor número de poros grandes en los que pueda crecer. La presencia de una adecuada cantidad de macroporos de manera continua facilita a las raíz penetrar libremente y de esta manera se lleva a cabo el crecimiento de la planta (Zobel, 1991; De Freitas *et al.*, 1999; Dexter, 2001).

La distribución, tamaño y contenido de las partículas del suelo influyen en la disponibilidad de los metales pesados (Rappapor *et al.*, 1987), por la formación de microporos que causan una rápida infiltración y redistribución del agua y los solutos modificando el pH y la CIC. Los iones metálicos como el Cd, Cu, Ni y Zn forman complejos con las arcillas del suelo al ser inmovilizados, muestran una correlación negativa en su disponibilidad (Jeng y Shingh, 1993; Freedman, 1995).

Saeki *et al.*, (1993) mencionan que existe un incremento general en la concentración de metales pesados de las fracciones gruesas a las finas, por lo tanto, las arcillas contienen mayores cantidades de metales pesados. El Fe, Mn, Pb, Cu, Zn, Cr, Ni, Co y As se presentan principalmente en partículas menores de 20 μm con una concentración aproximada de 50% más alta en arcillas que en arenas y sedimentos más gruesos. Los suelos con textura fina u horizontes con altos niveles de MO tienen una mayor capacidad de adsorción de metales que los suelos con textura arenosa o baja cantidad de MO. Esto se atribuye al incremento del área superficial específica y a las propiedades superficiales de los minerales de arcilla (Stahl y James, 1991).

Shumman (1975), indica que el Zn precipita químicamente en suelos arenosos (75%), con bajo contenido de MO (1.6%) y pH alto (8), siendo adsorbido por éste. Asimismo, la retención de Pb, Sb y Cr adsorbidos y no intercambiables y se relaciona positivamente con el porcentaje de arcilla y óxidos de hierro, y negativamente se

correlacionan con el porcentaje de arena. En suelos de Estados Unidos de Norte América se considera a la arcilla y a los óxidos de hierro como los mejores parámetros para regular la concentración de metales pesados (King, 1988).

Berthelsen *et al.*, (1994), reportan que a mayor porcentaje de MO existe una menor concentración de Zn y Cd, incrementa su movilidad, mientras que el Cu y Pb no se ven afectadas. La transferencia de los metales pesados de sitios orgánicos a los de adsorción mineral y su movilización, esta se favorece por la acidificación, y se refleja en una disminución de las concentraciones de Zn y Cd en la solución del suelo. La descomposición microbiológica de la MO aumenta los compuestos orgánicos que pueden formar complejos solubles con varios metales pesados y por lo tanto incrementar la movilidad de muchos de estos elementos (Petruzzelli, 1989).

Las condiciones favorables que favorecen a las raíces un buen desarrollo y rendimiento de los cultivos, está controlada por el manejo del suelo. Sin embargo, la MO edáfica (a nivel de macro-agregados se engloba a los micro-agregados (<250 µm), fragmentos de plantas, raíces finas e hifas de hongos) y su relación con las propiedades, procesos y funciones participa en el desarrollo de la estructura del suelo, dando estabilidad a los agregados (Betz *et al.*, 1998; Herrick *et al.*, 1999). Debido a que esta MO es muy lábil, su mineralización se intensifica con la labranza (Franzluebbers *et al.*, 1999; Franzluebbers *et al.*, 2000).

2.2.4. Zinc

Su concentración en la corteza terrestre es de alrededor de 0.0005-0.02% (700 ppm) ocurre de forma natural en el aire, agua y suelo, pero las concentraciones están aumentando debido a su adición a través de las actividades humanas. La mayoría es adicionada durante actividades industriales, como es la minería, la combustión de carbón y residuos y el procesado del acero. Es un elemento esencial para el desarrollo de muchas clases de organismos vegetales y animales. Grandes cantidades pueden ser encontradas en los suelos, en suelos de granjas contaminados los animales absorben concentraciones que son dañinas para su salud; el Zn es soluble en agua, por lo que en el suelo puede contaminar el agua subterránea (Alloway, 1990).

El Zn es una amenaza para el ganado y para las plantas. En suelos ricos de Zn sólo un número limitado de plantas tiene la capacidad de sobrevivir. En suelos agrícolas el contenido oscila en 10-300 ppm, y solo el disponible para las plantas se encuentra por debajo de las 10 ppm. El Zn es diferente del Cu porque su sulfuro es más soluble y es más móvil; puede interrumpir la actividad biológica en los suelos, causando influencias negativas en la actividad de microorganismos y lombrices. La descomposición de la MO posiblemente sea más lenta debido a esto (Alloway, 1990).

2.2.5. Cobre

Su concentración en el suelo oscila en 5-500 ppm, normalmente se halla como Cu^{+2} . Su disponibilidad depende de factores que influyen en la fijación sobre el complejo arcilloso-húmico del suelo. Es un elemento muy común que se encuentra naturalmente y se extiende a través del ambiente por medio de los fenómenos naturales, los humanos lo usan ampliamente en la industria y agricultura. El Cu debido a su producción en el ambiente se ha incrementado en las últimas décadas (Alloway, 1990).

El Cu se libera en el ambiente por actividades humanas y por procesos naturales como las tormentas de polvo, descomposición de la vegetación, incendios forestales y aerosoles marinos; actividades humanas como la minería, la producción de metal, producción de madera y producción de fertilizantes fosfatados que contribuyen a la liberación del Cu (Alva *et al.*, 2000). El Cu se adhiere a la MO, a los minerales y está como ión libre; por lo que se puede acumular en plantas y animales cuando este es encontrado en suelos, interrumpe la actividad de microorganismos y lombrices de tierra. La descomposición de la materia orgánica puede disminuir debido a esto (Alloway, 1990).

2.2.6. Níquel

Es un elemento bastante abundante, constituye cerca de 0.008% de la corteza terrestre y 0.01% de las rocas ígneas. Se presenta en pequeñas cantidades en plantas, animales, en el agua de mar, el petróleo y en la mayor parte del carbón (Alloway, 1990).

El Ni se libera en el aire por las plantas de energía y las incineradoras de basuras que se depositan en el suelo, se deposita en la superficie del suelo después de reaccionar con las gotas de lluvia; o termina en la superficie del agua cuando se trata de aguas residuales. La mayor parte de compuestos de Ni que son liberados al ambiente se absorben por los sedimentos o partículas del suelo y se inmovilizan. En suelos ácidos hacen al Zn más móvil. En suelos arenosos y en altas concentraciones pueden dañar a las plantas y en aguas superficiales puede disminuir el crecimiento de las algas. No se tiene conocimiento que el Ni se acumule en plantas o animales por lo que no se biomagnifica en la cadena alimentaria (Alloway, 1990).

2.2.7. Plomo

El suelo es un compartimiento importante para la retención de Pb de origen antropogénico; sus fuentes principales son la actividad minera, la fundición, uso de lodos residuales en la agricultura y contaminación vehicular. Así mismo el arsenato de plomo (PbHAsO_4) es empleado para el control de plagas de insectos en árboles frutales. El Pb es un metal blando que ha sido conocido a través de los años por muchas aplicaciones para productos metálicos, cables y tuberías, pero también en pinturas y pesticidas. El Pb es un metal que tiene un mayor efecto dañino sobre la salud humana, porque es bioacumula en los organismos acuáticos, así como en la fauna edáfica. En el cuerpo humano la ingesta es a través de la comida (65%), agua (20%) y aire (15%) (Alloway, 1990).

El Pb puede entrar en el agua potable a través de la corrosión de las tuberías. Esto es más común que ocurra si el agua es ligeramente ácida. La presencia del Pb hace que los sistemas de tratamiento de aguas públicas se lleve a cabo un ajuste del pH en el agua para su uso como agua potable. El Pb no cumple con ninguna función esencial en el cuerpo humano y puede hacer daño después de ser tomado en el agua, inhalado en el aire o comida contaminada por Pb (Appel y Ma, 2002).

Debido a las actividades humanas como el uso de los motores de autos el Pb es quemado y de esta combustión se forman sales de plomo (cloruros, bromuros, óxidos), las cuales entran al ambiente y lo contaminan. Las partículas grandes se precipitan en el suelo y en la superficie del agua. La combustión del petróleo y los procesos

industriales, la combustión de residuos sólidos, contribuyen a contaminar el suelo por Pb. El Pb termina en el agua y suelos llegando a formar parte de las cadenas tróficas. Es un elemento químico particularmente peligroso, y se puede acumular en organismos individuales y continuar en la cadena alimenticia (Appel y Ma, 2002).

2.2.8. Cadmio

El Cd se encuentra en mayor frecuencia en la corteza terrestre y ocurre en combinación con el Zn ya que es un subproducto de las extracciones de Zn, Pb y Cu. Después de ser aplicado, el Cd entra en el ambiente usualmente a través del suelo, debido a la presencia de los estiércoles y pesticidas. La toma por los humanos es principalmente a través de la comida (Soon, 1981).

Este elemento con respecto a sus características toxicológicas de su semejanza química con el Zn un micronutriente esencial para las plantas, los animales y los seres humanos; es biopersistente y, absorbido una vez por un organismo, sigue siendo residente por muchos años (Alloway, 1990).

El Cd es fuertemente adsorbido por la MO del suelo, cuando este metal está presente en el suelo es extremadamente peligroso. Los suelos ácidos hacen que el Cd pueda tomarlo por las plantas; lo que constituye un daño potencial para los animales que dependen de las plantas para sobrevivir. El Cd es de gran interés en la calidad del ambiente por su asociación con un sin fin de enfermedades humanas (Soon, 1981). Personas expuestas a concentraciones bajas de cadmio pueden presentar daños en el hígado, pulmones, huesos, sistema cardiovascular y sistema reproductor (Appel y Ma, 2002).

Suelos ácidos aumentan su disponibilidad de Cd para las plantas. El daño potencial para los animales que dependen de las plantas para sobrevivir ya que estas acumulan en su tejido, cuando estos comen plantas que acumulan Cd. Las vacas pueden tener grandes cantidades de Cd en sus riñones y de ahí pasan a otro eslabón de la cadena alimenticia (Alloway, 1990).

2.2.9. Cultivo de Maíz

El maíz tiene unos 7,000 años de antigüedad y se cultivaba en México y América central. Actualmente este es un cultivo muy difundido en Europa y los EUA. Los indígenas en América desde los primeros tiempos seleccionaron las mazorcas destinadas a sembrar en la siguiente temporada. La continua selección del maíz originó muchas variedades y razas nuevas, estas fueron seleccionadas conforme a su adaptabilidad a diferentes suelos y climas (Infoagro, 2009).

El maíz es el cultivo más importante de México y se producen alrededor de 18.2 millones de toneladas en una superficie de 8.5 millones de hectáreas por año; alrededor del 90% de la producción es maíz blanco y se destina al consumo humano; el maíz tiene muchos usos y sus productos secundarios son muy numerosos (INEGI, 2003). En México se consume principalmente en forma de tortillas, tamales, pozole, pinole (tostado y pulverizado), atole, roscas, esquite (tostado, sin moler); es rico en almidón.

2.2.9.1. Características morfológicas

El maíz pertenece a la familia de las gramíneas, la planta alcanza de 0.5 m a 3 m de alto. Las hojas forman una larga vaina íntimamente arrollada al tallo y un limbo más ancho, alargado y flexuoso. Del tallo nacen dos o tres inflorescencias muy densas o mazorcas envueltas en espigas, en la axila de las hojas se presenta ceñida. Es una planta anual que requiere para su cultivo de un suelo arcilloso y un buen desagüe, la producción aumenta después de una cosecha de leguminosas en rotación con otras plantas. El tiempo de desarrollo varía de 2 a 7 meses. El clima ideal es con mucho sol, frecuentes lluvias de verano, noches cálidas y humedad bastante alta. Las raíces son fasciculadas y robustas su misión es aportar alimento a la planta, un perfecto anclaje para la planta que se refuerza con la presencia de raíces adventicias (Salisbury, *et al.*, 1992).

El tallo tiene aspecto de caña, con los entrenudos rellenos de una médula esponjosa, erecto, sin ramificaciones y de elevada longitud. Las hojas son alternas, paralelinervias y provistas de vaina que nacen en cada nudo (gramínea). El número de hojas depende de la variedad, el ciclo y la época de siembra (15 a 30 aprox.). Es una planta monoica,

presenta tiene flores masculinas y femeninas separadas pero en el mismo pie. La flor masculina tiene forma de panícula y está situada en la parte superior de la planta. La flor femenina (futura mazorca) se sitúa a media altura de la planta. La flor está compuesta en realidad por numerosas flores dispuestas en una ramificación lateral, cilíndrica y envuelta por falsas hojas, brácteas o espatas. Los estilos de cada flor sobresalen de las brácteas formando las sedas. Cada flor fecundada formará un grano que estará agrupado en torno a un eje grueso o zulo. En general las variedades cultivadas en nuestro entorno contienen entre 600 ó 1,000 granos por mazorca distribuidos entre 16 y 20 hileras conteniendo unos 50 granos cada una. Prácticamente la totalidad de las variedades de maíz sembradas en nuestro entorno son variedades híbridas, concretamente híbridos dobles, seleccionados por su gran potencial productivo (Wild, 1992).

2.3. MATERIA ORGÁNICA

2.3.1. Origen, propiedades y evolución

La MO se encuentra en los suelos formando parte de tres tipos de compuestos: a) formas muy condensadas de composiciones próximas al carbono elemental (carbón vegetal, grafito, carbón de hulla); b) residuos de plantas, animales y microorganismos, alterados y resistentes, denominados humus y humatos y c) residuos orgánicos poco alterados de vegetales, animales y microorganismos (Jackson, 1976). La MO juega un papel importante en la productividad agrícola y forestal de los suelos (Labrador, 1996; Davel y Ortega, 2003; Álvarez y Steinbach, 2006).

Los microorganismos del suelo, son los componentes más importantes de éste, constituyen la parte viva y son los responsables de la dinámica de transformación y desarrollo de la MO. En un sólo gramo de tierra se encuentran millones de microorganismos benéficos para los cultivos; estos microorganismos son coprófagos, detritívoros, herbívoros entre ellos bacterias, actinomicetos, hongos, algas y protozoarios. Un suelo fértil es aquel que contiene una reserva adecuada de elementos nutritivos disponibles para la planta, o una población microbiana que libera nutrimentos y proporciona un buen desarrollo del vegetal (Alexander, 1980). Los microorganismos descomponen la MO original biodegradando la lignina por el proceso de ligninólisis, la celulosa por celulosis, el almidón por amilosis, las proteínas mediante proteólisis y la amonificación, entre otros (Solomon *et al.*, 2002).

La MO ofrece al suelo un papel importante y complejo heterogéneo que contiene minerales y compuestos orgánicos, así como componentes líquidos y gaseosos. Entre estos componentes sólidos, los minerales del suelo son intemperizados tanto física como químicamente dando lugar a minerales secundarios, tales como arcilla, hidróxidos de hierro, aluminio, calcio y manganeso, y en ocasiones carbonatos (Alloway, 1990).

La MO no sólo es una fuente de alimentación para los microorganismos que habitan en el suelo (Moscoso, 2003), también en base a sus características físicas y químicas del suelo, aumentan la capacidad de retención de agua, regulan el pH a través de su capacidad amortiguadora, favorece la retención de humedad en el suelo, influye en el balance hídrico y en la erosión, entre otros. El contenido de la MO en el suelo varía y depende de la profundidad a la cual se haya tomado la muestra (horizonte).

La MO suministra energía y carbono que sirve para la actividad metabólica de los microorganismos del suelo y contiene nutrientes esenciales que contribuyen a la nutrición vegetal (N, P y S) (Moscoso 2003).

El CO₂ es fijado a través de la fotosíntesis en carbohidratos y otros compuestos reducidos, los cuales son metabolizados de forma aerobia para obtener O₂ y anaeróbicamente para formar CH₄ y CO₂. Todo compuesto biológicamente sintetizado puede ser descompuesto por los microorganismos; transformándolo de su forma orgánica a una inorgánica. La disposición de carbono por parte de las plantas y la biomasa del suelo es de 2.1×10^{15} Kg y 3.5×10^{15} Kg respectivamente (Schlesinger, 1991).

La mayor parte del C orgánico precede de las plantas y se encuentra como residuos en la superficie del suelo y es producto de la descomposición por la acción de los microorganismos en el suelo; se clasifica en diferentes constituyentes del C (Salisbury-Ross, 1992):

1. Carbohidratos 30-75% peso en seco

Celulosa 15-60%

Hemicelulosa 10-30%

Azúcares y almidones 1-5%

2. Lignina 10-30% peso en seco
3. Compuestos nitrogenados 1-15% peso en seco

Proteínas y aminoácidos

4. Ceras y pigmentos 1%
5. Pectina 1%
6. Otros (grasas, aceites, ácidos orgánicos e hidrocarburos) 5-20% peso en seco

El contenido de C varía a medida que la planta envejece en el contenido de celulosa, hemicelulosa y lignina aumentan, mientras que los azúcares aminoácidos, proteínas, grasas y aceites simples disminuyen (Alexander, 1980).

La MO del suelo consiste en una mezcla de polímeros extracelulares excretados por bacterias anaerobias. Los productos metabólicos que resultan de la descomposición realizada por las mismas bacterias, contienen una mezcla de polielectrolitos, ácidos alifáticos y moléculas simples como carboxilos, aminos, fenólicos y sulfuros. La MO del suelo se identifica como aquellas sustancias orgánicas menores a 0,45 μm de diámetro suspendidas en soluciones acuosas (Fletcher y Beckett, 1987).

De acuerdo a Schnitzer y Khan (1978) y Schnitzer (1991), la MO puede estar presente en tres fracciones:

1. Materia orgánica no humificada: formada por biomasa vegetal, animales muertos y biomasa microbiana no incorporada a la fracción mineral del suelo.
2. Sustancias no húmicas: constituida por macromoléculas o compuestos sencillos con estructura química definida. Son biogénicas como los carbohidratos, proteínas, resinas, ácidos grasos, ceras, péptidos y ácidos de

bajo peso molecular, que son de vida corta porque los microorganismos las degradan fácilmente.

3. Sustancias húmicas: son de color oscuro y están formadas por compuestos aromáticos de amplio intervalo de peso molecular grande. Se comportan de manera hidrofóbica y son ácidas, de carga negativa por mecanismos oxidativos, estables y llegan a ser hasta 85-95 % de la reserva total de humus de la MO.

La mineralización de la MO permite la transformación de un elemento orgánico a su forma inorgánica debido a la actividad de los microorganismos y libera nutrimentos como N, P, K, Ca, Mg, Cu y Zn entre otros, los cuales van a ser absorbidos por las plantas. La salinización, nitrificación y quelatación son procesos que permiten que dos o mas grupos funcionales orgánicos coordinen un ión metálico de un complejo y de esta manera formen una estructura de anillo interno (Porta *et al.*, 1999).

La materia orgánica soluble (DOM) no se compone de una sola molécula, sino de una mezcla de moléculas que varían en tamaño, polaridad, tasa de descomposición y proporción (Boyle y Paul, 1989; Huang y Lee, 2001; Al-Wabel *et al.*, 2002). La DOM está constituida, probablemente, de polímeros extracelulares (principalmente polisacáridos) excretados por las bacterias anaeróbicas; así como, de productos metabólicos de su propia descomposición; también pueden estar presentes ácidos alifáticos, polifenoles, aminoácidos, azúcares y otras moléculas simples. Su comportamiento ácido puede derivarse de la presencia de grupos carboxílicos, amino, fenólicos, sulfúricos y posiblemente otros (Fletcher y Beckett, 1987; Antoniadis y Alloway, 2002).

2.3.1.1. Fraccionamiento de la Materia Orgánica Soluble (DOM)

Los primeros intentos por extraer la materia orgánica soluble (DOM por sus siglas en inglés dissolved matter organic) del suelo fueron realizados por Achard en 1786 que ocupó una solución alcalina diluida y separó una sustancia oscura de una turba después de haberla precipitado con ácido. No obtuvo lo que esperaba y a dicha sustancia la llamo ácido húmico y no fue sino hasta 1804 que a Saussure se le da el crédito de introducir la terminología de "humus". Los primeros estudios realizados sobre

el origen y naturaleza química del humus iniciaron en el siglo XIX por Sprengel y Berzelius; y posteriormente en los primeros años del siglo pasado (XX) se enfocaron los estudios para describir su naturaleza química así como su estructura, los cuales cimentaron las bases para posteriores análisis (Stevenson, 1982).

El fraccionamiento de la DOM, en la primera etapa, se separan las partículas vegetales en líquido por medio de su densidad que es elevada. De esta fracción se obtiene la materia orgánica libre (MOL) fracción menos alterada del humus y de naturaleza lignocelulósica con poca actividad fisicoquímica. La MOL constituyen las ligninas, políesteres y carbohidratos alterados químicamente (Stevenson, 1982).

Los compuestos no polares como los ácidos grasos, ceras y resinas, se extraen con disolventes orgánicos tales como el hexano, éter de petróleo, benceno. Los monómeros de polisacáridos y proteínas se aíslan empleando hidrólisis ácidas (Stevenson, 1982).

Las sales neutras de los ácidos minerales, en particular el pirofosfato de sodio ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ 0.1 M), al igual que algunas sales neutras de los ácidos orgánicos hidróxido de sodio (NaOH 0.1 M), se utilizan para este fraccionamiento en base a la capacidad que tienen para formar precipitados insolubles o complejos solubles con el Ca, F, Al y otros cationes polivalentes, con los que la MO está unida en el suelo. Al reaccionar la MO pasa a estado soluble (Kononova, 1982).

2.3.2. Ácidos Húmicos (AH's) y sus propiedades

Los AH's son producto de la degradación de tejidos de plantas y animales, y engloban las materias que se extraen del suelo por disolventes como NaOH , KOH , hidróxido de amonio (NH_4OH), bicarbonato de sodio (Na_2HCO_3), $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$, fluoruro de sodio (NaF), oxalato sódico, urea y otros, que al acidificar a los ácidos minerales, se precipitan las soluciones en forma de un gel oscuro (Kononova, 1982).

Los AH's tienen una naturaleza muy particular y distinta en cualquier sustancia vegetal, y a pesar de la diversidad de los AH's de distintos suelos, turbas y restos vegetales en

descomposición, se conservan estructuras moleculares semejantes. En la actualidad, el N se considera como parte constitucional de las moléculas de los AH's y su contenido es de 3,5-5,0 %. Aproximadamente la mitad del N pasa como solución cuando se produce una hidrólisis ácida que contiene amidas, mono y di-aminoácidos. La mayoría de los autores señalan que el contenido de aminoácidos de los AH's de distintos suelos es en general homogéneo, aunque la capacidad de hidrolizar el N en los diferentes AH's es distinta. La situación del N en las moléculas de las sustancias húmicas es muy importante, determina en cierta medida la accesibilidad de éste a los microorganismos (Kononova, 1982; Bohn, 1993 y Tan, 2003).

Actualmente se sabe que los AH's son polímeros que están constituidos por monómeros y estos a su vez formados por otras unidades estructurales. Entre las unidades estructurales destacan los compuestos aromáticos de tipo fenólicos y nitrogenados, tanto cíclicos (indol, pirimidina, purinas y otros) como aminoácidos alifáticos. Los compuestos aromáticos de tipo fenólico constituyen la rejilla de C de la molécula de ácido húmico; la presencia de puentes, que unen el sistema de anillos, proporciona a la rejilla una estructura porosa "esponjosa". Los puentes sirven como átomos aislados (-O-, -N=) o agrupaciones elementales (-NH-, -CH₂ -) (Duchaufour, 1984).

Las sustancias húmicas constituyen el complejo de compuestos orgánicos de color marrón, pardo y amarillo, que se extrae del suelo por soluciones de álcalis, sales neutras y disolventes orgánicos. La mayor parte de las sustancias húmicas se encuentran unidas de distintas formas con la parte mineral del suelo, quedando tan sólo una pequeña fracción en estado libre. La extracción de las sustancias húmicas presenta en el suelo empleando de diversos disolventes (Stevenson, 1982).

Las sustancias húmicas de acuerdo a Hayes *et al.*, (1986), y Almendros y Sanz (1992), las describen de la siguiente manera:

- Son compuestos aromáticos (10-40%) con grupos carboxilo (COOH⁻), OH⁻ fenólicos y metoxilos.
- Presentan estructuras alquílicas (25-40%) que derivan de ácidos mono y dibásicos que incluyen OH⁻ y cadenas ramificadas.

- Algunas estructuras O- complejos o productos cíclicos y de fragmentación de lípidos insaturados.
- Las sustancias húmicas tienen constituyentes que se asocian a moléculas como COOH^- , fenólicos y alcohólicos OH, los cuáles contienen cavidades con grupos funcionales de baja reactividad y que presentan superficies hidrófobas.
- Presenta buen número de puentes intra e intermoleculares que se encuentran entre los constituyentes poli funcionales que otorga una alta resistencia al ataque microbiano.

2.3.2.1. Fraccionamiento de los ácidos húmicos

Una de las soluciones utilizadas para la extracción de las sustancias húmicas es el NaOH diluido que permite la obtención de dos fracciones: los ácidos Fúlvicos que no precipitan después de la extracción alcalina y los ácidos húmicos que precipitan en ácido formando una sustancia de color pardo (Duchaufour, 1984).

Con base a su solubilidad los compuestos orgánicos sean divididos en tres fracciones principales (Leita *et al.*, 1991):

- I. Ácidos Fúlvicos (AF's): insolubles en ácidos y en álcali, de bajo peso molecular (1000-5000 g/mol). Al poseer gran número de grupos COOH^- son más ácidos y pueden ser atacados fácilmente por los agentes microbianos.
- II. Ácidos Húmicos (AH's): solubles en álcali e insolubles en ácidos, los cuáles tienen un peso molecular que varía entre 10,000 y 100,000 g/mol. Los AH's se forman a partir de la polimerización de los AF's gracias a las uniones de tipo éster y presentan una gran cantidad de C, N, H y S pero pocos O comparado con los AF's.
- III. Huminas: insolubles en ácido y álcali con peso molecular aparentemente alto ($\geq 100,000$ g/mol). Resisten a los ataques microbianos y se forman por la inmovilización de AH's mediante las uniones que contienen la matriz inorgánica.

2.4. CALIDAD DE LA MATERIA ORGÁNICA

La evaluación de la calidad de la MO implica obtener información sobre la naturaleza, reactividad y arreglo estructural de grupos funcionales, así como detectar la presencia de restos de proteínas, ligninas y carbohidratos. Para ello, la espectrofotometría de infrarrojo (IRS) ha sido aplicada frecuentemente en estudios de la MO que resulta ser una técnica semicuantitativa que sirve para conocer los grupos químicos y las bandas de los AH's (Chefetz *et al.*, 1998).

La calidad de la MO es una medida de que tan útil es el recurso, basada en su disponibilidad y concentración. La MO de alta calidad está organizada, concentrada y generalmente se encuentra en la superficie de la Tierra; tiene gran potencialidad para ser utilizada como recurso, mientras que la materia orgánica de baja calidad está desorganizada, diluida o dispersa, y con frecuencia se halla a grandes profundidades bajo la superficie terrestre (Almendros-Dorado, 1999).

La calidad es un término subjetivo y desde un punto de vista biogeoquímico que se expresa como la medida en que los constituyentes vegetales y microbianos se han modificado en sustancias de naturaleza diferente (sustancias húmicas) y que no existen en los seres vivos, pero se forman en el suelo. La manera en que la MO se une a la fracción mineral puede ser por encapsulación o protección física por la arcilla (fracciones de partículas), o bien por asociación de coloides orgánicos y minerales (Almendros-Dorado, 1999).

La MO del suelo ejerce un importante papel sobre los procesos agronómicos, ambientales y geoquímicos. Entre ellos cabe destacar el aporte de nutrientes para la planta y microorganismos, contribuir a la capacidad buffer del suelo, juega un importante rol en la especiación de metales, interactúa con los xenobióticos orgánicos y afecta la actividad microbiana (Plaza *et al.*, 2003).

La degradación de la MO promovida por la labranza convencional, y daña todas las fracciones orgánicas, incluyendo la de la fracción inerte, estabilizada, o pasiva. La labranza de conservación aumenta la cantidad de fracción lábil (nitrógeno

mineralizable, fracción ligera de carbono, carbono microbiano), mejorando la calidad del suelo para el buen funcionamiento del sistema radical y desarrollo del cultivo (Janzen *et al.*, 1998; Follett, 2001).

2.5. MÉTODOS DE ESTUDIO PARA METALES PESADOS, DOM Y AH's

2.5.1. Espectrofotómetro de Absorción atómica

Es una técnica capaz de detectar y determinar cuantitativamente la mayoría de los elementos de la tabla periódica. Sus campos de aplicación son muy diversos como en análisis de aguas, de suelos, bioquímica, toxicología, medicina, industria farmacéutica, alimenticia, petroquímica, etc. Este método se puede aplicar para la determinación de metales como el Sc, Cd, Ca, Cs, Cr, Co, Au (Perkin-Elmer, 1982).

La espectrofotometría de absorción atómica es un método analítico donde la absorción de la luz por medio de átomos brinda una herramienta analítica poderosa para los análisis cuantitativos y cualitativos. La espectroscopía de absorción atómica (AAS) se basa en el principio que los átomos libres en estado fundamental pueden absorber la luz a una cierta longitud de onda. La absorción es específica, por lo que cada elemento absorbe a longitudes de onda únicas. La AAS es una técnica analítica aplicable al análisis de trazas de elementos metálicos en minerales, muestras biológicas, metalúrgicas, farmacéuticas, aguas, alimentos y de medio ambiente (Perkin-Elmer, 1982).

2.5.2. Espectrofotometría de luz visible

La espectrofotometría de luz visible es muy usada para la caracterización de los AH's y de otras sustancias (Flaig, 1964; Kumada, 1980 y Schnitzer-Schulten, 1995). Varios investigadores se han dado a la tarea de estudiar el color de las sustancias húmicas ya que dependiendo de la intensidad y su absorción pueden caracterizarse por tipo y tamaño de sus moléculas. Las absorbancias se leen a 465 nm y 665 nm con la cual se determina la relación E_4/E_6 que establece la complejidad molecular (Stevenson, 1982).

En estado sólido los AH's constituyen el complejo de compuestos orgánicos de color marrón, pardo y amarillo oscuro (550 a 650 nm), que se extrae del suelo por medio de soluciones álcalis, sales neutras y disolventes orgánicos. Este color viene dado por los grupos cromóforos y auxócromos, potenciadores de color; además la intensidad de color se relaciona con la concentración de radicales libres estables con alto grado de resonancia, presentes en AH's y AF's tipo semiquinona (Schnitzer y Khan, 1972).

La espectrofotometría de la región visible es uno de los métodos no destructivos más empleados para caracterizar las sustancias húmicas. Los espectros de absorción visible y ultravioleta del humus, ácidos húmicos y ácidos fúlvicos, tienden a ser monótonos, con máximos muy poco definidos y la densidad óptica decrece al incrementar la longitud de onda.

La magnitud de la relación E_4/E_6 está asociada con el grado de la polimerización de las estructuras moleculares (Chen et al., 1977) y esta relación decrece cuando la condensación del carbono aromático de las sustancias húmicas aumenta (Kononova, 1966). Esta relación E_4/E_6 ha sido utilizada como una evidencia para establecer el mayor carácter alifático de la DOM sobre los AH's, siendo mayormente una medida del tamaño de partícula y no el de la alifaticidad (Chen et al., 1977).

Tomando en cuenta a Kumada (1980), el cálculo de la pendiente de la curva espectral ($\Delta \log K = \log E_{465} - \log E_{665}$) corresponde a una variación en la intensidad del color de los ácidos húmicos, donde se intensifica el oscurecimiento proporcionalmente con la humificación. La pendiente de la curva espectral ha sido usada como un índice de madurez de los AH's, donde los valores altos de esta pendiente, son característicos de las fracciones de AH's recientemente formados. Al disminuir la relación E_4/E_6 y la pendiente de la curva espectral, se incrementa el grado de humificación.

2.5.3. Espectrofotometría de infrarrojo (IRS)

La IRS se basa en la absorción de la radiación electromagnética en una longitud de onda de 4000 a 400 cm^{-1} que corresponden al infrarrojo medio. El número de bandas de absorción de los grupos atómicos, su intensidad y la posición del pico máximo en

el espectro de infrarrojo (IR) da una idea de la estructura de los compuestos individuales o bien de los constituyentes de las sustancias complejas. El uso de la IRS, en estudios de suelos organominerales, hace posible establecer la presencia, naturaleza y composición cualitativa de las uniones (“bridges”) de los grupos que participan en la interacción del suelo con los AH's (Ball, 2004).

El IR identifica semicuantitativamente los distintos grupos funcionales del material en estudio; la intensidad y la posición del pico máximo que se observan en el IR mediante las bandas obtenidas dan una idea de la estructura de los constituyentes de las sustancias complejas. También se puede obtener información sobre la naturaleza de los grupos funcionales y presencia de restos de proteínas, lignina y carbohidratos (Stepanov, 1974).

Esta técnica (IRS) se basa en el efecto de la radiación infrarroja sobre distintos grupos funcionales de los compuestos, lo cual determina una serie de vibraciones entre sus átomos que son reconocidas por un sistema de espectrofotometría, e interpretadas en términos de diversos grupos funcionales y componentes estructurales de las moléculas (Stepanov, 1974).

Al absorber la radiación infrarroja, las moléculas experimentan vibraciones internas que pueden ser de tensión, plegamiento, sacudimiento, balanceo, torsión, tijera, y flexión, entre otras. La naturaleza del radical o enlace molecular y de la constante de fuerza de cada unión es la que determina la vibración correspondiente y permite interpretar las bandas de absorción que aparecen a frecuencias características. Las vibraciones de tensión son menos intensas y suelen solaparse entre ellas, mostrando banda complicadas (Stepanov, 1974).

La utilización de técnicas de espectroscopia derivatográfica permite realzar los máximos espectrales de los ácidos húmicos, que en muchos de los casos apenas representan cambios de pendiente de muy baja intensidad en el espectro y de esta forma reconocer, en la segunda derivada de los espectros, la presencia de bandas muy anchas solapadas o de muy baja intensidad. Esta técnica ha sido utilizada con éxito para identificar y cuantificar en los AH's, determinados cromóforos policíclicos

relativamente frecuentes, como los pigmentos perilenquinónicos de origen microbiano (Almendros *et al.*, 1985).

Los espectros de resolución mejorada sirven para observar en una frecuencia de onda de 2000 a 600 cm^{-1} los espectros originales y de esta forma analizar en las bandas de los espectros los picos u hombros que no se distinguen ya que son muy pequeños, y están muy juntos o se sobrelapan dos o más picos.

2.5.4. Determinación de las densidades ópticas relativas (DOR's)

Las intensidades de los picos de las distintas bandas de los IR están influenciadas tanto por la concentración de la DOM como por los AH's en las pastillas de KBr preparadas para obtener los espectros. La relación de absorción del IR es usada por muchos autores para caracterización de la DOM y los AH's; se apoya en sus DOR's respecto a una banda fija que muestra datos comparativos entre distintos espectros (Lugo, 2002).

Las DOR's permiten, por medio de los espectros originales, conocer las diferencias entre los espectros tomando un valor de una banda conocida (elegida de acuerdo a la conveniencia propia) que da información de la dominancia para determinar la dominancia de esta banda conocida (aromática o alifática) sobre un grupo funcional del espectro. La banda se obtiene dividiendo las absorbancias de las diferentes bandas entre una conocida en este caso la obtenida a 2920 cm^{-1} (tensión C-H alifática) y 1510 cm^{-1} (tensión C=C aromático) (Almendros, 1999).

La espectroscopia de infrarrojo ha sido aplicada frecuentemente al estudio de los materiales húmicos de los sedimentos y suelos con el propósito de obtener información sobre la naturaleza de los grupos funcionales y la presencia de restos de proteínas, ligninas, carbohidratos, grupos carboxilo, grupos OH⁻ y amidas (Stevenson, 1982).

Las densidades ópticas de los picos de las distintas bandas de los IR para la DOM y los AH's están influidas por la concentración de los distintos constituyentes de las macromoléculas y con sus propiedades físicas, es por ello que las DOR's respecto a una banda fija, permiten compensar errores de peso durante la preparación de la muestra, y de esta manera mostrar los datos comparativos entre los distintos espectros (Almendros y Dorado, 1999).

3. OBJETIVOS

General

- ✦ Evaluar los cambios de metales pesados y grupos funcionales en el suelo y cultivo de maíz por el efecto del acondicionado con diferentes dosis de lodo residual (18 y 36 t ha⁻¹) y fertilizante químico (NPK) durante un ciclo de cultivo para proponer la enmienda orgánica como mejorador del suelo.

Particulares

- ✦ Determinar los cambios de la materia orgánica soluble y ácidos húmicos en el suelo acondicionado con diferentes dosis de lodo residual (0, 18 y 36 t ha⁻¹) a través de un ciclo de cultivo.
- ✦ Evaluar el contenido de metales pesados totales (Zn, Cu, Ni, Cd y Pb) en suelo y planta (raíz, tallo, hojas y fruto en diferentes etapas de crecimiento del maíz), así como los metales disponibles para determinar si existe riesgo de toxicidad por la adición de los lodos residuales.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1. Descripción de la zona de estudio

El municipio de Xonacatlán (Fig. 1) se localiza dentro del valle de Toluca en el Estado de México, entre las coordenadas: 19°23'-19°26' latitud norte y 99°30'-99°34' longitud oeste, presenta una altitud promedio de 2575 m; limita al norte con el municipio de Otzolotepec, al sur con los municipios de Lerma y Huixquilucan, al este con el municipio de Naucalpan y al oeste nuevamente con el municipio de Otzolotepec (INFDM/GEMEX, 2005 e INEGI, 2003). Presenta una temperatura media anual de 12.6°C, con precipitación total anual de 785.5 mm, el clima es templado subhúmedo con lluvias en verano C(w₂)(w) (García, 1982). El suelo que predomina en la zona es Phaeozem háplico (INEGI, 2003).

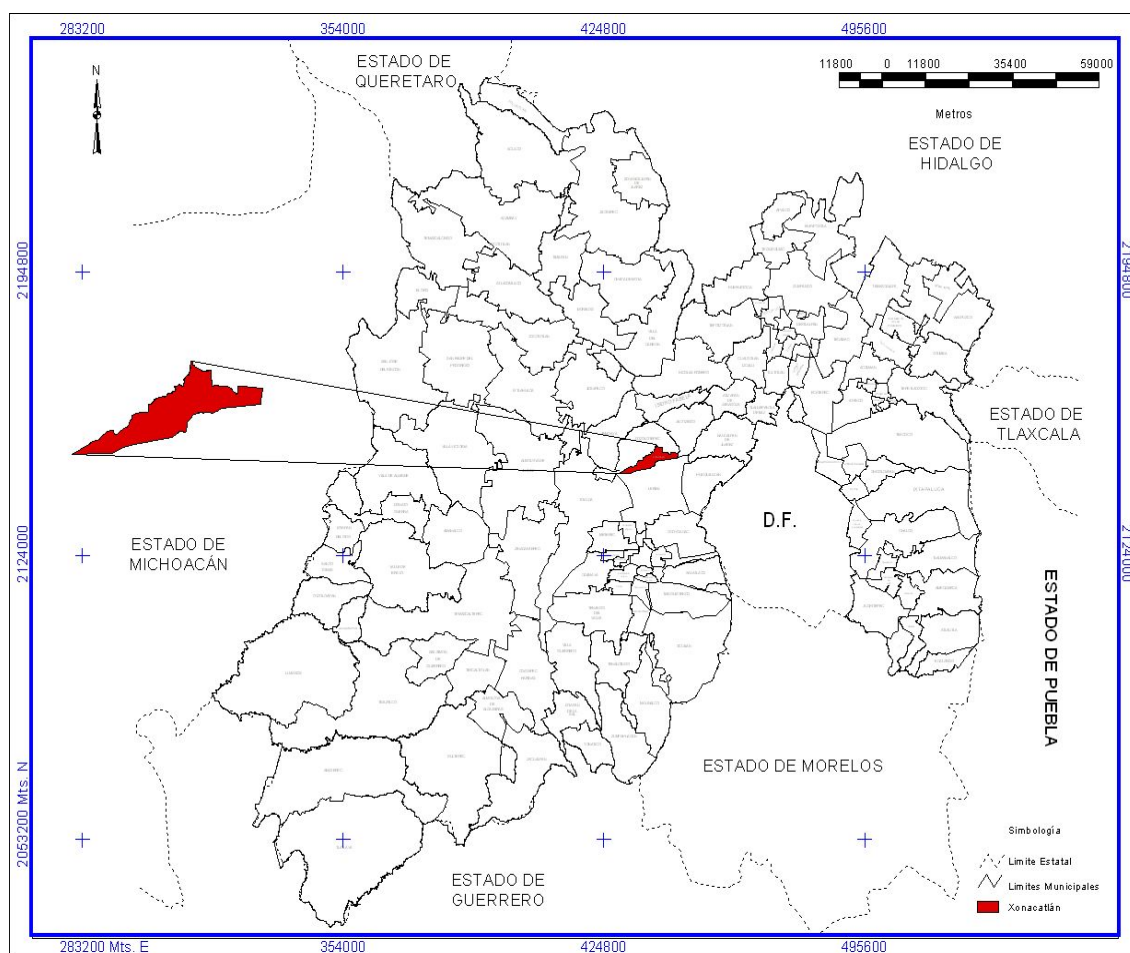


Fig. 1. Mapa de ubicación del municipio de Xonacatlán, Estado de México (Tomado de Serrano-García, 2010)

4.2. Sitio de colecta de los Lodos Residuales

Los lodos residuales que se aplicaron al suelo de cultivo son de origen municipal y se obtuvieron de la Planta Tratadora de Aguas Residuales Municipales Toluca Norte perteneciente a la Operadora de Ecosistemas S.A. de C.V. (ECOSYS). Son lodos producto del tratamiento terciario de las aguas residuales y son recogidos del filtro prensa que presentan un contenido de humedad del 75%.

4.3. Diseño experimental en campo

El estudio se llevó a cabo en una parcela perteneciente al ejido de Xonacatlán que presenta una extensión de 1000 ha aproximadamente. Se elaboró un diseño a través de 18 bloques completamente aleatorios (Fig. 2) con tres tratamientos y seis repeticiones cada parcela midió 8m x 8m, con una calle de 70 cm. entre cada una.

S-F	S-Lb	S-La
S-La	S-F	S-Lb
S-Lb	S-La	S-F
S-La	S-F	S-Lb
S-Lb	S-La	S-F
S-F	S-Lb	S-La

Fig. 2. Diseño del muestreo

Donde:

S-F = testigo con fertilizante químico 150-75-30 NPK

S-Lb = 18 t ha⁻¹ de lodo residual.

S-La = 36 t ha⁻¹ lodo residual.

4.4. Toma de la muestra y procesamiento

En la zona de estudio se colectaron muestras compuestas con ayuda de una barrena de cilindro cerrado después de un ciclo anterior de cultivo (con adición de LR) en el Horizonte Ap (25 cm de profundidad) de cada tratamiento antes de volverle adicionar LR (preliminar) y a 75, 120, 165 y 230 días después de haber adicionado el lodo; cabe señalar que la siembra del cultivo se realizó un mes después de la adición del LR. Las muestras se colocaron en bolsas de polietileno debidamente identificadas para su traslado al laboratorio y posterior análisis.

Las muestras se secaron a temperatura ambiente en el laboratorio, una vez ya secas se molieron y tamizaron con malla de 2 mm para homogeneizar el tamaño de partículas para las determinaciones de pH, CIC, CE y MO; y con malla de 0.149 mm para la cuantificación de metales. Las muestras tamizadas se guardaron en bolsas de polietileno debidamente identificadas hasta su uso para las diferentes determinaciones

4.5. Análisis de laboratorio

4.5.1. pH, MO, CIC, bases intercambiables y metales pesados

Los análisis se llevaron a cabo en el LR, así como en los tres tratamientos aplicados (S-F, S-Lb y S-La) siendo pH, materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico, bases intercambiables y metales pesados disponibles donde las determinaciones se realizaron con las técnicas propuestas en la legislación de la NOM-021(SEMARNAT, 20002) mientras que la cuantificación de metales pesados totales fue con la NOM-004 (SEMARNAT, 2003), las muestras se realizaron por duplicado en el laboratorio de Edafología y Ambiente de la Facultad de Ciencias de la UAEMex,

El pH se realizó en H₂O en una relación suelo:solución 1:2.5 (peso/volumen; p/v) (McLean, 1982) (método AS-02), y en KCl 1M (método AS-24) con un potenciómetro de vidrio Corning modelo M34, previamente calibrado con soluciones buffer de 4 y 7. El porcentaje de materia orgánica se determinó por el método de Walkley y Black modificado (1947) (AS-07). La determinación de la Capacidad de Intercambio Catiónico y bases intercambiables se llevaron a cabo por los métodos AS-12 y AS-19

respectivamente y la conductividad eléctrica con un conductímetro marca Hanna modelo HI98311 por el método AS-18.

La extracción de metales pesados totales en el suelo (Zn, Cu, Cd, Pb, y Ni) se realizó a partir de una muestra de 1 g de suelo tamizado en malla de 0.149 mm, se efectuó una digestión en horno de microondas Mars5 (180°C y 132 psi) con ácido nítrico concentrado, al término de la cual se filtró la muestra con papel Whatman #40 y se llevó a un volumen de 50 mL con agua destilada (método AS-14). Para los metales pesados en planta el proceso fue similar sólo que se pesó 0.5 g de muestra (raíz, tallo, hojas y grano) y el aforo fue a 25 mL. Respecto a los metales disponibles se hizo solo en las muestras de suelo y suelo-lodo en una extracción con DTPA. La cuantificación de metales totales así como disponibles se llevó a cabo por espectrofotometría de absorción atómica (Perkin Elmer, modelo 3110).

El material utilizado para la cuantificación de los metales (pesados y disponibles), CIC y cationes intercambiables llevó un tratamiento previo con solución de ácido nítrico al 10% durante 24 hrs.

4.5.2. Extracción de la materia orgánica soluble

La DOM y AH's se realizó por duplicado como lo indica la técnica utilizada por Duchaufour y Jacquin (1975). Para la obtención de la DOM se pesaron 50 g de cada tratamiento, se les añadió 250 mL de agua destilada (relación sólido:solución 1:4) y se agitó continuamente a 300 rpm (revoluciones por minuto) a temperatura ambiente durante 4 h. Posteriormente, se centrifugaron las suspensiones a 3000 rpm durante 15 min y luego a 9000 rpm por 30 min y el sobrenadante se filtró con papel Whatman del número 40. Antes de filtrar la sustancia, el papel se pesó y después del filtrado se secó a 40°C y se volvió a pesar para obtener por diferencia de pesos la materia orgánica libre (MOL). El sobrenadante se guardó en tubos de plástico para realizar la extracción de la materia orgánica soluble y ácidos húmicos.

Al residuo que se obtuvo después de la MOL (sobrenadante) se dializó para eliminar las sales de las muestras (diálisis con membranas en agua destilada), esta prueba se

realiza con nitrato de plata (AgNO_3). A las soluciones dializadas se les midió en el espectrofotómetro de luz visible las absorbancias a 465 y 665 nm y por último se secaron en cajas Petri a $40 \rightarrow \text{C}$ (24 h). El residuo obtenido se le considera la DOM, el cual se recuperó en las cajas de Petri y se desecó en la estufa a $60 \rightarrow \text{C}$ por espacio de 24 horas para eliminar la humedad; la muestra obtenida se le consideró la DOM, la cual se molió finamente para elaborar pastillas con KBr (Almendros *et al.*, 1990).

4.5.3. Extracción de ácidos húmicos

Los ácidos húmicos (AH's) se obtuvieron de todos los tratamientos después de la extracción de la DOM, el residuo se extrajo agitando las muestras por 3 h a 300 rpm con 100 mL de $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ 0.1 M (2 veces), se centrifugó 15 min a 3000 rpm y luego a 9000 rpm durante 45 min. El sobrenadante alcalino se colocó en frascos de 4 L. Después de lavar el sobrenadante con pirofosfato de sodio ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ 0.1 M) se lavó con 170 ml de NaOH 0.1 M (Duchafour y Jacquin (1975). Este proceso se repite varios ciclos hasta que el sobrenadante quede claro.

El sobrenadante alcalino se acidificó a pH 1 con HCl concentrado y se dejó reposar 24 horas para permitir la precipitación de los AH's. Se separaron los AF's de los AH's con la ayuda de una manguera delgada. El sobrenadante se juntó y se disolvió el soluto de los AH's con H_2O para reintegrarlo y se le añadió NaOH hasta subir el pH a 12. La purificación de los AH's se realizó centrifugando a 14,500 rpm por espacio de 45 min con el propósito de eliminar las arcillas. Los AH's se reprecipitaron con ácido clorhídrico-ácido fluorhídrico ($\text{HCl} \sim \text{HF}$ 1N), se dializó con agua destilada para eliminar las sales (la prueba se realizó con AgNO_3) al igual que en la DOM; se volvió a medir en el espectro de luz visible a 465 y 665 nm y el residuo se secó a $40 \rightarrow \text{C}$ en cajas Petri. La muestra obtenida se consideró como los AH's; y se molieron para elaborar las pastillas (Schnitzer y Khan 1972; y Almendros *et al.*, 1990).

Los espectros de luz visible que se midieron a 465 nm y 665 nm en todos los tratamientos ayudan a determinar la complejidad de las moléculas de la materia orgánica soluble y de los ácidos húmicos (Chen *et al.*, 1997).

Con los residuos molidos de la DOM y AH's secos se elaboraron pastillas con 2 mg de la muestra y 200 mg de KBr anhidro desecados a 60 °C. Se obtuvieron así los espectros de infrarrojo (IRS) a través de espectrofotometría de infrarrojo con transformada de Fourier (Bruker, Tensor 27, Billerica, MA, USA) en un intervalo de 4000 – 400 cm⁻¹ (Almendros *et al.*, 1990).

4.6. Análisis estadístico

Para el análisis estadístico se utilizó el programa Statgraphics plus versión 5.0 con un 95% de confiabilidad. Se realizó una MANOVA para determinar si existen diferencias significativas entre tratamientos y los diferentes tiempos de muestreo. Se aplicó una prueba de comparación múltiple (Tukey) con un nivel de confianza del 95% para encontrar las diferencias significativas entre las dosis de aplicación de LR y el tiempo de muestreo.

5. RESULTADOS Y DISCUSION

5.1. Parámetros químicos durante el ciclo de cultivo

5.1.1. Parámetros químicos del muestreo preliminar

En la Tabla 1 se muestran los resultados de los parámetros químicos del muestreo preliminar (después de un ciclo de cultivo). La interpretación se apoya en la legislación de la NOM-021(SEMARNAT, 2002) (ver anexos 1 al 5), el pH del tratamiento S-La se comporta como neutro mientras que el tratamiento S-F es fuertemente ácido y S-Lb moderadamente ácido. La conductividad eléctrica para los tres tratamientos es de clase despreciable con respecto a la salinidad.

La capacidad de intercambio catiónico en S-F es media y alta para S-Lb y S-La respectivamente. El porcentaje de MO respecto a la materia orgánica el porcentaje para S-F y S-Lb se considera como medio y para S-La alto. La concentración de Na^+ y K^+ en los tres tratamientos se considera alta; mientras que la de Ca^{+2} es muy baja. La concentración de Mg^{+2} en S-F es muy baja y en S-Lb y S-La es baja.

Los micronutrientes (Cu y Zn) y los metales contaminantes (Pb, Ni y Cd) en su forma total se interpretaron bajo la legislación de la NOM-004(SEMARNAT, 2003) (ver anexo 6), mientras que en su forma disponible la interpretación fue bajo la NOM-021-SEMARNAT-2000 (ver anexo 7).

El Cu y Cd total no fue detectado en los tres tratamientos; para el contenido de los metales totales los valores de Zn, Pb y Ni total en S-F, S-Lb y S-La estuvieron por debajo de los límites permisibles establecidos por la norma (excelentes dentro de la norma).

Tabla 1. Parámetros Químicos del muestreo preliminar

Parámetro (unidad)	LR	S-F	S-Lb	S-La
pH(H ₂ O)	6.93±0.03	4.90±0.42	5.05±0.06	6.93±0.04
CE(dSm ⁻¹)	2.53±0.17	0.18±0.01	0.30±0.01	0.37±0.00
CIC (Cmol(+)(Kg ⁻¹))	81.0±5.38	24.6±8.06	26.5±9.36	29.0±12.68
MO (%)	58.34±0.10	2.66±0.57	3.13±0.10	3.65±0.11
Na ⁺ intercambiable (Cmol/Kg)	9.92±2.15	1.57±0.06	1.71±0.01	1.97±0.08
K ⁺ intercambiable (Cmol/Kg)	4.22±0.62	0.68±0.05	0.77±0.01	0.79±0.03
Ca ⁺² intercambiable (Cmol/Kg)	6.03±0.24	1.53±0.19	1.59±0.36	1.74±0.05
Mg ⁺² intercambiable (Cmol/Kg)	9.88±12.24	0.44±0.01	0.55±0.01	0.58±0.01
Cu Total (mg/kg)	17.95±0.55	ND	ND	ND
Zn Total (mg/kg)	539.00±360.02	31.43±8.27	34.01±10.03	37.64±8.49
Pb Total (mg/kg)	38.45±1.10	5.71±1.40	6.75±1.24	8.84±1.54
Ni Total (mg/kg)	42.66±1.77	8.06±0.94	11.91±3.40	16.83±1.15
Cd Total (mg/kg)	ND	ND	ND	ND
Cu Disponible (mg/kg)	40.64±7.17	1.61±0.14	2.27±0.03	2.38±0.04
Zn Disponible (mg/kg)	316.50±38.48	3.76±0.25	6.52±0.06	8.16±1.58
Pb Disponible (mg/kg)	30.13±0.33	1.03±0.06	1.31±0.02	1.50±0.00
Ni Disponible (mg/kg)	6.23±0.89	0.38±0.02	0.39±0.01	0.45±0.09
Cd Disponible (mg/kg)	ND	ND	ND	ND
Prom. ± desv.stdr. S-F: fertilizante NPK, S-Lb: 18 t ha ⁻¹ y S-La: 36 t ha ⁻¹ dosis de LR. ND: no detectado				

Con respecto a los metales disponibles el Cd no fue detectado, el Cu y Zn son considerados como adecuados; y Pb y Ni como normales. Cabe señalar que el hecho de que no se encontrara Cd en los tratamientos a pesar de tener una aplicación de LR anteriormente es porque los lodos provenientes de esta planta tratadora de aguas

residuales (Toluca Norte ECOSYS) en su proceso de depuración y desactivación están libres de cadmio.

Los análisis para el LR (Tabla 1) reportaron un pH neutro, CE moderadamente salina, CIC muy alta, porcentaje de MO muy alto; bases intercambiables Na^+ y K^+ clase muy altas, Ca^{+2} clase media y Mg^{+2} clase alta. En cuanto a los metales el Cd no fue detectado en su forma total y disponible; Cu, Zn, Pb y Ni total presentan valores excelentes (permisibles por la norma). Cu y Zn disponible son de clase adecuada, mientras que Pb y Ni se consideran como valores normales permisibles.

5.1.2. Parámetros químicos del muestreo a 75 días de la adición de LR

En la Tabla 2 se muestran los resultados correspondientes a los parámetros químicos (ver anexos 1 al 5) del muestreo a 75 días de la adición de LR; cabe señalar que el cultivo (maíz) tenía 45 días de haberse sembrado. La aplicación de lodo fresco genera, en corto plazo, un aumento de la macroporosidad, en comparación con un compost de residuos agrícolas, que provoca un aumento de la microporosidad. Si el lodo es compostado, no existen mayores diferencias con el lodo fresco, pero en ambos casos existe un aumento de la microagregación (Bouanani *et al.*, 2002), por lo tanto la existencia de macroporos provee una buena aireación al suelo y permite que los microorganismos realicen sus funciones metabólicas satisfactoriamente.

El pH de los tratamientos S-Lb y S-La se comportaron como neutros mientras que S-F es fuertemente ácido el adicionarle el LR incrementó el pH hasta que llegó a la neutralidad. El pH del suelo es importante porque para los vegetales porque solo pueden absorber los minerales disueltos, y al verse modificado el pH se da un cambio en el grado de salinidad el pH modifica el grado de solubilidad. Las sales minerales son esenciales para el crecimiento vegetal, como el fosfato de calcio, son menos solubles a pH alto, lo que hace que estén menos disponibles para las plantas. El rango del pH obtenido en este muestreo (neutro de 6.61 a 7.53) resultó óptimo para que el maíz comience a absorber los minerales disueltos se presenta una alta capacidad de intercambio catiónico, lo que favorece al crecimiento y proliferación de los hongos, bacterias, actinomicetos; así como a los cationes intercambiables. Es evidente que el agregar LR independientemente de la concentración aumenta la cantidad de MO que

va a ser utilizada por los microorganismos para transformar los compuestos orgánicos a inorgánicos los cuales van a servir como nutrimentos durante la fase del crecimiento de las plantas. La importancia de agregar MO es para mejorar la fertilidad del suelo, esta va a regular los procesos químicos, biológicos y físicos que en él ocurren.

La conductividad eléctrica (CE) de los tres tratamientos es de clase despreciable su salinidad. La capacidad de intercambio catiónico es de tipo medio en S-F y S-La y alta en S-Lb. Respecto a la MO el porcentaje para S-F y S-Lb se considera como medio y S-La de tipo alto. Las bases intercambiables Na^+ y K^+ en los tres tratamientos son de clase alta; el Ca^{+2} y Mg^{+2} tienen el mismo comportamiento que el muestreo preliminar. Los cationes de mayor importancia con relación al crecimiento de las plantas son el Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , NH_4 , Na^+ e H^+ , los primeros cuatro son nutrimentos y se encuentran involucrados directamente con el crecimiento de la planta. El Na^+ y el H^+ tienen efecto en la disponibilidad de los nutrientes y la humedad. Los sitios de intercambio de la MO, solo enlazan en forma débil a los cationes. Las arcillas presentan una gran capacidad de intercambio y tienden a enlazar los cationes bivalentes como el Ca^{2+} y Mg^{2+} , pero con más energía que el K^+ .

Existe una relación entre el pH y la disponibilidad de los micronutrientes (Anexo 9) ya que una parte del agua del suelo y de los iones en solución en el suelo están determinados por las cargas y los enlaces químicos que no se llevan a cabo entre los minerales arcillosos y la MO. La carga predominantemente negativa de los coloides del suelo retiene cationes en la película de agua sobre la superficie del coloide, lo que reduce la pérdida de los iones Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ y Na^+ por lixiviación y al mismo tiempo mantiene estos cationes disponibles para que sean captados por los vegetales. Principalmente, los cationes de los metales de transición y el Al^{+3} se precipita como aluminosilicatos y casi no están presentes en la fase acuosa. Los cationes Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ y Na^+ disponibles para los vegetales y los macronutrientes esenciales se encuentran en la parte de la solución de suelo cercana a la superficie de los coloides. Estos cationes se conocen como intercambiables porque se pueden intercambiar por otros mediante la adición de fertilizantes, de cal o por irrigación (Bidwell, 1990).

Tabla 2. Parámetros Químicos del muestreo a 75 días de la adición de LR

Parámetro (unidad)	S-F	S-Lb	S-La
pH(H ₂ O)	4.99±0.03	6.61±0.00	7.35±0.03
pH (KCl)	4.36±0.01	5.80±0.04	6.71±0.00
CE(dSm ⁻¹)	0.33±0.01	0.75±0.34	0.93±0.01
CIC (Cmol(+)(Kg ⁻¹))	22.4±0.85	26.1±1.35	23.2±9.75
MO %	2.47±0.9	3.27±0.10	3.62±0.01
Na ⁺ intercambiable (Cmol/Kg)	1.61±0.05	1.82±0.04	2.54±0.08
k ⁺ intercambiable (Cmol/Kg)	0.78±0.02	0.93±0.00	1.26±0.02
Ca ⁺² intercambiable (Cmol/Kg)	1.94±0.01	1.52±0.31	2.05±0.03
Mg ⁺² intercambiable (Cmol/Kg)	0.39±0.00	0.49±0.01	0.55±0.01
Cu Total (mg/kg)	ND	ND	ND
Zn Total (mg/kg)	23.50±0.90	42.81±7.62	48.25±3.18
Pb Total (mg/kg)	6.76±0.40	7.71±0.16	8.78±1.70
Ni Total (mg/kg)	6.84±0.22	8.36±0.26	12.56±0.91
Cd Total (mg/kg)	ND	ND	ND
Cu Disponible (mg/kg)	1.31±0.23	2.72±0.16	4.12±0.80
Zn Disponible (mg/kg)	3.07±0.27	11.05±1.12	16.05±4.75
Pb Disponible mg/kg	1.09±0.06	1.22±0.33	1.36±0.16
Ni Disponible (mg/kg)	0.34±0.08	0.49±0.05	0.57±0.17
Cd Disponible (mg/kg)	ND	ND	ND

Prom ± desv.stdr. S-F: fertilizante NPK, S-Lb: 18 t ha⁻¹ y S-La: 36 t ha⁻¹ dosis de LR. ND: no detectado

Los cationes liberados mediante el proceso de intemperismo y por descomposición de la MO varían grandemente en cuanto a la carga del ion, tamaño, polaridad y reaccionan de manera diferente a los iones y superficies encontrados en el suelo.

Algunos tienden a precipitar de nuevo como minerales formados en la fase sólida del suelo; otros tienden a permanecer en solución aunque asociados en la superficie de la fase sólida (iones intercambiables) son competidores deficientes por la carga superficial y por lo tanto, permanecen de manera predominante en la solución de suelo como iones solubles. Generalmente, la distribución de los principales cationes intercambiables en los suelos agrícolas productivos es $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ = \text{Na}^+$ (Alva, *et al.*, 2000).

Cu y Cd total (ver anexos 6) no fueron detectados en los tres tratamientos; los valores de Zn, Pb y Ni total en S-F, S-Lb y S-La se consideran como excelentes (permisibles dentro de la norma). Los metales disponibles (ver anexo 7) presentaron el mismo comportamiento que los análisis preliminares, la relación de concentración es de tipo creciente respecto a los tratamientos como sigue $\text{S-F} < \text{S-Lb} < \text{S-La}$.

Los metales pesados presentes en los suelos no se comportan como elementos estáticamente inalterables, sino que siguen unas pautas de movilidad generales. La dinámica de los metales pesados en el suelo puede clasificarse en: a) movilización a las aguas superficiales o subterráneas, b) transferencia a la atmósfera por volatilización, c) absorción por las plantas e incorporación a las cadenas tróficas y d) retención de metales pesados en el suelo como disueltos o fijados, retenidos por adsorción, complejación y precipitación (Anderson, 1977).

5.1.3. Parámetros químicos del muestreo a 120 días de la adición de LR

En la Tabla 3 se muestran los parámetros químicos (ver anexos 1 al 5) del muestreo a los 120 días de la adición de LR; por lo tanto el maíz se encuentra en su etapa masosa donde los granos se llenan con una pasta blanca, el embrión tiene aproximadamente la mitad del ancho del grano lo que la planta está cumpliendo con sus funciones metabólicas satisfactoriamente.

El pH de los tres tratamientos (S-F es de 5.37, S-Lb es 5.44 y S-La de 5.65) se comporta como moderadamente ácido; en este tiempo el suelo se acidificó con respecto al muestreo anterior. Los tratamientos están libres de sales y presentan una

alta capacidad de intercambio catiónico. Respecto a la MO el porcentaje para S-F y S-Lb se considera como medio y S-La alto.

Tabla 3. Parámetros Químicos del muestreo a 120 días de la adición de LR

Parámetro (unidad)	S-F	S-Lb	S-La
pH(H ₂ O)	5.37±0.21	5.44±0.05	5.65±0.01
pH (KCl)	4.18±0.03	4.65±0.01	5.05±0.01
CE(dSm ⁻¹)	0.10±0.00	0.20±0.00	0.32±0.03
CIC (Cmol(+)(Kg ⁻¹))	27.7±1.88	30.8±1.37	31.3±0.56
MO %	2.28±0.18	3.22±0.94	3.89±0.77
Na ⁺ intercambiable (Cmol/Kg)	1.12±00.01	1.20±0.06	1.42±0.12
K ⁺ intercambiable (Cmol/Kg)	0.52±0.01	0.57±0.00	0.77±0.00
Ca ⁺² intercambiable (Cmol/Kg)	1.52±0.31	2.05±0.03	2.50±0.16
Mg ⁺² intercambiable (Cmol/Kg)	0.42±0.10	0.47±0.02	0.58±0.06
Cu Total (mg/kg)	2.76±0.12	4.38±0.64	5.69±0.67
Zn Total (mg/kg)	23.84±0.62	58.93±4.75	36.20±37.16
Pb Total (mg/kg)	6.96±0.39	8.46±0.28	8.86±0.52
Ni Total (mg/kg)	6.19±0.50	7.04±0.38	10.92±3.15
Cd Total (mg/kg)	ND	ND	ND
Cu Disponible (mg/kg)	1.95±0.55	4.13±0.52	5.28±0.51
Zn Disponible (mg/kg)	3.62±0.45	15.25±1.68	21.46±2.73
Pb Disponible (mg/kg)	1.42±0.09	1.57±0.02	1.76±0.20
Ni Disponible (mg/kg)	0.43±0.00	0.54±0.11	0.66±0.08
Cd Disponible (mg/kg)	ND	ND	ND

Prom ± desv.stdr. S-F: fertilizante NPK, S-Lb: 18 t ha⁻¹ y S-La: 36 t ha⁻¹ dosis de LR. ND: no detectado

La degradación de la MO que proviene de los lodos promueve el suministro de elementos químicos (mediante la mineralización) como el N, P, S, K^+ , Ca^{+2} y Mg^{+2} y micronutrientes disponibles para las plantas esto se observa en el presente trabajo como se muestra en las Tablas 2 y 3 para el caso del Ca^{+2} , Mg^{+2} y K^+ , la CIC de los suelos es alta y es importante porque regulariza los niveles de disponibilidad de nutrimentos principales y de elementos químicos menores.

La adición de LR al suelo, aumentó el contenido de cationes intercambiables al suelo, de manera que la concentración de Na^+ fué de clase alta para los tres tratamientos, el K^+ es de clase media para S-F y S-Lb; mientras que se considera de clase alta para S-La. El Ca^{+2} es de clase muy baja para S-F y baja en S-Lb y S-La. El Mg^{+2} en S-F y S-Lb es de clase muy baja y S-La es clase alta. Dado lo anterior se considera que la adición de LR al suelo mejoró el contenido de cationes intercambiables en el suelo.

El Cd total no fue detectado en los tres tratamientos; en cuanto a los valores de Cu, Zn, Pb y Ni total en S-F, S-Lb y S-La se consideran como excelentes (permisibles dentro de la norma). Los metales disponibles presentan el mismo comportamiento que los análisis preliminares y el muestreo a 75 días; la relación de concentración de Cu, Zn, Pb y Ni es como sigue $S-F < S-Lb < S-La$.

5.1.4. Parámetros químicos del muestreo a 165 días de la adición de LR

En la Tabla 4 se muestran los resultados correspondientes a los parámetros químicos (ver anexos 1 al 5) del muestreo a los 165 días de la adición de LR; por lo tanto el maíz se encuentra en su etapa dentada donde la parte superior de los granos se llena con almidón sólido, es visible una “línea de leche” cuando se observa el grano desde el costado. El pH de S-F fué de 5.42, S-Lb es 5.31 y S-La de 5.60 se comporta como moderadamente ácido; disminuyó con respecto al tiempo anterior.

Los tratamientos están libres de sales y presentan una alta capacidad de intercambio catiónico. Respecto a la MO el porcentaje para S-F es de clase media y alta para S-Lb y S-La.

Tabla 4. Parámetros Químicos del muestreo a 165 días de la adición de LR

Parámetro (unidad)	S-F	S-Lb	S-La
pH(H ₂ O)	5.42±0.04	5.31±0.06	5.60±0.01
pH (KCl)	4.79±0.01	4.42±0.01	5.02±0.01
CE(dSm ⁻¹)	0.15±0.00	0.32±0.00	0.35±0.01
CIC (Cmol(+)(Kg ⁻¹))	33.2±2.25	32.4±0.95	35.5±0.45
MO %	3.55±0.09	3.82±0.10	4.88±0.10
Na ⁺ intercambiable (Cmol/Kg)	1.32±0.06	1.98±0.10	2.12±0.15
K ⁺ intercambiable (Cmol/Kg)	0.70±0.01	0.82±0.02	1.09±0.00
Ca ⁺² intercambiable (Cmol/Kg)	0.58±0.04	1.60±0.11	2.42±0.29
Mg ⁺² intercambiable (Cmol/Kg)	0.36±0.02	0.41±0.02	2.96±3.37
Cu Total (mg/kg)	3.26±0.40	7.34±0.27	15.77±0.37
Zn Total (mg/kg)	32.34±3.52	52.10±4.41	50.71±10.38
Pb Total (mg/kg)	9.35±0.80	13.23±0.83	15.45±1.57
Ni Total (mg/kg)	5.82±0.09	8.45±0.32	10.17±0.14
Cd Total (mg/kg)	ND	ND	ND
Cu Disponible (mg/kg)	2.51±0.46	4.79±0.41	6.27±2.06
Zn Disponible (mg/kg)	32.45±32.94	11.79±1.26	19.67±4.45
Pb Disponible (mg/kg)	1.43±0.20	1.56±0.18	1.73±0.15
Ni Disponible (mg/kg)	0.45±0.06	0.59±0.06	0.69±0.24
Cd Disponible (mg/kg)	ND	ND	ND

Prom ± desv.stdr. S-F: fertilizante NPK, S-Lb: 18 t ha⁻¹ y S-La: 36 t ha⁻¹ dosis de LR. ND: no detectado

Las bases intercambiables como es el Na⁺ se comportó igual al tiempo anterior siendo de clase alta, el K⁺ en los tres tratamientos S-F, S-Lb y S-La fueron de clase alta; Ca⁺²

es de clase muy baja para S-F y S-Lb, en S-La es baja. El Mg^{+2} en S-F y S-Lb de clase muy baja y el S-La de clase media.

El Cd total no fue detectado en los tres tratamientos; los valores de Cu, Zn, Pb y Ni total en los tres tratamientos S-F, S-Lb y S-La son excelentes (permisibles dentro de la norma). El contenido de los metales disponibles presentaron el mismo comportamiento con respecto al muestreo a 120 días, siendo la relación de concentración es $S-F < S-Lb < S-La$.

5.1.5. Parámetros químicos del muestreo a 230 días de la adición de LR

En la Tabla 5 se muestran los resultados correspondientes a los parámetros químicos (ver anexos 1 al 5) del muestreo a 230 días de la adición de LR último muestreo (final del ciclo de cultivo) el maíz se encuentra en su etapa de madurez fisiológica, una capa negra es visible en la base del grano; la humedad del grano es generalmente de alrededor del 35%. El pH del tratamiento S-F fue fuertemente ácido 4.98, y disminuyó con respecto al muestreo a 165 días de adición de LR; S-Lb y S-La se comportaron moderadamente ácidos. Todos los tratamientos están libres de sales y presentaron una alta capacidad de intercambio catiónico. La MO para S-F es de clase media y alta para S-Lb y S-La.

El Na^+ se comportó como el muestreo anterior (clase alta), el K^+ en el tratamiento S-F es de clase media y en S-Lb y S-La son clase alta; Ca^{+2} es de clase muy baja para S-F, y alta en S-Lb y S-La. En ambos cationes (Na^+ y Ca^{+2}) aumentó su concentración con respecto a 165 días de la adición del LR. El Mg^{+2} es de clase baja para los tres tratamientos (S-F, S-Lb y S-La).

El Cd total no fue detectado en los tres tratamientos; el contenido de Cu, Zn, Pb y Ni total en los tres tratamientos (S-F, S-Lb y S-La) fué excelente (permisibles dentro de la norma) y tienen el mismo comportamiento durante el ciclo de cultivo con la adición de LR, la diferencia radica en la concentración (relación $S-F < S-Lb < S-La$). Los metales disponibles presentan el mismo comportamiento que los muestreos anteriores y la relación de concentración es como sigue $S-F < S-Lb < S-La$.

Tabla 5. Parámetros Químicos del muestreo a 230 días de la adición de LR

Parámetro (unidad)	S-F	S-Lb	S-La
pH(H ₂ O)	4.98±0.06	5.35±0.08	5.60±0.00
pH (KCl)	4.21±0.01	5.35±0.08	5.60±0.00
CE(dSm ⁻¹)	0.20±0.00	0.23±0.01	0.44±0.00
CIC (Cmol(+)(Kg ⁻¹))	30.0±0.44	37.3±5.02	34.7±2.22
MO %	3.56±0.09	4.23±0.09	5.04±0.09
Na ⁺ intercambiable (Cmol/Kg)	1.17±0.04	1.33±0.01	1.51±0.21
k ⁺ intercambiable (Cmol/Kg)	0.52±0.00	0.65±0.01	0.85±0.04
Ca ⁺² intercambiable (Cmol/Kg)	1.67±0.01	2.08±0.04	2.78±0.12
Mg ⁺² intercambiable (Cmol/Kg)	0.44±0.00	0.51±0.02	0.61±0.00
Cu Total (mg/kg)	2.85±0.24	7.31±0.96	16.40±0.33
Zn Total (mg/kg)	27.86±1.42	52.62±3.30	50.58±2.63
Pb Total (mg/kg)	13.31±1.73	15.36±1.04	17.59±0.83
Ni Total (mg/kg)	5.13±0.04	6.06±0.82	7.10±1.54
Cd Total (mg/kg)	ND	ND	ND
Cu Disponible (mg/kg)	2.23±0.44	4.66±0.47	10.27±0.06
Zn Disponible (mg/kg)	6.96±1.47	13.04±1.02	39.48±5.51
Pb Disponible (mg/kg)	1.26±0.20	1.67±0.29	4.18±0.45
Ni Disponible (mg/kg)	0.45±0.09	0.60±0.15	0.72±0.13
Cd Disponible (mg/kg)	ND	ND	ND

Prom ± desv.stdr. S-F: fertilizante NPK, S-Lb: 18 t ha⁻¹ y S-La: 36 t ha⁻¹ dosis de LR. ND: no detectado

5.1.6. Discusión de los parámetros químicos durante el ciclo de cultivo

Uno de los aspectos importantes del conocimiento de un suelo es el estudio de sus propiedades químicas ya que la fase líquida del suelo está formada por la solución del suelo que proporciona los nutrientes a las plantas y es el medio en el que se llevan a cabo la mayoría de las reacciones químicas del suelo, las cuales se tratan de explicar con base en los principios de la química. Los minerales son óxidos cuyas cargas son contrarrestadas por los iones de silicio, aluminio, fierro y pequeñas cantidades de otros cationes (Smith, 2009).

Es necesario conocer las propiedades químicas iniciales del suelo donde se va a trabajar para poder explicar cómo se comporta y de esta manera poder realizar comparaciones posteriores de acuerdo a los tratamientos aplicados. Debido a que el LR contienen metales pesados, se deben de tomar en consideración algunos límites o restricciones de uso sobre el suelo y el tipo de cultivo; estas son las propiedades del suelo como pH, MO, CE, y contenido de arcilla, la determinación de los metales totales en el suelo, así como los disponibles extraíbles con DTPA, valores de metales en los órganos de consumo de los cultivos y la toxicidad del metal (respuesta de la fauna, ganado y/o organismos indicadores) (Lindsay, 1972).

El suelo es un sistema activo donde es posible que la MO contenida en los ILR sea aprovechada por plantas y microorganismos, pudiendo seguir dos caminos: pasar por un proceso de humificación o por uno de mineralización. Los lodos contienen una cantidad de microorganismos, lo cuales aceleran la descomposición del nitrógeno orgánico de los lodos, mientras que el nitrógeno inorgánico solo es disponible para las plantas y microorganismos del suelo si pasa por un proceso de nitrificación, donde es transformado en NO_2^- y NO_3^- (Vaca, 1996).

La química de los complejos coloides orgánicos en el suelo, es quizá el campo menos conocido de la ciencia del suelo. Muchas de las funciones importantes del humus incluyendo su efecto en la estructura del suelo, la adsorción de pesticidas y de otros contaminantes tóxicos además de la quelatación de metales pesados permanecerán casi ignoradas hasta que no se conozca la estructura química de los ácidos húmicos y fúlvicos.

Los resultados indicaron que el pH del suelo en los tres tratamientos al inicio del ciclo de cultivo fué moderadamente ácido, al agregarle el LR se neutralizó y posteriormente se acidificó, y esto ocasionó efectos de toxicidad por metales ya que estos se solubilizan al descender el pH y al termino del ciclo se neutraliza, lo que indica que existe una máxima disponibilidad de los nutrientes; donde los valores de pH se comportan de manera creciente como $S-F < S-Lb < S-La$.

Con respecto a la MO en el muestreo preliminar se presentó una baja concentración en los tres tratamientos; pero a partir de 120 días de haberle agregado el LR, los tratamientos S-Lb y S-La aumentaron el contenido de MO. Esta MO de los LR está disponible para que los microorganismos la degraden; lo cual indica que los LR pueden funcionar como acondicionadores de suelo.

La CIC fué alta en los tres tratamientos a lo largo del ciclo de cultivo, así como la presencia de los cationes que se consideran de clase baja, media y alta. Los metales pesados se encontraron en el suelo, y planta los cuales estuvieron dentro de los niveles permisibles aceptables (buenos/excelentes) para el uso como biosólidos.

La MO adicionada con la aplicación de LR favoreció la retención de cationes debido a su elevada CIC de los lodos, con lo cual se evita la pérdida de nutrientes o fertilizante por lavado, la MO actúa como agente quelatante y como buffer (Reyes, 1996).

Además la MO tiene la capacidad de formar complejos de iones metálicos que reciben el nombre de quelatos, los cuales son estables con el metal y permiten el transporte de éste hacia la planta (Coker y Matthews, 1983 y Loué, 1988). Puede contener además una fuerte proporción de metales pesados jugando un papel importante en la nutrición de los cultivos, estos metales son la fuente más importante de minerales para la planta y pueden ser retenidos como coloides orgánicos e inorgánicos, siendo entonces disponibles hacia los sistemas biológicos (Loué, 1988).

La disminución de pH ratifica el hecho de la absorción de los minerales disueltos y el grado de solubilidad favorece a los hongos, bacterias, actinomicetos y algunos micronutrientes como Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^{+} , S^{+} , Mo^{+} y B^{+3} .

El pH influye en el suelo o sustrato en varios aspectos, el más significativo es la disponibilidad de nutrientes; como son P, K, Fe, Na, S, Cu y B, por ejemplo, en suelos alcalinos, hay una gran parte de P insolubilizado y en estos suelos existe mayor riesgo de carencia de este elemento que en un suelo que sea ácido o neutro (Porta *et al.*, 1999 y Vaca, 2005).

El aumento de pH reduce la asimilabilidad y absorción del Al, Cu, Fe, Co, Zn y Mn aumentando la del molibdeno (Loué, 1988). El cadmio y el plomo en suelos de cultivo pueden incrementar sus concentraciones al disminuir el pH del suelo (Holgrem *et al.*, 1993).

Tener pH extremos ($\text{pH} < 7$ y $\text{pH} > 7$) puede provocar la escasez de unos u otros nutrientes disponibles para las plantas y afectarían su ciclo de vida. El Cu se incrementa a pH alto; sin embargo, este no va acompañado de un incremento en su disponibilidad, ya que la mayoría del Cu^{+2} en solución está en forma de complejo aún a $\text{pH} > 5$ (McBride y Blasiak, 1979). Saeed y Fox (1977), reportan que la reacción del suelo es el factor más importante que influye en la disponibilidad del zinc, presentándose una relación inversa y por lo tanto, existe una correlación negativa entre el pH y el zinc. Vaca (1996), por su parte, concluye que el zinc es utilizado con mayor eficiencia a pH entre 6 y 6.5 ya que por debajo de 6.0 su concentración en la solución del suelo puede ser lo suficientemente grande para causar serios daños a las plantas.

Lindsay (1972), menciona que el zinc y el pH se relaciona de la siguiente manera: $[\text{Zn}^{+2}] = 10^6 [\text{H}^{+}]^2$, lo que indica que por cada unidad de pH que disminuye en el suelo, la concentración de zinc en solución aumenta diez veces (Ortiz, 1994).

5.2. Interacción suelo-cultivo (maíz)-lodo residual

La biodisponibilidad de los metales pesados es distinta para cada suelo y los cultivos tienen patrones de comportamiento según la especie, la variedad dentro de la especie y la naturaleza del metal pesado. Así, conociendo la biodisponibilidad de los metales pesados y su distribución en los distintos órganos de la planta es posible seleccionar los cultivos que no implican riesgo para la cadena trófica o se puede restringir el cultivo de determinadas especies (Tabla 6). El adicionar lodos a un suelo con cultivo implica incrementar la concentración de los MO y metales pesados en el suelo y por lo tanto es necesario contar con la información básica respecto a los contenidos de metales pesados en los suelos (totales y disponibles), así como en los órganos de la planta de cultivo (Korboulewsky, *et al.*, 2002).

En la Tabla 6 se muestran los contenidos de Zn, Pb y Ni. El Ni es un metal que se acumula en hojas y semillas; sólo fue cuantificable en el fruto a 230 días del muestreo en el tratamiento S-Lb, donde el valor cae dentro del rango recomendado para las semillas (5 a 22 mg/Kg) según Halstead *et al.*, 1969.

El Zn es un elemento esencial para las plantas, participa en varios procesos metabólicos y es un componente esencial de varias enzimas; el Zn es absorbido por las raíces de las plantas como Zn hidratado y Zn^{+2} , se visualiza en la Tabla 6 que en raíz y hojas es donde más se acumuló y los valores disminuyen de 120 a 230 días de la adición de LR.

La localización de Pb cerca de la superficie del suelo se relaciona con la acumulación superficial de MO; por lo tanto la barrera suelo-planta limita la transmisión de Pb a la cadena alimenticia, que se da por procesos de inmovilización química en el suelo lo que limita el crecimiento de las plantas antes de que el Pb es absorbido y alcance niveles que puedan ser dañinos para el ser humano. Los valores obtenidos de Pb se consideran como tolerables para el maíz en raíz, tallo, hojas y fruto a los 120 y 230 días de la adición de LR.

Tabla 6. Metales totales en maíz (mg/Kg) en dos muestreos con la adición de LR

Órgano	Metal	Zn		Pb		Ni	
	Tratamiento	120 días	230 días	120 días	230 días	A	B
Raíz	S-F	19.32±4.44	15.71±1.31	3.45±0.42	NC	NC	NC
	S-Lb	26.04±5.05	17.59±0.39	3.84±0.14	NC	NC	NC
	S-La	23.48±1.43	24.68±1.74	8.12±0.25	4.42±0.31	NC	NC
Tallo	S-F	30.55±0.36	37.19±6.70	3.62±0.60	NC	NC	NC
	S-Lb	43.99±1.61	47.60±2.97	3.72±0.25	NC	NC	NC
	S-La	32.20±10.25	41.99±26.09	5.39±0.78	NC	NC	NC
Hojas	S-F	41.13±3.30	34.90±1.25	NC	NC	NC	NC
	S-Lb	46.57±2.73	40.10±1.58	NC	NC	NC	NC
	S-La	65.81±8.83	41.18±6.63	3.38±0.00	3.17±0.03	NC	NC
Fruto	S-F	X	45.31±0.43	X	4.36±0.40	X	NC
	S-Lb	X	47.05±3.54	X	4.53±0.32	X	NC
	S-La	X	51.59±0.97	X	6.19±0.56	X	5.77±0.39

Prom ± desv.stdr. S-F: fertilizante NPK, S-Lb: 18 t ha⁻¹ y S-La: 36 t ha⁻¹ dosis de LR. A: 120 y B: 230 días de la adición de LR, NC: no cuantificable, X: no se tomó muestra

5.2.1. Discusión de la interacción suelo-cultivo (maíz)-lodo residual durante el ciclo de cultivo

La causa primaria del elevado nivel de toxicidad a nivel químico por los metales pesados que poseen una gran capacidad para unirse con moléculas orgánicas. El efecto tóxico en los sistemas biológicos dependen de reacciones con ligandos que son esenciales para su asimilación, y estos ligandos están, a su vez, presentes en gran abundancia en la célula, ya sea formando parte de moléculas de mayores dimensiones, ó como moléculas aisladas (Hue et al., 1988).

Los metales en transición (Cu, Ni, Cd, Zn) pueden formar estructuras de anillo con un ion metálico resultando en un compuesto con propiedades químicas diferentes a las del metal original. (el quelante impide que el metal siga con las reacciones químicas normales). El anillo que se forma entre el quelante y el metal es similar en apariencia a los brazos de un cangrejo con el metal en sus pinzas.

Respecto a los metales Cu, Ni, Zn y Pb no se observó que estos estuvieran en exceso ya que los resultados obtenidos se encuentran dentro de los niveles permisibles dentro de la norma.

La planta utiliza el mecanismo de complejación en el interior de la célula para detoxificar (amortiguar) los metales pesados, uniendo a los ligandos para formar complejos. El metal queda inmerso en una interacción química que lo mantiene en equilibrio (acomplejado) y no lo deja fuera del metabolismo ni se elimina del citoplasma de la célula por lo que sigue siendo potencialmente tóxico. Los metales pesados muestran gran afinidad por determinados grupos funcionales como principales ligandos, se encuentran unidos a grupos sulfidrido, radicales amino, fosfato, carboxilo e hidroxilo. Se tienen ligandos que utilizan básicamente a aminoácidos y ácidos orgánicos (ácidos cítrico y málico, histidina, cisteína); específicamente dos clases de péptidos las fitoquelatinas y metalotioneinas (Fassbender-Bornemisza, 1994).

A pesar de que los metales son bioacumulables las cantidades encontradas en los órganos de la planta analizados (raíz, tallo, hojas y fruto) no muestran acumulación más que en la raíz y en las hojas, por lo tanto el fruto que es el producto que más se consume solo se observó que acumula pequeñas cantidades de Zn, Pb y Ni en su forma total.

La raíz constituye el tejido de entrada principal de metales pesados en la planta. Hasta allí los metales pesados pueden llegar, fundamentalmente, por un proceso de difusión en el medio, mediante un flujo masivo y por intercambio catiónico. La raíz posee cargas negativas en sus células, debido en gran medida a la presencia de grupos carboxilo del ácido péctico. Las cargas negativas de estas células de la rizodermis interaccionan con las positivas de los metales pesados presentes en el suelo, creando

un equilibrio dinámico que facilita la entrada hacia el interior de la célula. De esta forma, los cationes entran por la pared celular, que además es hidrofílica, lo que facilita el transporte iónico. Una vez unidas las cargas positivas a las negativas de la pared celular, los metales pesados se transportan, en parte por la vía apoplástica, y en parte por la simplástica. No obstante, se ha demostrado recientemente que parte del flujo de metales pesados, al menos en el caso del Pb puede quedar retenido en la pared celular por la estructura de lignina y celulosa (Marmiroli et al. 2005).

5.3. Análisis del fraccionamiento de la materia orgánica

5.3.1. Materia orgánica libre

La materia orgánica libre (MOL) es aquella que aún no ha sido degradada por la fauna edáfica y en ella se observan los restos de animales y/o vegetales presentes, cuando se extrae con agua de una muestra de suelo. Los valores a lo largo del ciclo de cultivo (Tabla 7) son muy heterogéneos en el contenido de MOL S-F, S-Lb, S-La; respecto a los LR se observa que presentaron los valores más altos de materia orgánica libre.

Tabla 7. Materia orgánica libre (g)

Tiempo/Tratamiento	S-F	S-Lb	S-La	LR
Preliminar	0.027	0.022	0.050	0.195
75 días	0.041	0.052	0.144	
120 días	0.033	0.043	0.003	
165 días	0.002	0.004	0.009	
230 días	0.014	0.020	0.009	

S-F: fertilizante NPK S-Lb: 18 t ha⁻¹ y S-La: 36 t ha⁻¹ dosis de LR

5.3.2. Espectrofotometría de luz visible para E₄ y E₆

La medición de las absorbancias a 465 y 665 nm es muy usada por los edafólogos para caracterizar a los ácidos fúlvicos y húmicos en solución acuosa y es independiente de la concentración de los materiales húmicos pero varía según el suelo del cual se hayan extraído dichos materiales (Kononova, 1966). Las absorbancias a

465 y 665 nm, para la DOM y AH's que se muestran en el Anexo 10, expresan los índices de humificación que decrece cuando la condensación y aromaticidad de las sustancias húmicas aumenta.

5.3.2.1. Relación E_4/E_6 para DOM y AH's

Originalmente se consideraba que una baja relación E_4/E_6 era un indicativo de un alto índice de aromaticidad y, un valor elevado, reflejaría una alta proporción de estructuras alifáticas (Kononova, 1966). Sin embargo, Chen *et al.*, (1977) observaron que la relación E_4/E_6 estaba inversamente relacionada con el tamaño o peso molecular y con el grado de asociación entre las moléculas de las sustancias húmicas, pudiendo considerar esta relación como un indicador del grado de complejidad macromolecular (Stevenson, 1982; Clapp y Hayes, 1999).

Los valores de E_4/E_6 que se muestran en la Tabla 8 representan las relaciones de las absorbancias de las densidades ópticas a 465 y 665 nm; como se ha indicado dicha relación se utiliza para caracterizar los AH's y también se le considera como un índice de humificación (Anderson, 1977; Stevenson, 1982).

La DOM en los tratamientos S-F, S-Lb, S-La y el LR a lo largo del ciclo de cultivo presentó una relación alta, lo que refleja un menor grado de condensación de las estructuras de los AH's (Kononova, 1966; Schnitzer y Khan, 1972); así mismo se infiere la presencia de proporciones relativamente grandes de estructuras alifáticas (Schnitzer y Khan, 1978). Estas estructuras indican que la DOM de los tres tratamientos presenta más grupos C-N y C-O que los AH's; los cuales en un futuro tendrán la capacidad de formar quelatos de ácidos orgánicos, amino ácidos y aminas a través de las fracciones hidrofílica ácida (HiA), hidrofílica básica (HiB) e hidrofóbica ácida (HoA) (Zhou y Wong, 2001).

Tabla 8. Relación E_4/E_6

Tiempo/Tratamiento	S-F		S-Lb		S-La		LR	
	DOM	AH's	DOM	AH's	DOM	AH's	DOM	AH's
Preliminar	1.466	0.160	1.429	0.134	1.394	0.092	1.594	1.209
75 días	1.630	0.085	1.791	0.359	2.391	0.163		
120 días	1.349	0.193	1.244	0.314	0.873	0.136		
165 días	1.300	2.823	1.293	4.341	1.077	2.477		
230 días	1.273	2.993	1.313	3.403	1.315	3.642		

S-F: fertilizante NPK, S-Lb: 18 t ha⁻¹ y S-La: 36 t ha⁻¹ dosis de LR

En el muestreo preliminar y después de agregarle los LR se localizan los valores más altos de la relación E_4/E_6 , para la DOM del tratamiento S-F y estos decrecen durante los siguientes muestreos. En S-Lb y S-La los valores son más altos que S-F y aumentan con la dosis de LR, pero disminuyen conforme pasa el tiempo de muestreo, indica que existe menor complejidad en las moléculas. El LR también presenta menor complejidad molecular.

De esta manera se puede decir que la relación E_4/E_6 para la DOM en S-Lb y S-La fue más baja que para S-F, lo cual indica que existe una concentración relativamente alta de fracciones hidrofóbicas de alto peso molecular, principalmente ácidas (taninos, polifenoles, polifenoles oxidados y carbohidratos unidos a sustancias húmicas) y neutras (compuestos altamente apolares con 48-44% de estructuras alifáticas); también presentan pocas fracciones hidrofílicas básicas (proteínas, péptidos, polímeros de amino-azúcares con carga positiva) (Chefetz et al., 1998) y ácidas (compuestos orgánicos con un alto grado de oxidación biológica, o sustancias semejantes a las húmicas de bajo peso molecular) (Zhou y Wong, 2001).

Para los AH's los valores de la relación E_4/E_6 fueron similares entre los tratamientos así como en las muestras a lo largo del ciclo de cultivo. E_4/E_6 para los AH's indicó que S-La tuvo ligeramente mayor grado de asociación entre las moléculas de las

sustancias húmicas y por lo tanto un mayor grado de complejidad molecular (Tabla 9), tal vez por el proceso de humificación que se lleva a cabo al agregar los lodos (Vaca, 2005). Comparado con la DOM, los AH's presentan un mayor grado de complejidad molecular (mayor estado de madurez).

5.3.2.2. $\Delta \log K$ de los AH's

Kumada (1980), clasificó a los AH's según el $\Delta \log K$, en tres diferentes clases:

- I. $\Delta \log K < 0.6$
- II. $0.6 > \Delta \log K < 0.8$
- III. $\Delta \log K > 0.8$ disminuye el grado de humificación.

Los resultados obtenidos de la pendiente de la curva espectral para los AH's se muestran en la Tabla 9 indicando que todas las muestras se encuentran dentro de la clase I; ya que los valores obtenidos de los $\Delta \log K$ son menores a 0.6 por lo que existe mayor grado de humificación en los tres tratamientos a lo largo del ciclo de cultivo.

Por lo tanto con lo anterior indican que los AH's de los tres tratamientos (S-F. S-Lb y S-La) durante los cinco muestreos son de reciente formación, es decir que apenas se empiezan a formar las estructuras que van a comprender a dichos AH's.

Tabla 9. $\Delta \log K$ de ácidos húmicos

Tiempo	Tratamiento	Log E ₄	Log E ₆	$\Delta \log K$	Clase
preliminar	S-F	-0.220	-0.521	0.300	I
	S-Lb	-0.186	-0.668	0.482	I
	S-La	-0.073	-0.572	0.498	I
75 días	S-F	-0.324	-0.752	0.428	I
	S-Lb	-0.213	-0.678	0.465	I
	S-La	-0.027	-0.599	0.573	I
120 días	S-F	-0.405	-0.792	0.387	I
	S-Lb	-0.843	-1.051	0.207	I
	S-La	-0.537	-0.848	0.311	I
165 días	S-F	-0.306	-0.757	0.451	I
	S-Lb	-0.342	-0.658	0.316	I
	S-La	-0.416	-0.810	0.394	I
230 días	S-F	-0.375	-0.851	0.476	I
	S-Lb	-0.105	-0.636	0.532	I
	S-La	-0.015	-0.577	0.561	I
	LR	-0.055	-0.098	0.043	I

S-F: fertilizante NPK, S-Lb: 18 t ha⁻¹ y S-La: 36 t ha⁻¹ dosis de LR

5.3.3. Bandas del espectrofotómetro de infrarrojo

Las asignaciones de las diferentes bandas observadas en el material colectado pueden hacerse según interpretaciones sugeridas por Fengel y Wegener (1984), Dudley *et al.*, (1987), Senesi *et al.*, (1987), (1989), y Almendros *et al.*, (1990). En la Tabla 10 se muestran las bandas utilizadas para determinar los IR de la DOM y AH's.

Tabla 10. Bandas de absorción de infrarrojo utilizadas en el estudio

Absorbancia (cm^{-1})	Interpretación
1030	Tensión C-O Carbohidratos
1260	Tensión C-O y O-H, torsión de COO^- , Amida II y fenoles
1380	Tensión simétrica de COO^-
1460	Deformación asimétrica de C-H, CH_2 y CH_3
1510	Tensión aromática C=C
1550	Tensión antisimétrica COO^- , Amida II
1650	Tensión C=O, Amida I
2930	Tensión de C-H alifática de CH_3
3400	Tensión O-H y N-H

5.3.3.1. Espectrofotometría de infrarrojo para la DOM durante el ciclo de cultivo

En la Fig. 3 se presentan los espectros infrarrojo correspondientes para la DOM de los tres tratamientos (S-F, S-Lb y S-La) a través del ciclo de cultivo después de la adición de LR al suelo donde se sembró maíz y el espectro se localizo dentro de una longitud de onda de 4000 a 600 cm^{-1} .

El inciso a) de la Fig. 3 se observan los espectros en los cinco muestreos (preliminar, 75, 120, 165 y 230 días de adición de LR) para el tratamiento S-F en donde la banda 1460 cm^{-1} (deformación asimétrica de C-H, CH_2 y CH_3), que le corresponde a las ligninas (ver Anexo 11) que poseen un importante papel en el transporte interno de agua, nutrimentos y metabolitos, además proporcionan rigidez a la pared celular y actúan como puente de unión entre las células de la planta, creando un material que es notablemente resistente a los impactos, compresiones y flexiones. Los tejidos lignificados resisten el ataque de los microorganismos, impidiendo la penetración de las enzimas destructivas en la pared celular (Bidwell, 1990).

La banda 1030 cm^{-1} corresponde a los carbohidratos, que presentan en su composición elementos C, H y O; con frecuencia en la proporción $C_n(H_2O)_n$ (ver Anexo 12), dentro de éstos se encuentran los monosacáridos, disacáridos y polisacáridos, los cuales abarcan sustancias muy conocidas como el papel, la madera, el algodón y los azúcares que están presentes en ellos en una alta proporción. En los suelo predominan azúcares como almidón, celulosa y glucosa (Silverstein *et al.*, 2005).

Las ligninas y los carbohidratos son los picos que presentan una absorbancia menor en S-F de los cinco muestreos con respecto a S-Lb y S-La; se puede asumir que de estos compuestos existe una mayor disponibilidad en el suelo, pero para los microorganismos el proceso de desdoblamiento o descomposición es más complejo lo cual posiblemente puede crear estrés en ellos (Salisbury, 1992).

En la Fig. 3 inciso b) y c) los espectros de los tratamientos S-Lb y S-La muestran con notoriedad otros grupos funcionales como es el caso de las bandas a 3400 cm^{-1} (tensión O-H y N-H), 2930 cm^{-1} (tensión de C-H alifática de CH_3), 1650 cm^{-1} (tensión C=O y Amida I), 1550 cm^{-1} (tensión antisimétrica COO^- y Amida II), 1380 cm^{-1} (tensión simétrica COO^-) y 1260 cm^{-1} (Amidas II y fenoles).

En la longitud de onda a 3400 cm^{-1} (tensión O-H y N-H) existen picos muy marcados en los tratamientos S-Lb y S-La; los alcoholes (OH^-), grupo funcional de este pico, son importantes porque participan en la formación de otros compuestos por medio de las reacciones oxidación, deshidrogenación, deshidratación; y además son compuestos muy ácidos que pueden reaccionar con bases inorgánicas.

Se observa que la banda 3400 cm^{-1} en S-La ésta más marcada; lo cual puede deberse probablemente a que los microorganismos no han degradado los compuestos OH^- y los grupos nitrogenados a diferencia de S-F y S-Lb que se desdoblaron con mayor rapidez dichos compuestos.

Las absorbancias van en aumento progresivo respecto a la adición del LR al suelo con el cultivo esto se ve reflejado con el pico más marcado de los espectros en los cinco muestreos de los tres tratamientos (S-F, S-Lb y S-La).

En los tres tratamientos del muestreo preliminar, S-F120 y el LR el pico más bajo es el de la banda a 1460 cm^{-1} ; mientras que en S-F75, S-La75, S-Lb120, S-La120, S-F165, S-La165 y los tres tratamientos a 230 días la banda a 2930 cm^{-1} mostró el pico más bajo; S-Lb75 en la banda 1380 cm^{-1} y S-Lb165 de la banda 3400 cm^{-1} son los picos con la absorbancia menor.

Los picos con la absorbancia mayor está localizada en la banda a 1030 cm^{-1} para S-F, S-Lb y S-La preliminar, 75, 120 días y S-Lb165; mientras que para S-F165, S-La165 y LR a 1030 cm^{-1} presentan el pico más marcado, 1550 cm^{-1} de S-Lb230 y S-La230 y por último para S-F230 está en la banda 1380 cm^{-1} .

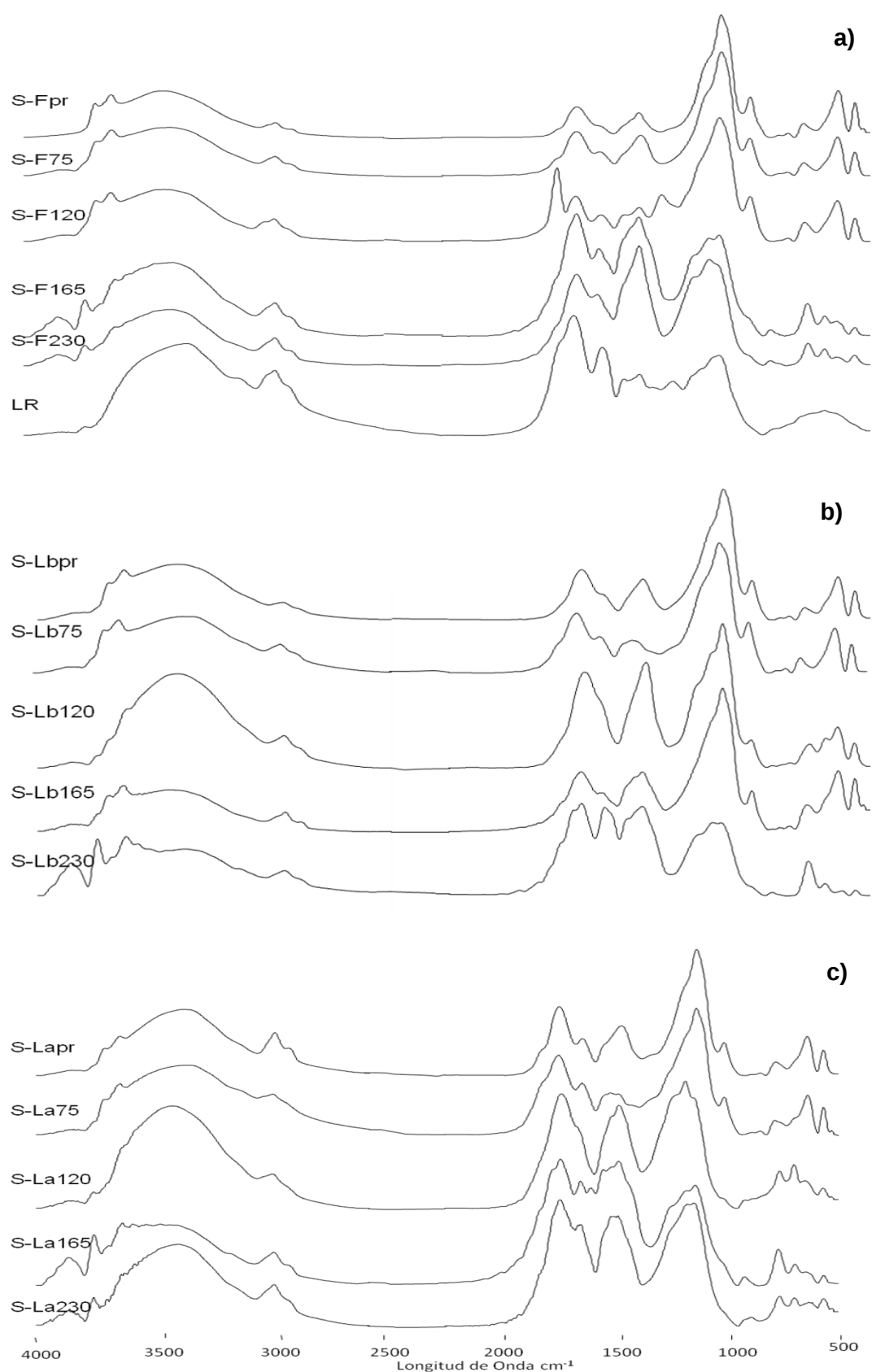


Fig. 3. Espectros Infrarrojo de la DOM a través del ciclo de cultivo. a) S-F fertilizante NPK b) S-Lb 18 t ha⁻¹ y c) S-La 36 t ha⁻¹ dosis de LR

5.3.3.2. Espectrofotometría de infrarrojo para los AH's durante el ciclo de cultivo

La Fig. 4 se muestran los espectros correspondientes de los AH's de los 3 tratamientos (S-F, S-Lb y S-La) a través del ciclo de cultivo con la adición del LR al suelo con el cultivo de maíz, espectros en una longitud de onda de 4000 a 600 cm^{-1} .

Los IR de S-F, S-Lb y S-La tienen un comportamiento similar, aunque se observan algunas tendencias semicuantitativas importantes que hay que mencionar. El tratamiento S-La presentó las absorbancias más altas siguiéndole S-Lb y por ultimo S-La. Las absorbancias fueron de 0 hasta 0.23 unidades de manera homogénea en los tres tratamientos.

A diferencia de la DOM en los AH's presentaron un pico que no se evidenciaba como es el caso de la banda a 1260 cm^{-1} (Amida II y COO^-) para los tres tratamientos de los cinco muestreos donde se observa claramente respecto a los AH's y se discutirá más adelante con el espectro de resolución mejorada.

Se muestran las bandas de los grupos funcionales a 3400 cm^{-1} (tensión O-H y N-H), 2930 cm^{-1} (C-H metilo, simétrico y asimétrico), 1650 cm^{-1} (tensión C=O y Amida I), 1550 cm^{-1} (tensión antisimétrica COO^- y Amida II), 1460 cm^{-1} (deformación asimétrica de C-H, CH_2 y CH_3), 1380 cm^{-1} (tensión simétrica COO^-), 1260 cm^{-1} (Amida II y COO^-) y 1030 cm^{-1} (tensión C-O de los carbohidratos).

A diferencia de la DOM, en los AH's la banda 3400 cm^{-1} (tensión O-H y N-H) se comporta más homogéneamente en los tratamientos S-F, S-Lb y S-La; 2930 cm^{-1} (C-H metilo, simétrico y asimétrico) presenta dos pequeños hombros bien marcados; la banda 1650 cm^{-1} (C=O y Amida I) no forma un pico como en la DOM sino que se observan dos pequeños hombros de tensión; así mismo con la banda 1550 cm^{-1} (tensión antisimétrica COO^- y Amida II) puede observarse un pico y que en conjunto forman estas dos bandas tres picos.

El pico a 1460 cm^{-1} (deformación asimétrica de C-H, CH_2 y CH_3) para todos los tratamientos ahora presenta valores intermedios en cuanto a intensidad de los picos, mientras que en la DOM fue el pico que tenía la absorbancia más baja en los espectros infrarrojo.

En los tratamientos S-Lbpr y S-Lapr presentan el pico más bajo, siendo la banda de 1030 cm^{-1} ; mientras que la banda 1260 cm^{-1} mostró el pico más bajo en S-Fpr, 75, 120, 165, 230 días y LR. Por otra parte los picos con la absorbancia mayor están localizados en la banda a 1550 cm^{-1} para S-F y S-Lb preliminar, 75, 120, 165, 230 y LR a diferencia de S-Lapr donde el pico mayor es en 1650 cm^{-1} .

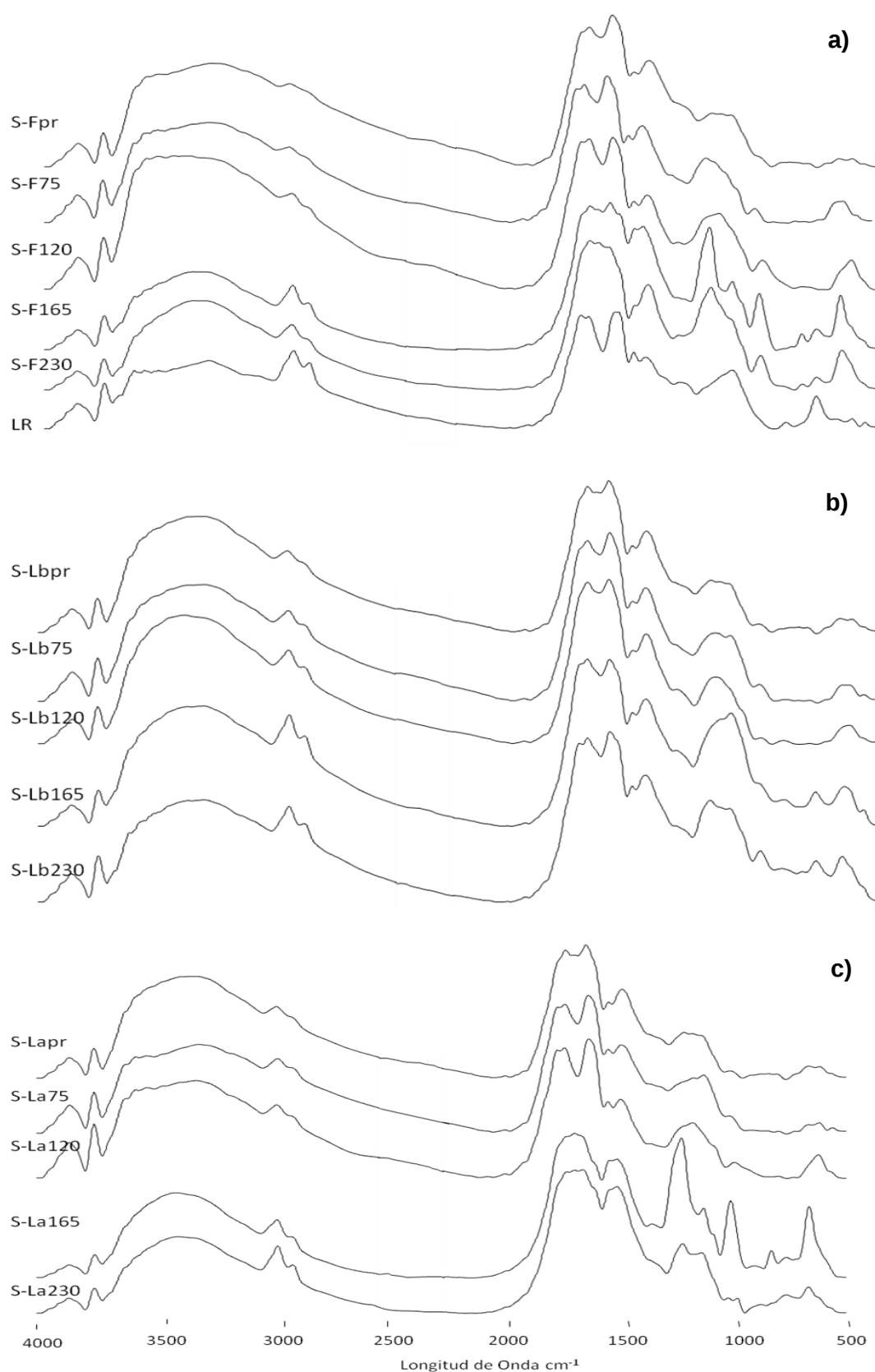


Fig. 4. Espectros Infrarrojo de los AH's a través del ciclo de cultivo. a) S-F fertilizante NPK b) S-Lb 18 t ha⁻¹ y c) S-La 36 t ha⁻¹ dosis de LR

5.3.3.3. Espectros de resolución mejorada para la DOM durante el ciclo de cultivo

En la Fig. 5 se presentan los espectros de resolución mejorada (segunda derivada) de la DOM para el tratamiento S-F a través del ciclo de cultivo, así como del LR en una longitud de onda de 2000 a 600 cm^{-1} .

Los espectros en aumento (ii)), se observó para este tratamiento durante los cinco muestreos comparándolos con su espectro original (i)), presentó un pico a 1650 cm^{-1} (tensión C=O y Amida I) presenta mayor absorbancia en la muestra en S-F165 y S-F230, así como en el LR, el pico a 1550 cm^{-1} (tensión antisimétrica COO^- y Amida II) se comporta de la misma forma que la banda anterior.

En la banda 1460 cm^{-1} (deformación asimétrica de C-H, CH_2 y CH_3) presentó la absorbancia menor sólo en S-Fpr, pero en los otros muestreos (75, 120, 165 y 230 días) tiene el mismo comportamiento que las bandas anteriores; el hecho de que no se evidencie en los primeros muestreos, es que forma parte del tallo de la planta (maíz) por lo cual hasta que esta no se forme en su totalidad no se van a sintetizar las ligninas en el crecimiento del maíz. El pico de 1380 cm^{-1} (tensión simétrica COO^-) también representa a las ligninas y tiene dos hombros en la muestra S-F165, S-F230 y LR.

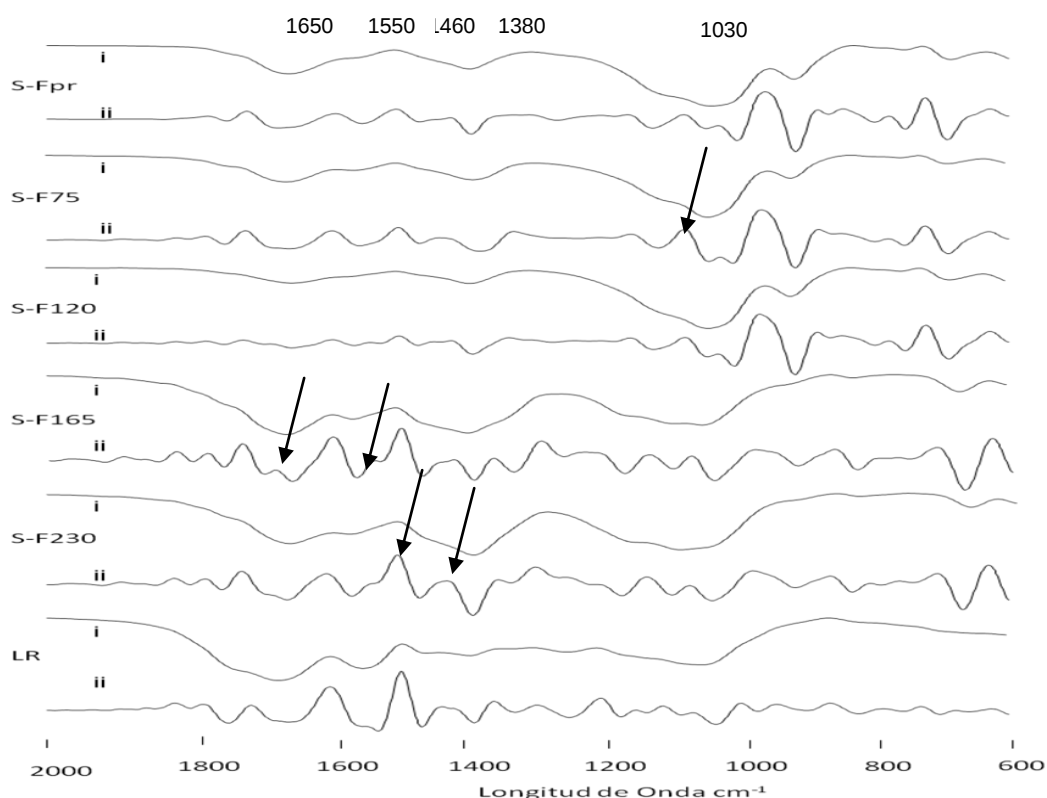


Fig. 5. Comparación de Espectros Infrarrojo de la DOM para el tratamiento S-F fertilizante NPK. i) espectro original y ii) espectro de resolución mejorada

En 1030 cm^{-1} (tensión C-O de los carbohidratos) se evidenció un pico de mayor absorbancia en S-F de los cinco muestreos (preliminar, 75, 120, 165 y 230 días de la adición de LR) a diferencia en el LR que este fue mayor a 1650.

En la Fig. 6 se presentan los espectros de resolución mejorada de la DOM para el tratamiento S-Lb durante los cinco muestreos. El pico de 1650 cm^{-1} (tensión C=O y Amida I) presenta mayor absorbancia en la muestra en S-F165 y S-F230, así como en el LR, pero el pico a 1550 cm^{-1} (tensión antisimétrica COO^- y Amida II) estuvo más marcado en S-Lb230.

En la banda 1460 cm^{-1} (deformación asimétrica de C-H, CH_2 y CH_3) se observa mejor en S-Lb120, S-Lb165 y S-Lb230 ya que en los otros muestreos sólo se evidencia un ligero hombro como se sabe este pico, es característico de las ligninas por lo tanto en estos muestreos el maíz se encontró ya en la etapa final de su crecimiento.

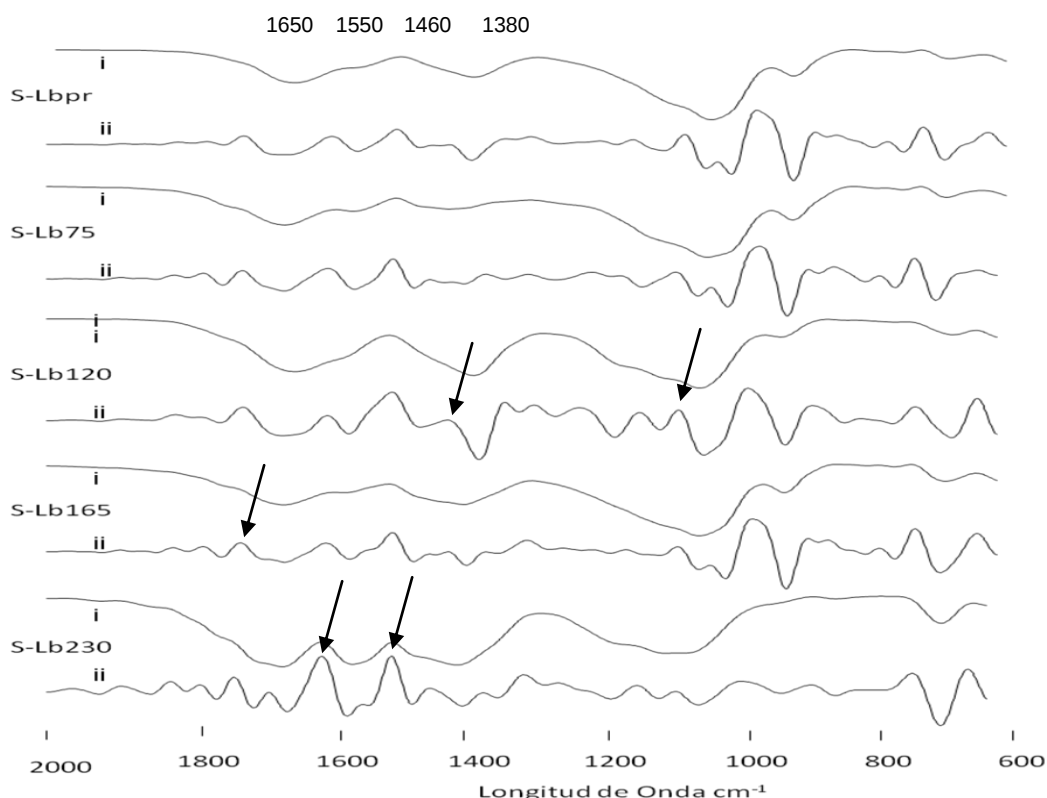


Fig. 6. Comparación de Espectros Infrarrojo de la DOM para el tratamiento S-Lb.
i) espectro original y ii) espectro de resolución mejorada

El pico de 1380 cm^{-1} (tensión simétrica COO^-) también representa a las ligninas y tiene el mismo comportamiento que a 1460 . Para 1030 cm^{-1} (tensión C-O de los carbohidratos) es el pico de mayor absorbancia.

En la Fig. 7 se presentan los espectros de resolución mejorada del tratamiento S-La durante los cinco muestreos. El pico a 1650 cm^{-1} (tensión C=O y Amida I), 1550 cm^{-1} (tensión antisimétrica COO^- y Amida II), 1460 cm^{-1} (deformación asimétrica de C-H, CH_2 y CH_3) y 1380 cm^{-1} (tensión simétrica COO^-); siendo estos dos últimos característicos de las ligninas, se ven mejor representados en los tres últimos muestreos (S-La120, S-La165 y S-La230) puesto que la actividad de los microorganismos promovieron la degradación de la MO que se agregó al adicionar los LR los compuestos están más disponibles para el maíz que ocupa a los carbohidratos y proteínas para el crecimiento y metabolismo. Para 1030 cm^{-1} (tensión C-O de los carbohidratos) es el pico de mayor absorbancia.

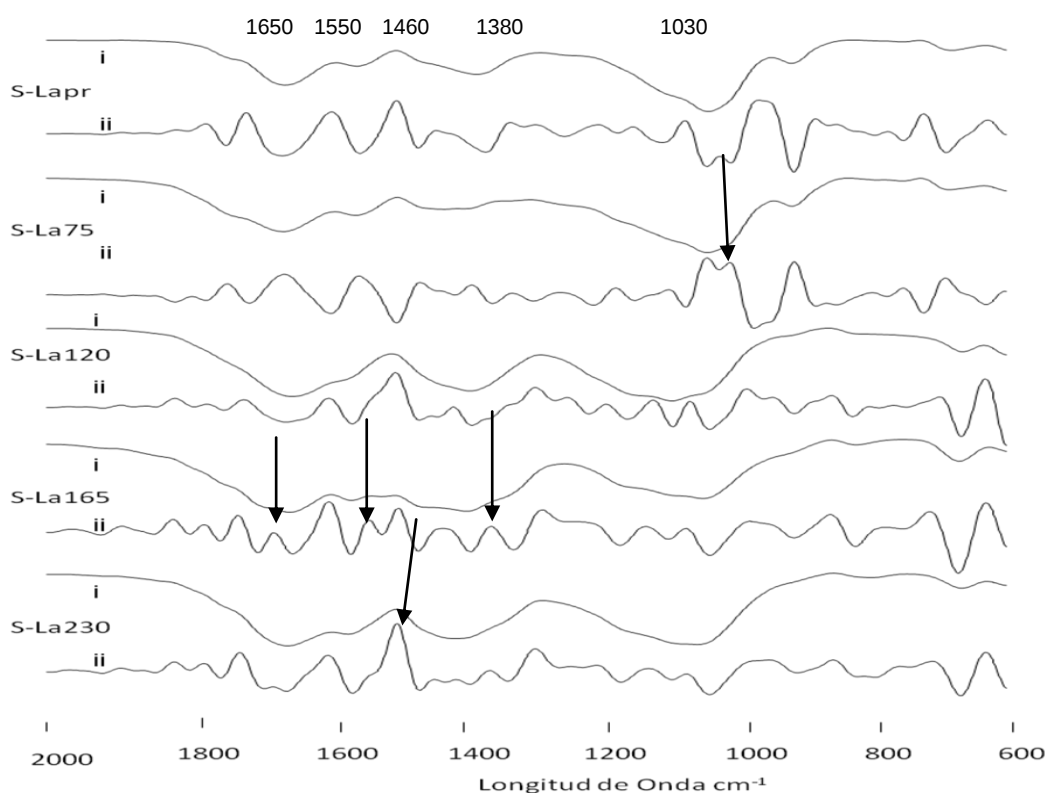


Fig. 7. Comparación de Espectros Infrarrojo de la DOM para el tratamiento S-La.
i) espectro original y ii) espectro de resolución mejorada

5.3.3.4. Espectros de resolución mejorada para los AH's durante el ciclo de cultivo

En la Fig. 8 se muestran los espectros de resolución mejorada para los AH's del tratamiento S-F durante el ciclo de cultivo, se puede ver con mayor claridad las bandas que se comportan de manera homogénea entre los días de muestreo (preliminar, 75, 120, 165 y 230 días) en los picos 1650 cm^{-1} (tensión C=O y Amida I), 1550 cm^{-1} (tensión antisimétrica COO^- y Amida II), 1460 cm^{-1} (deformación asimétrica de C-H, CH_2 y CH_3), 1380 cm^{-1} (tensión simétrica COO^-); 1260 cm^{-1} (Amidas II y fenoles) y 1030 cm^{-1} (tensión C-O de los carbohidratos) en donde las absorbancias van a ser la única diferencia entre ellos.

El pico que ahora aparece en los AH's a diferencia de la DOM es el de 1260 cm^{-1} (flecha abultada) que tiene la menor absorbancia en S-Fpr es de 0.0359, S-F75 es 0.0364, S-F120 es 0.0383, S-F165 es 0.51 y S-F230 es 0.62 y en el LR es 0.0308; mientras que la banda más alta esta en 1550 cm^{-1} y le sigue la misma tendencia ya

que aumenta respecto al muestreo en un rango de 0.096 – 0.163 y para el LR es de 0.077.

El pico de 1125 cm^{-1} (alcoholes alifáticos) (flecha abultada) se observa en S-F165 y S-F230 a diferencia de los otros muestreos donde apenas si se logra ver un pequeño hombro en donde el IR original no se ve. Los otros picos muestran absorbancias intermedias en el orden $\text{S-Fpr} < \text{S-F75} < \text{S-F120} < \text{S-F165} < \text{S-F230}$, pero siguiendo la misma tendencia.

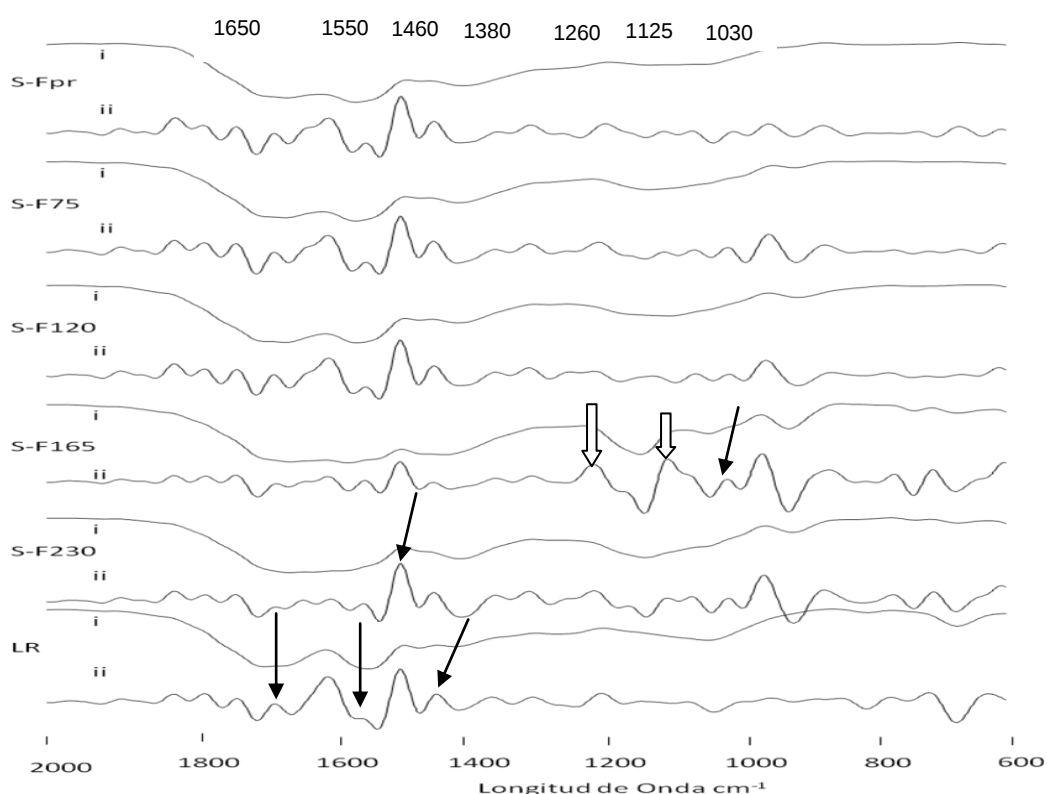


Fig. 8. Comparación de Espectros Infrarrojo de los AH's para el tratamiento S-F fertilizante NPK. i) espectro original y ii) espectro de resolución mejorada

En la Fig. 9 se muestran los espectros de resolución mejorada para los AH's del tratamiento S-Lb durante el ciclo de cultivo, se puede ver con mayor claridad las bandas que se comportan de manera muy homogénea entre los días de toma de la muestra (preliminar, 75, 120, 165 y 230 días con la adición de LR) en picos 1650 cm^{-1} (tensión $\text{C}=\text{O}$ y Amida I), 1550 cm^{-1} (tensión antisimétrica COO^- y Amida II), 1460 cm^{-1} (deformación asimétrica de C-H , CH_2 y CH_3), 1380 cm^{-1} (tensión simétrica COO^-); 1260

cm^{-1} (Amidas II y fenoles) y 1030 cm^{-1} (tensión C-O de los carbohidratos) donde la única diferencia entre los espectros es la absorbancia en cada muestreo en el orden $\text{S-Lbpr} < \text{S-Lb75} < \text{S-Lb120} < \text{S-Lb165} < \text{S-Lb230}$

El pico a 1125 cm^{-1} (alcoholes alifáticos) (flecha abultada) no se logra visualizar en las muestras de S-Lb como los muestreos del tratamiento S-F. Como se puede observar siguen la misma tendencia que el tratamiento S-F y los espectros se muestran más homogéneos a diferencia que en S-La.

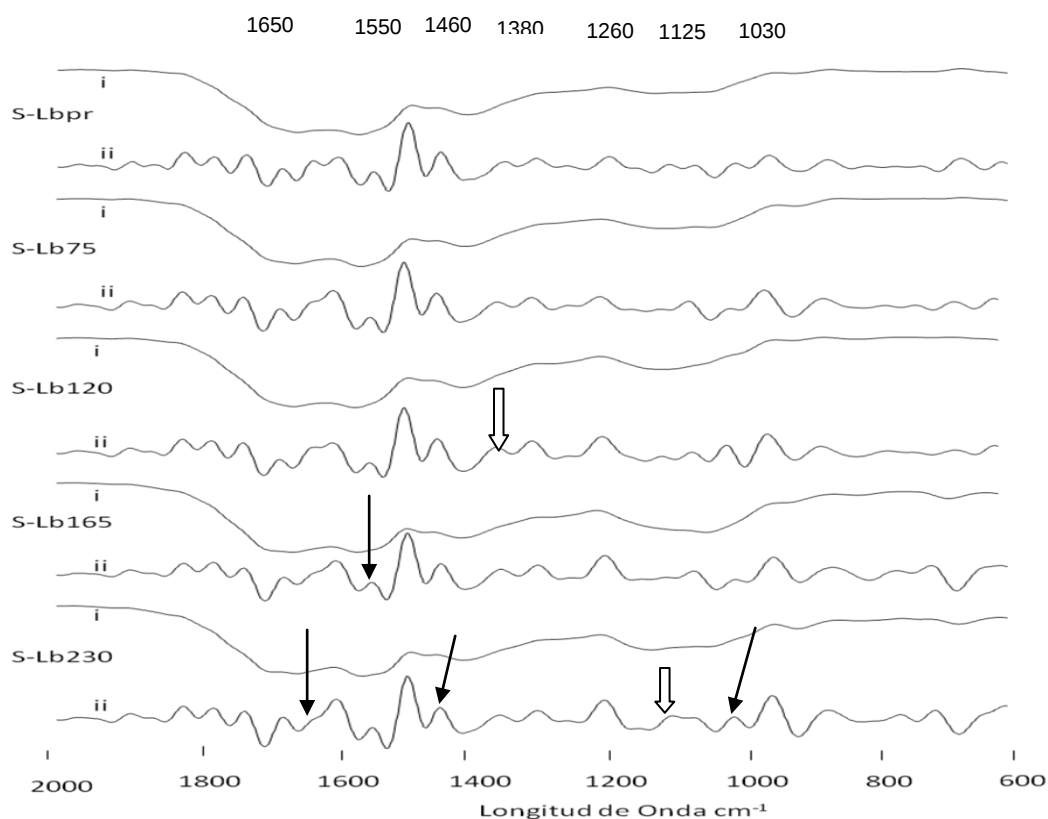


Fig. 9. Comparación de Espectros Infrarrojo de los AH's para el tratamiento S-Lb.
i) espectro original y ii) espectro de resolución mejorada

En la Fig. 10 se muestran los espectros de resolución mejorada para los AH's del tratamiento S-La durante el ciclo de cultivo, se puede ver con mayor claridad las bandas que se comportan de manera muy homogénea entre los días de muestreo (preliminar, 75, 120, 165 y 230 días) en los picos 1650 cm^{-1} (tensión C=O y Amida I), 1550 cm^{-1} (tensión antisimétrica COO^- y Amida II), 1460 cm^{-1} (deformación asimétrica de C-H, CH_2 y CH_3), 1380 cm^{-1} (tensión simétrica COO^-); 1260 cm^{-1} (Amidas II y fenoles) y 1030 cm^{-1} (tensión C-O de los carbohidratos) la diferencia entre los

espectros radica en la absorbancia en cada muestreo en el orden S-Lbpr<S-Lb75<S-Lb120<S-Lb165<S-Lb230

Como se puede observar se continúa con la misma tendencia que el tratamiento S-F y S-Lb, aunque en 1260 cm^{-1} , 1125 cm^{-1} y 1030 cm^{-1} en lugar de tener un pico representativo se visualizan dos pequeños hombros en S-La165 y S-La230.

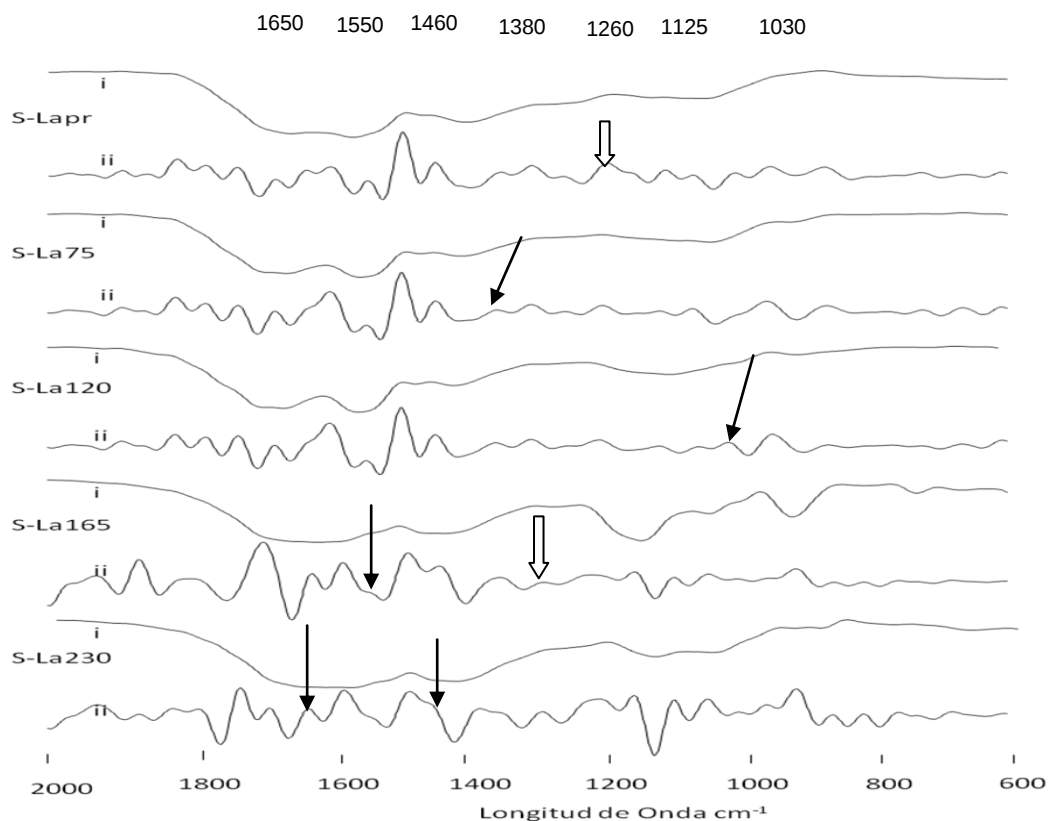


Fig. 10. Comparación de Espectros Infrarrojo de los AH's para el tratamiento S-La. i) espectro original y ii) espectro de resolución mejorada

5.3.3.5. Discusión de los IR de la DOM y AH's

El predominio de carbohidratos, proteínas y ligninas de la DOM de los tres tratamientos (S-F, S-Lb y S-La), señala que el carácter alifático de los lodos residuales no se modificó mucho con el paso del tiempo, debido a que se degradó la MO de moléculas complejas a moléculas sencillas de fácil asimilación.

El trabajo realizado por Lugo, (2000) presenta en sus resultados que las bandas 3400 cm^{-1} , 2930 cm^{-1} , 1650 cm^{-1} y 1380 cm^{-1} y coinciden con las mostradas en éste trabajo existiendo diferencias en la absorbancia de los picos. Las bandas a 1550 cm^{-1} , 1460

cm^{-1} y 1270 cm^{-1} en el estudio aquí presentado no se evidenciaron. La banda a 1030 cm^{-1} en el presente trabajo muestra un pico grande contrariamente del obtenido en el trabajo de Lugo, 2000).

Otro trabajo realizado por Vaca, (2005) con la DOM presenta las mismas tendencias de las bandas 3400 cm^{-1} , 2930 cm^{-1} , 1650 cm^{-1} , 1380 cm^{-1} y 1030 cm^{-1} , aunque en el presente estudio no están presentes las bandas a 1550 cm^{-1} , 1420 cm^{-1} , 1320 cm^{-1} y 1230 cm^{-1} .

Castañós, (2005) evidencia la presencia de las bandas 1720 , 1550 , 1420 cm^{-1} las cuales no aparecen en este trabajo a diferencia de las encontradas a 3400 cm^{-1} , 2930 cm^{-1} , 1650 cm^{-1} , 1380 cm^{-1} y 1030 cm^{-1} que tienen la misma tendencia en la forma de los espectros.

Por último Serrano, (2005) determinó espectros a 2260 cm^{-1} , 2620 cm^{-1} , 2360 cm^{-1} , 1720 cm^{-1} , 1420 cm^{-1} , y 1230 cm^{-1} , espectros que no aparecieron en el presente estudio, mientras que las bandas 3400 cm^{-1} , 2930 cm^{-1} , 1650 cm^{-1} , 1380 cm^{-1} y 1030 cm^{-1} presentan las mismas tendencias respecto a la forma de los picos de los espectros.

Con lo que se refiere a los AH's un estudio realizado por Lugo, (2002) presenta los IRS con picos a 1720 cm^{-1} , 1510 cm^{-1} y 1220 cm^{-1} , que en este trabajo no se evidenciaron. Los picos que están en ambos trabajos son a 3400 cm^{-1} , 2930 cm^{-1} , 1650 cm^{-1} , 1460 cm^{-1} y 1030 cm^{-1} . En este trabajo aparecen otras bandas a 3100 cm^{-1} , 2900 cm^{-1} , 1550 cm^{-1} , 1380 cm^{-1} y 1260 cm^{-1} .

Por otro lado Vaca, (2005) encontró para los AH's las mismas tendencias en los IRS de las bandas 3400 cm^{-1} , 2930 cm^{-1} , 1650 cm^{-1} , 1550 cm^{-1} , 1460 cm^{-1} , 1380 cm^{-1} y 1030 cm^{-1} las que se presentan en este trabajo. Las que no están presentes son a 2850 cm^{-1} , 1720 cm^{-1} y 1230 cm^{-1} . La banda a 1230 cm^{-1} no se evidencio en el presente estudio a diferencia de lo reportado por Vaca, (2005).

Castañós, (2005) evidencia la presencia de las bandas encontradas a 3400 cm^{-1} , 2930 cm^{-1} , 1650 cm^{-1} , 1550 cm^{-1} , 1460 cm^{-1} , 1380 cm^{-1} y 1030 cm^{-1} que tienen la misma tendencia en la forma de los espectros que aquí se presentan, pero la banda de 1260

cm^{-1} no está presente en los espectros de su trabajo, mientras que en el presente trabajo si se evidenció.

Por último Serrano, (2005) definió espectros a 3300 cm^{-1} , 2360 cm^{-1} , 1720 cm^{-1} , 1420 cm^{-1} , 1230 cm^{-1} y 1060 cm^{-1} que no aparecieron en el presente trabajo, mientras que las bandas 3400 cm^{-1} , 2930 cm^{-1} , 1650 cm^{-1} , 1550 cm^{-1} , 1380 cm^{-1} y 1030 cm^{-1} presentan las mismas tendencias respecto a la forma de los picos de los espectros.

5.3.4. Interpretación de las DOR's

Las DOR's se obtienen dividiendo las absorbancias de las diferentes bandas entre una banda conocida, en este trabajo se utilizó la absorbancia obtenida en 2930 cm^{-1} (tensión de C-H alifática de CH_3) y 1650 cm^{-1} (tensión C=O, Amida I). Para interpretar los valores obtenidos de la DOR's tanto para la DOM como para los AH's se utiliza la Tabla 11.

Tabla 11. Interpretación de las densidades ópticas relativas

Absorbancia (cm^{-1})	Interpretación
2930/1650	< 1 Carácter alifático/ tensión C=O, Amida I
2930/1650	> 1 Dominio del grupo funcional

5.3.4.1. DOR's para la DOM durante el ciclo de cultivo respecto al C-H alifático

En la Tabla 12 se muestran las DOR's correspondientes al muestreo preliminar y a 75, 120, 165 y 230 días de la adición de LR de los 3 tratamientos (S-F, S-Lb y S-La) que presentan una dominancia de los grupos funcionales respecto a la tensión de C-H alifática de CH_3 (2930 cm^{-1}). Se utilizó los valores que se muestran en la Tabla 11 para interpretar los resultados, pudiéndose comprobar que la mayoría de las muestras tienen valores superiores a 1.0; para el caso de las bandas a 3400 cm^{-1} (tensión O-H y N-H), 1650 cm^{-1} (tensión C=O y Amida I), 1380 cm^{-1} (tensión COO^-) y 1030 cm^{-1} (tensión C-O carbohidratos). Lo anterior señala que existe mayor cantidad de nutrientes disponibles del suelo por los microorganismos hacia la planta y de esta manera se favorece el metabolismo.

Desde que emerge la plántula hasta su floración se necesita de una gran cantidad compuestos que la planta transforma mediante el metabolismo en celulosa, hemicelulosa, quitina, lignina y almidón. Una vez que la planta ha alcanzado su estado de madurez fisiológica (la planta completo su ciclo de vida) están presentes otros compuestos como son los lípidos, proteínas, ácidos nucleicos, carbohidratos que están más disponibles para consumo como alimento ya sea para animales o el propio humano.

Tabla 12. DOR respecto al C alifático de materia orgánica soluble a 2930 cm⁻¹

Tiempo	Tratamiento	3400	1650	1550	1460	1380	1030
preliminar	S-F	3.30	2.17	0.83	0.76	1.72	8.79
	S-Lb	3.26	2.93	1.48	1.23	1.65	3.17
	S-La	1.53	1.60	0.85	0.69	1.15	2.93
75 días	S-F	2.53	2.32	1.24	1.20	2.12	5.06
	S-Lb	1.96	2.08	1.26	1.02	0.75	3.15
	S-La	1.73	1.99	1.28	1.00	1.02	3.15
120 días	S-F	2.87	2.10	1.15	0.96	2.19	14.21
	S-Lb	2.92	2.97	1.95	2.11	3.28	4.48
	S-La	2.97	3.34	2.32	2.02	2.98	3.17
165 días	S-F	2.19	3.62	2.58	2.76	3.52	2.99
	S-Lb	0.21	3.08	2.00	2.18	3.06	7.36
	S-La	1.82	3.77	3.10	3.46	3.72	3.00
230 días	S-F	2.04	3.35	2.59	2.94	4.35	3.68
	S-Lb	1.87	3.72	3.59	3.09	3.61	2.95
	S-La	1.96	3.06	2.56	1.91	2.65	2.97
	LR	1.35	1.84	1.35	0.86	0.94	1.23

S-F: fertilizante NPK, S-Lb: 18 t ha⁻¹ y S-La: 36 t ha⁻¹ dosis de LR

Se observa que existen valores donde no se detectó el grupo funcional ya que se obtuvieron valores desde 0.021 para el caso de las proteínas (1460 cm^{-1}) hasta casi 14.21 de los carbohidratos (1030 cm^{-1}). Como este análisis es semicuantitativo no se puede afirmar que existe poca o mucha concentración de proteínas, carbohidratos, ligninas, entre otros; ya que existen diversos factores que pueden influir en la dominancia del grupo funcional.

5.3.4.2. DOR's para los AH's durante el ciclo de cultivo respecto al C-H alifático

Al igual que en la DOM los valores de las DOR's se realizaron con los grupos funcionales a (3400 cm^{-1}) tensión O-H y N-H, (1650 cm^{-1}) tensión C=O y Amida I, (1550 cm^{-1}) tensión antisimétrica COO^- y Amida II, (1460 cm^{-1}) deformación asimétrica de C-H, CH_2 y CH_3 , (1380 cm^{-1}) tensión simétrica COO^- , (1260 cm^{-1}) Amida II y COO^- y (1030 cm^{-1}) tensión C-O de los carbohidratos.

Basándose en los valores de la Tabla 10 y considerando los valores establecidos que se presentan en la Tabla 13 cabe señalar que las muestras del muestreo preliminar y los cuatro muestreos restantes con la adición del LR al suelo con cultivo, los tratamientos S-F, S-Lb y S-La presentan una dominancia de la tensión de C-H alifática (2930 cm^{-1}) respecto a los otros grupos funcionales.

Se observa que existen valores desde 0.58 donde no dominan los grupos funcionales hasta un valor máximo de 2.88 que permite afirmar que está presente el grupo funcional.

Tabla 13. DOR respecto al C alifático de los ácidos húmicos a 2930 cm⁻¹

Tiempo	Tratamiento	3400	1650	1550	1460	1380	1260	1030
preliminar	S-F	1.14	1.68	1.95	1.14	1.28	0.73	0.62
	S-Lb	1.35	1.79	1.86	1.07	1.24	0.61	0.60
	S-La	1.28	1.75	1.49	1.19	1.38	0.86	0.71
75 días	S-F	1.25	1.81	1.94	1.14	0.88	0.62	0.65
	S-Lb	1.23	1.76	1.85	1.10	0.94	0.62	0.72
	S-La	1.05	1.72	1.84	1.12	0.91	0.66	0.78
120 días	S-F	1.39	1.57	1.58	0.92	0.65	0.49	0.61
	S-Lb	1.37	1.72	1.75	1.00	1.17	0.58	0.59
	S-La	1.26	1.78	1.90	1.50	0.78	0.47	0.64
165 días	S-F	1.21	2.21	2.88	1.86	1.90	0.78	1.06
	S-Lb	1.07	1.50	1.49	1.02	1.00	0.68	1.01
	S-La	1.46	2.43	2.43	2.01	2.69	0.96	1.19
230 días	S-F	1.37	2.28	2.18	1.30	1.62	0.64	1.64
	S-Lb	1.06	1.70	1.78	1.21	1.33	0.80	0.98
	S-La	1.14	2.10	2.13	1.84	1.26	0.74	0.91
	LR	0.83	1.58	1.73	1.05	0.95	0.58	0.70

Nota. S-F: 0 t ha⁻¹ S-Lb: 18 t ha⁻¹ y S-La: 36 t ha⁻¹ dosis de LR

5.3.4.3. DOR's para la DOM durante el ciclo de cultivo respecto a la tensión C=O y Amida I

En la Tabla 14 se presentan los resultados para la DOM con respecto a la tensión C=O y Amida I de los muestreos preliminar y a 75, 120, 165 y 230 días de adición de lodo residual de los tratamientos 3 (S-F, S-Lb y S-La) que presentaron una dominancia de la tensión C=O y Amida I (1650 cm⁻¹) sobre los grupos funcionales.

Se utilizó los valores que se muestran en la Tabla 11 para interpretar los resultados, pudiéndose comprobar que la mayoría de las muestras tienen valores menores a 1.0; para el caso de las bandas a (3400 cm^{-1}) tensión O-H y N-H, (2930 cm^{-1}) tensión de C-H alifática de CH_3 , (1380 cm^{-1}) tensión COO^- y (1030 cm^{-1}) tensión C-O carbohidratos.

Tabla 14. DOR respecto a la tensión C=O, Amida I de la materia orgánica soluble
 1650 cm^{-1}

Tiempo	Tratamiento	3400	2930	1550	1460	1380	1030
preliminar	S-F	1.52	0.46	0.38	0.35	0.79	4.01
	S-Lb	1.11	0.34	0.50	0.42	0.83	2.63
	S-La	0.96	0.63	0.53	0.43	0.72	1.83
75 días	S-F	1.09	0.43	0.53	0.52	0.91	2.18
	S-Lb	0.95	0.48	0.61	0.49	0.36	1.52
	S-La	0.87	0.50	0.65	0.50	0.51	1.58
120 días	S-F	1.36	0.48	0.55	0.46	1.04	6.75
	S-Lb	0.98	0.34	0.66	0.71	1.10	1.51
	S-La	0.89	0.30	0.70	0.61	0.89	0.65
165 días	S-F	0.60	0.28	0.71	0.76	0.97	0.83
	S-Lb	0.07	0.32	0.65	0.71	1.00	2.39
	S-La	0.48	0.27	0.82	0.92	0.99	0.79
230 días	S-F	0.61	0.30	0.78	0.88	1.30	1.10
	S-Lb	0.50	0.27	0.96	0.83	0.97	0.79
	S-La	0.64	0.33	0.84	0.62	0.87	0.97
	LR	0.73	0.54	0.73	0.47	0.51	0.67

S-F: fertilizante NPK, S-Lb: 18 t ha^{-1} y S-La: 36 t ha^{-1} dosis de LR

Existen valores desde 0.27 donde no dominan los grupos funcionales hasta un valor máximo de 4.01 que permite afirmar que está presente el grupo funcional.

5.3.4.4. DOR's para los AH's durante el ciclo de cultivo respecto a la tensión C=O y Amida I

Como se presenta en la Tabla 15 los resultados de los AH's de los muestreo preliminar, 75, 120, 165 y 230 días de adición de LR residual de los tratamientos S-F, S-Lb y S-La que presentaron una dominancia de la tensión C=O y Amida I (1650 cm^{-1}) sobre los grupos funcionales.

Se utilizó los valores que se muestran en la Tabla 11 para interpretar los resultados, pudiéndose comprobar que la mayoría de las muestras tienen valores menores a 1.0; para el caso de las bandas a (3400 cm^{-1}) tensión O-H y N-H, (2930 cm^{-1}) tensión de C-H alifática de CH_3 , (1380 cm^{-1}) tensión COO^- y (1030 cm^{-1}) tensión C-O carbohidratos. Existen valores desde 0.23 donde no dominan los grupos funcionales hasta un valor máximo de 1.07 que permite afirmar que está presente el grupo funcional.

Tabla 15. DOR respecto a la tensión C=O, Amida I de los ácidos húmicos 1650 cm⁻¹

Tiempo	Tratamiento	3400	2930	1550	1460	1380	1260	1030
preliminar	S-F	0.68	0.59	1.16	0.68	0.76	0.43	0.37
	S-Lb	0.75	0.56	1.04	0.60	0.69	0.34	0.33
	S-La	0.73	0.57	0.85	0.68	0.79	0.49	0.40
75 días	S-F	0.69	0.55	1.07	0.63	0.49	0.34	0.36
	S-Lb	0.70	0.57	1.05	0.63	0.53	0.35	0.41
	S-La	0.61	0.58	1.07	0.65	0.53	0.38	0.45
120 días	S-F	0.88	0.64	1.01	0.58	0.41	0.31	0.39
	S-Lb	0.80	0.58	1.02	0.58	0.68	0.34	0.34
	S-La	0.71	0.56	1.07	0.59	0.44	0.26	0.23
165 días	S-F	0.54	0.45	1.03	0.84	0.86	0.35	0.48
	S-Lb	0.72	0.67	1.00	0.68	0.67	0.45	0.68
	S-La	0.60	0.41	1.00	0.83	0.70	0.40	0.49
230 días	S-F	0.60	0.44	0.96	0.57	0.71	0.37	0.47
	S-Lb	0.62	0.59	1.04	0.71	0.78	0.47	0.57
	S-La	0.54	0.47	1.02	0.88	0.60	0.35	0.43
	LR	0.53	0.69	1.06	0.67	0.60	0.36	0.44

S-F: fertilizante NPK, S-Lb: 18 t ha⁻¹ y S-La: 36 t ha⁻¹ dosis de LR

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- La adición de LR modificó la calidad de la materia orgánica, el adicionarle los lodos al cultivo incremento su CIC de ahí su importancia con relación al crecimiento de las plantas ya que junto con el pH hacen más disponibles los nutrimentos en el suelo.
- En el suelo los metales pesados tanto en la forma total como disponible no presentaron problema respecto a los valores obtenidos en los tres tratamientos; así como a través del ciclo de cultivo, ya que están dentro de los valores permisibles con base a la norma.
- Los metales pesados en diferentes órganos de la planta mostró que el Zn es el que más se acumuló en la raíz, tallo, hojas y fruto; comparado con Ni, Cu y Cd que no fue cuantificable.
- Respecto a los metales Totales encontrados en los LR, éstos no rebasan los límites permisibles dentro de la norma, por lo que se consideran como excelentes.
- En la DOM los resultados indican que el suelo con el lodo residual a mayor concentración presenta un incremento de grupos C-H alifático, C=C aromático, proteínas, grupos carboxilo y carbohidratos en los tres tratamientos de los cinco muestreos.
- La adición de LR modificó la calidad de la DOM, indican que el suelo con el lodo residual a mayor concentración presenta un incremento de grupos C-H alifático, C=C aromático, proteínas, grupos carboxilo y carbohidratos en los tres tratamientos de los cinco muestreos.
- Las DOR confirman que en la DOM y AH's hay predominio de los grupos funcionales respecto al (2930 cm^{-1}) C-H alifático en el suelo acondicionado con LR, mientras que la tensión C=O, Amida I (1650 cm^{-1}) está presente en la DOM y AH's ambos en S-F, S-Lb y S-La de los cinco muestreos.
- Respecto a los LR los análisis hechos muestran valores muy por encima de los encontrados de la DOM y AH's de los tratamientos utilizados.

- Con los resultados obtenidos de las pruebas efectuadas en el suelo acondicionado con LR, podemos decir que es factible aplicar 36 t ha^{-1} de LR (tratamiento S-La) a un suelo que presente las mismas características como el que se trabajó; ya que incrementa la productividad y rendimiento del cultivo en este caso el maíz (trabajo comprobado).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Akrivos, J., D. Mamais, K. Katsara and A. Andreadakis. (2000). Agricultural utilization of lime treated sewage sludge. *Water Science and Technology*. Vol. 42 No. 9 pp. 203-210.
- Alexander, M. (1980). *Introducción a la microbiología del suelo*. 2 ed. AGT editor, S. A. México, D. F. 491 pp.
- Alva, A., Huang, B., Paramasiva, S. (2000). Soil pH affects copper fractionation and phytotoxicity. *Soil Science Society of America Journal* 64, 955-962.
- Álvarez, R and H Steinbach. (2006). Valor agronómico de la materia orgánica. pp. 13-29 En: *Materia orgánica. Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos*. Ed. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.
- Al-Wabel, M. A., Heil, D. M., Wstfall, D. G., Barbarick, K. A. (2002). Solution chemistry influence on metal mobility in biosolids-amended soils. *J of Environ.* 3, 1157-1165.
- Almendros G. y Dorado J. E. (1985). Estudio de ácidos húmicos tipo P. Fraccionamiento en columna de sepiolita, Valoración cuantitativa de pigmentos. *De an, Edafol. Agrobiol.* 43: 153-165.
- Almendros G. y Dorado J. E. (1999). Structural factors related to the biodegradability of laboratory-modified humic acid preparations. *Eur. J. Soil Sci.* 50, 227-236.
- Almendros G., González-Vila J. F. y Martín F. (1990). Fire-induced transformation of soil organic matter from an oak forest. An experimental approach to the effects of the fire on humic substances. *Soil Sci.* 149, 158–167.
- Almendros G., y Sanz, J. (1992). A structural study of álcali polymers in soil after perborate degradation of humic. *Geoderma* 53, 79-95.
- Alloway, B. J. (1990). *Heavy metals in soils*. John Wiley & Soon. New York. 339.
- Anderson, A. (1977). The distribution of heavy metals in soils and soil materials as influenced by the ionic radius. *Swed J. Agri. Res.* 7, 79-83.
- Antoniadis, U., Alloway, B. J. (2002). The role of dissolved organic carbon in the mobility of Cd, Ni and Zn in sewage sludge-amende soils. *Environmental Pol.* 117, 515-521.
- Appel, C., Ma, L. (2002). Concentration, pH, and surface charge effects on cadmium and lead sorption in three tropical soils. *Journal of Environmental Quality* 31, 581-592.
- Ball, W. D. (2004). *Fisicoquímica*. Thomson. México, D. F. Cap. 14. 461-518 pp

- Barbarick, K.A. and J. A. Ippolito. (2000). Nitrogen fertilizer equivalency of sewage biosólidos applied to dryland winter wheat. *J. Environ. Qual.* 29:1345-1351.
- Basta, N. T., Pantone, D. J. and Tabatabal, M. A. (1993). Path analysis of heavy metals adsorption by soi. *Agron. J.* 85: 1025-1057.
- Berthelsen, O. B. Ardal, L., Steines, E., Abrahamsen, G. and Stuanes, O. A. (1994). Mobility of heavy metals in pine forest soils and influenced by experimental acidification. *Wat. Air and Soil Pollut.* 73:29-48.
- Betz, C. L., R. R. Allmaras, S. M. Copeland, and G. W. Randall. (1998). Least limiting water ranger traffic and long-term tillage influence in a Webster soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 1384-1393.
- Bidwell, R. G. S. (1990) *Fisiología Vegetal*. AGT Editor. México.
- Bouanani, F., Domeizel, M. and Prone, A. (2002). Field study and controlled conditions experiments of nitrogen mineralization and changes of a soil physical properties, after spreading of organic matters coming from agricultural and municipal wastes. P 209. In: Abstracts 17th World Congress of Soil Science, 14 – 17 agosto 2002, Bangkok, Thailand.
- Bohn, L. H. Mc Neal, L.B., O' Connor, A.J. (1993). *Química del suelo*. México. Limusa. 370 pp.
- Boyle, M., Paul, E. A. (1989). Carbon and nitrogen mineralization kinetics in soil previously amended with sewage sludge. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 99-103.
- Bushamuka, V. N., and R. W. Zobel. (1998). Differential genotypic and root type penetration of compacted soil layers. *Crop Sci.* 38 (3):776-781.
- Castañón, M. M. (2005), Evaluación de los cambios de la materia orgánica soluble y ácidos húmicos en suelo agrícola acondicionado con lodos residuales y composta de lodo residual. Tesis de Licenciatura, UAEMex. 78 pp.
- Chang, A. C., H Hyun and A.L. Page. (1997). Cadmium uptake for swiss chard grown on composted sewage sludge treated field plots: plateau or time bomb?. *J. Environ. Qual.* 26:11-19.
- Chang, A., Page, A. y Bingham, F. (1981). Reutilization of municipal wastewater sludges metals and nitrate. *J. Environ. Qual.* 13: 237-244.
- Chefetz, B., Hatcher, G. P., Hadar y Chen, Y. (1998). Characterization of dissolved organic matter extracted from composted municipal solid waste. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62, 326-332.
- Chen Y., Senesi N. y Schnitzer M. (1977). Information provided on humic substances by E₄/E₆ ratios. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41, 352-358.

- Clapp, C. E. y Hayes, M. H. B. (1999). Characterization of humic substances isolated from clay and silt sized fractions of a corn residue-mended agricultural soil. *Soil Science*. 164: 899-913.
- Coker, E. G. (1983). The use of sewage sludge in agriculture. *Water Sci. Tech.* 15: 105-208.
- Coker, E. G. and Matthews, P. J. (1983). Metals in sewage sludge and their potential effects in agriculture. *Water Sci. Tech.* 15(1): 195-208.
- Davel, M and A Ortega. (2003). Estimación del índice de sitio para pino oregón a partir de variables ambientales en la Patagonia Andina Argentina. *Bosque* 24: 55-69.
- De Freitas, P. L., R. W. Zobel, and V. A. Snyder. (1999). Corn root growth in soil columns with artificially constructed aggregates. *Crop Sci.* 39: 725-730.
- Dexter, A. R. (2001). The key to soil function. Institute of Soil Science and Plant Cultivation. Poland. 14 p.
- Duchaufour P. y Jacquin F. (1975). Comparaison Des Procesus D'Humification Dans Les Principaux Types D'Humus Forestieres. *Bull. Afes.* 1, 29–36.
- Duchaufour, P. (1984). Edafología, edafogénesis y clasificación. Masson. Barcelona. 493 pp.
- Duley, L.; McLean, J.; Sims, R.; Jrurinak, J. (1988). Sorption of copper and cadmium from the water-soluble fraction of a acid mine waste by two calcareous soils. *Soil Sci.* (145): 207-214.
- EPA. (1994). A plain english guide to the EPA part 503 biosolids rule. U.S. Environmental Protection Agency of Wastewater Management. Washington D. C., USA.
- Fassbender, H. and Bornemisza, E. (1994). Química de Suelos con énfasis en Suelos de América Latina. 2da. ed. rev. San José, Costa Rica: IICA. 420 p.p.
- Follett, R. F. (2001). Soil management concepts and carbon sequestration in cropland soils. *Soil & Till. Res.* 61: 77-92.
- Flaig, W. (1964). Effects of micro-organism in the transformation of lignin to humic substances. *Geochimica et Cosmochimica Acta.* 28, 1523-1535.
- Fletcher P. y Beckett H.P. (1987). The chemistry of heavy metals in digested sewage sludge-I. Copper (II) complexation with soluble organic matter. *Wat. Res.* 21, 1153–1161.
- Fondahl, L. (1999). Biosolids management in the western region. *Biocycle* July. pp. 70-74.
- Franzluebbers, A. J., G. W. Langdale, and H. H. Schomberg. (1999). Soil carbon, nitrogen and aggregation in response to type and frequency of tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 349-355.

- Franzluebbers, A. J., R. L. Haney, C. W. Honeycutt, H. H. Schomberg, and F. M. Hons. (2000). Flush of carbon dioxide following rewetting of dried soil relates to active organic pools. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 613-623.
- Freedman, B. (1995). *Environmental Ecology*. 2 ed. Academic Press. pp 62-91.
- Fresquez, P.R., R.E. Francis, and G.L. Dennis (1990). Sewage sludge effects on soil and plant quality in a degraded semiarid grassland. *J. Environ. Qual.* 19:324-329.
- Gale, W. J., C. A. Cambardella, and T. B. Bailey. (2000a). Surface residue- and root-derived carbon in stable and unstable aggregates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 196-201.
- Gale, W. J., C. A. Cambardella, and T. B. Bailey. (2000b). Root-derived carbon and the formation and stabilization of aggregates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 201-207.
- Gao Y., He J., Ling W., Hu H., Liu F. (2003). Effects of organic acids on copper and cadmium desorption from contaminated soils. *Environ. Int.* 29, 613-618.
- García, E. (1982). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Kööpen. Instituto de Geología, UNAM. México.
- García, C., Hernández, T.; Costa, F.; Ayuso, M. (1991). Compostaje de la fracción orgánica de un residuo sólido urbano. Evolución de su contenido en diversas fracciones de metales pesados. *Suelo y Planta*: 1-13.
- Gilmour, J.T. and V. Skinner. (1999). Predicting plant available nitrogen in land-applied biosolids. *J. Environ. Qual.* 28:1122-1126.
- Halstead, L. R., Finn, B. J., and MacLean, A. J. (1969). Extractability of nickel added to soils and its concentration in plants. *Can. J. Soil Sci.* 49: 335.
- Hayes, M. H. B., Mc Carthy, P., Malcom, R. L. (1986). Structure of humic substances. The emergences of forms. In Hayes, M. H. B., Mc Carthy, P., Malcom, R. L., Swift, R. S. (eds) *NATO ASI Series B: Physics* 215: 245-305.
- Herrick, J. E., M. A. Weltz, J. D. Reeder, G. E. Schuman, and J. R. Simanton. (1999). Rangeland soil erosion and soil quality: role of soil resistance, resilience and disturbance regime. *Soil Water Cons. Soc.*
- Holgrem, G. G. S., Mayer, M. H., Chaney, R. L. and Daniel, R. B. (1993). Cadmiun, Lead, Zinc, Copper and Nickel in agricultural soils of United States of America. *J. Environ. Qual.* 22: 335-348.
- Huang, B., R. R. Duncan, and R. N. Carrow. (1997). Drough-resistance mechanisms of seven warm-season turfgrass under surface soil drying: II Root aspects. *Crop Sci.* 37(6): 1863-1869.

- Huang, X., Lee, L. S. (2001). Effects of dissolved organic matter from animal waste effluent on chlorpyrifos sorption by soils. *J of Environ.* 30, 1258-1265.
- Hue N. V., Silva J. A., Arifin R. (1988). Sewage sludge-soil interactions as measured by plant and soil chemical composition. *J. Environ. Qual.* 17, 384-390.
- INEGI. Instituto de Nacional de Estadística Geografía e Informática. (2003). Anuario Estadístico del Estado de México.
- Infoagro (2009). www.infoagro.com. Mayo. Boletín. Fecha de consulta Octubre 2009.
- INFDM/GEMEX. Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal/Gobierno del Estado de México. (2005). Enciclopedia de los municipios de México. Estado de México: Xonacatlán.
- Jackson, M. (1976). Análisis químico de suelos. Ed. Omega. Barcelona. 662 pp.
- Janzen, H. H., C. A. Campbell, R. C. Izaurralde, B. H. Ellert, N. Juma, W. B. McGill, and R. P. Zentner. (1998). Management effects on soil C storage on the Canadian prairies. *Soil & Till. Res.* 47: 189-203.
- Jeng, S. A. and Shingh, R. B. (1993). Partitioning and distribution of cadmium and zinc in selected cultivated soils in Norway. *Soil Sci.* 156(4): 240-250.
- Jiménez, B. R. (1998). Degradación De Suelos, Contaminación De Suelos. XVI Curso Internacional De Edafología "Nicolás Aguilera". Huajuapán De León, Oax.
- Kabata-Pendias, A. (1995). Agricultural Problems Related To Excessive Trace Metal Contents Of Soils. In: Solomons, W., Förstner, U. And Mader, P. Heavy Metals. Problems And Solutions. Springer. Germany. 3-18.
- Kay, B. D. (1999). Soil structure. In: Handbook of Soil Science. Sumner, M. E. (ed). CRC Press Inc., Boca Raton. FL. USA. pp: 229-276.
- King, P. L. (1988). Retention of metals by several soils of the Southeastern United States. *J. Environ. Qual.* 17(2):239-246.
- Koenig, R.; D. Miner and K. Goodrich. (1998). Land application of biosolids a guide for farmers. AGWM-02.
- Kononova, M. M. (1966). Soil Organic Matter (2^a ed.). Pergamon Press, Oxford, 404 pp.
- Kononova, M. M. (1982). Materia Orgánica del Suelo. Su Naturaleza, Propiedades y métodos de Investigación. Ed. Oikos-Tau S.A. Barcelona.

- Korboulewsky N., Dupouyet S., Bonin G. (2002). Environmental risks of applying sewage sludge compost to vineyards: carbon, heavy metals, nitrogen, and phosphorous accumulation. *J. Environ Qual.* 31, 1522-1527.
- Kumada, K. y Sato, O. (1980). Characteristics of the green fraction of P type humicacids. *Soil Sci Plant Nutr.* 26, 309-316.
- Labrador Moreno, J. (1996). La materia orgánica en los agrosistemas. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación y Mundi- Prensa, Madrid. 174 pp.
- Leita, L. y De Nobili, M. (1991). Water- soluble fractions of heavy metals during composting of municipal solid waste. *J. Environ. Qual.* 20 (1), 73-78.
- Lindsay, W. L. (1972). Micronutrientes en agricultura. G. T. Editor. México. pp7-40
- Loué, L. (1988). Los Microelementos en la Agricultura. Ediciones Mundi-Prensa. España. 326.
- Lugo de la Fuente, J. A. (2002). Dinámica de metales pesados en el sistema suelo-sedimento-fracción húmica y arcillosa en la cuenca alta y media del río Lerma. Tesis Doctoral. UNAM. 193 pp.
- Maguire, R.O., J.T. Sims and F.J. Coale. (2000). Phosphorus solubility in biosólidos-amended farm soils in the Mid-atlantic region of the USA. *J. Environ. Quality* 29: 1225-1233.
- Marmiroli, M., Antonioli, G., Maestri, E., Marmiroli, N. (2005). Evidence of the involvement of plant ligno-cellulosic structure in the sequestration of Pb: an X-ray spectroscopy-based analysis. *Environ. Pollut.* 134: 217–227.
- Martínez R., (2004), Efecto del Acondicionamiento del Suelo con Lodos Residuales Municipales Y Composta en el Cultivo De Maíz: Evaluación de Metales, Productividad y Calidad. Tesis de Licenciatura, UAEMex.
- Matthews, P. J. (1983). Agriculture Utilization of Sewage Sludge in the U. K. *Wat. Sci Tech.* 15(1):135-149.
- Mathur, S.; Levesque, M. (1988). Soil test for copper, iron, manganese and zinc in histosols. 2. The distributions of soil iron and manganese in sequentially extractable forms. *Soil Sci.* (145): 102-110.
- Mcbride, M.B., Richards, B.K., Steenhuis, T., Spiers, G. (1999). Long-Term Leaching Of Trace Elements In A Heavily Sludge-Amended Silty Clay Loan Soil. *Soil Sci.* 164(9):613-623.
- Mclean E. O. (1982). Soil Ph And Lime Requeriments. En: *Methods Of Soil Analysis. Part 2. Agronomy* 9 (A.L. Page, R.H. Miller Y D.R. Keeney, Eds.). Am. Soc. Agronomy. Inc., Madison, Wisconsin, pp 199–224.

- Moolenaar, S.; Beltramil, P. (1998). Heavy metal balances of an Italian soil as affected by sewage sludge and Bordeaux mixture applications. *J. Environ. Qual.* (27): 828-835.
- Moreno, J.; García, C.; Hernández, T.; Ayuso, M. (1997). Application of composted sewage sludges contaminated with heavy metals to an agricultural soil. *Soil Sci. Plant Nutr. (Japan)*. 43 (3): 565-573.
- Moscoso F. (2003). Modificación de las Propiedades Bioquímicas en Suelos Enmendados con Lodo de Depuradora. Tesis de Licenciatura. Universidad de Santiago de Compostela. España.
- Navarro-Aviñó, J. P., Aguilar Alonso, I y López-Moya, J. R. (2007). Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. *Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente. Ecosistemas* 16 (2): 10-25.
- Oberhaster G. (1991). South Africa practice in land disposal of sludge, including legislation and health aspects. *Wat. Sci. Technol.* 15, 151-155.
- Ortiz, H. L. (1994). Caracterización y propuesta de manejo de los lodos residuales de la planta de tratamiento de CIVAC, estado de Morelos. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias. UNAM. 156 pp.
- Perkin-Elmer. (1982). Métodos Analíticos para Absorción Atómica. Perkin-Elmer, Cía.
- Petruzzelli, G. (1989). Recycling wastes in agriculture: heavy metal bioavailability. *Agric. Ecosys and Environ.* 27: 493-503.
- Plaza, C., N. Seneci., A. Polo., D. Brunetti., J. García-Gil., y V. D'Orazio. (2003). Soil fulvic acid properties as a means to assess the use of pig slurry amendment. *Soil & Till. Res.* 74, 179-170.
- Polo, M.; Ordoñez, R.; Giráldez, J. (1999). Copper and zinc adsorption sewage sludge- treated soil in southern Spain. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 30 (7 - 8):1063- 1079.
- Porta, C. J., López-Acevedo, R. M. Y Roquero, L. C. (1999). Edafología: Para La Agricultura Y El Medio Ambiente. Ediciones Mundi-Prensa. España. 807.
- Rappaport, B. D., Martens, D. C. Reneau, R. B. and Simpson, T. W. (1987). Metal accumulation in corn and barley grown on sludge-amended ochraua. *J. Environ. Qual.* 16(1): 29-34.
- Reilly, C. (1980). Metal contamination of food. Applied Science Publishers.
- Reyes, J. I. (1996). Fundamentos teórico-prácticos de temas selectos de la ciencia del suelo. Parte I. UNAM. México. 257 pp.

- Rostagno, C.M. y Sosebee, R. (2001). Biosolids application in the Chihuahuan desert: effects on runoff water quality. *J. Environ. Qual.* 30, 160-170.
- Saeed M. and Fox, L. R. (1977). Relations between suspension pH and solubility in acid calcareous soils. *Soil. Sci.* 124(4):199-204.
- Saeki, K., Okazaki, M. and Kubota, M. (1993). Heavy metals in a semi-enclosed hypereutrophic system: Lake Teganuma, Japan. *Water, Air and Soil Pollution.* 69:79-91.
- Salisbury, F.B. y Ross, C.W. (1992). *Plant Physiology*. Wadsworth, Belmont, California.
- Schnitzer M. y Khan S.U. (1972). *Humic Substances in the Environment*. Marcel Dekker, New York, 326 pp.
- Schnitzer M. y Khan S.U. (1978). *Soil organic matter*. Elsevier Sc. Publ. Co. 319 pp.
- Schnitzer M. (1991). Soil organic matter. The next 75 years. *Soil Sci.* 151: 41-58.
- Schnitzer, M. y H. R. Schulten. (1995). Analysis of Organic Matter in Soil Extracts and Whole Soils by Pyrolysis-Mass Spectrometry. *Advances in Agronomy.* 55, 167-217.
- SEMARNAT. (2000). Norma Oficial Mexicana 021. Establece las Especificaciones de Fertilidad, Salinidad y Clasificación de Suelos, Estudio, Muestreo y Análisis. Diario Oficial de la Federación del 23 de Abril de 2003.
- SEMARNAT. (2002). Norma Oficial Mexicana 004. Protección Ambiental, Lodos y Biosólidos; especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. Diario Oficial de la Federación del 15 de Agosto de 2003.
- Serrano, G. N. J. (2005). Cambios mineralógicos y orgánicos en un suelo forestal afectado por un incendio. Tesis de Licenciatura, UAEMex. 71 pp.
- Serrano, G. N. J. (2010). Tesis de Maestría. Propiedades Bioquímicas de un Suelo Agrícola Acondicionado con Lodos Residuales. UABC. pág 27.
- Silverstein, M. R., Webster, X. F., Kiemle, J. D. (2005). *Spectrometric Identification of Organic Compounds*. Seventh edition. New York. John Wiley & Sons, Inc. 502 pp.
- Silviera, D. J. and Sommers, L. D. (1977). Extractability of copper, inc, cadmiun and lead i soils incubated with sewage sludge. *J Environ. Ual.* 6(1):47-52.
- Smith, R. S. (2009). A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. *Environ. Int.* 35: 142- 156.
- Solomon D., Fritzsche F., Tekaling M., Lehman n J., y Zech W. (2002). Soil Organic Matter Composition in the subhumid Ethiopian highlands as influenced by deforestation and agricultural management. *Soil Sci. Am.* 66:68-82.

- Soon, Y. K. (1981). Solubility and sorption of cadmium in soils amended with sewage sludge. *Journal of Soil Science* 32:85-95.
- Sposito, G. (1989). *The chemistry of soils*. United States of America. Oxford University Press. 277 pp.
- Stahl, R. S. and James, B. R. (1991). Zinc sorption by B horizon soils a function of pH. *Soil Sci. Am. J.* 55:1592-1597.
- Stepanov I. S. (1974). Interpretation of Infrared Soil Spectra. *Soviet. Soil Sci.* 6, 354–368.
- Stevenson F.J. (1982). *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions*. Wiley, New York, 443 pp.
- Shumman, L. M. (1975). The effect of soil properties on zinc adsorption by soils. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 39:454-458.
- Sullivan, D. (1998). *Fertilizing with biosolids*. PNW 508. Oregon State University. 12 p.
- Tan, K. H. (2003). *Principles of soil chemistry*. Second edition. Marcel Dekker, Inc. USA. 362 pp.
- Tester, C. F. (1990). Organic amendment effects on physical and chemical properties of a sand soil. *Soil Sci. Am. J.* 54:827-831.
- Vaca, P. R. (1996). Determinación de metales pesados en dos tipos de suelo bajo bosque y cultivo en el alto Lerma, Estado de México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. UAEMex. 85 pp.
- Vaca, P. R. (2005). Sorción de metales pesados en suelos acondicionados con residuos orgánicos. Tesis de Doctorado, UNAM. 247 pp.
- Vaz, C. M. P., L. H. Bassoi, and J. W. Hopmans. (2001). Contribution of water content and bulk density to field soil penetration resistance as measured by a combined cone penetrometer-TDR probe. *Soil & Till. Res.* 60: 35-42.
- Walkley A. L. y Black, A. (1947). A Rapid Determination of Soil Organic Matter. *J. Agric. Sci.* 25, 563–568.
- Wallace, A.; Romney, E.; Alexander, G.; Kinnear, J. (1977). Phytotoxicity and some interactions of the essential trace metals iron, manganese, molybdenum, zinc, copper, and boron. *Soil Sci. Plant Anal.* 8(9): 741-750.
- Wild, A. (1992). *Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas según Rusell*. Mundi-Prensa. España. 1045 pp.
- Zobel, R. W. (1991). Root growth and development. In: *The Rhizosphere and Plant Growth*. Keister and Cregan (eds). Kluwer Academic Publ., Dordrecht, the Netherlands. pp: 61-71.

Zhou L.X. y Wong J.W. (2001). Effect of dissolved organic matter from sludge and sludge compost on soil copper sorption. *J. Environ. Qual.* 30, 878–883.

8. ANEXOS

Anexo 1. Clasificación del suelo en cuanto a su valor de pH en agua.

Clasificación	pH
Fuertemente ácido	< 5.0
Moderadamente ácido	5.1 – 6.5
Neutro	6.6 – 7.3
Medianamente alcalino	7.4- 8.5
Fuertemente alcalino	> 8.6

Anexo 2. Clasificación del suelo en cuanto a su valor de conductividad eléctrica.

CE dS m ⁻¹ a 25° C	Efectos
< 1.0	Efectos despreciables de salinidad
1.1 – 2.0	Muy ligeramente salino
2.1 – 4.0	Moderadamente salino
4.1 – 8.0	Suelo salino
8.1 – 16.0	Fuertemente salino
>16.0	Muy fuertemente salino

Anexo 3. Clasificación del suelo en cuanto a su valor de capacidad de intercambio catiónico.

Clase	CIC (Cmol (+) Kg ⁻¹)
Muy alta	>40
Alta	25 - 40
Media	15 - 25
Baja	5 - 15
Muy baja	<5

Anexo 4. Clasificación del suelo en cuanto a su valor de materia orgánica.

Clase	MO (%) suelos no volcánicos
Muy bajo	< 0.5
Bajo	0.6 – 1.5
Medio	1.6 – 3.5
Alto	3.6 – 6.0
Muy alto	>6.0

Anexo 5. Clasificación del suelo en cuanto a su valor de bases intercambiables (Cmol (+) Kg⁻¹)

Clase	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
Alto	>10	>3.0	>0.6

Anexo 6. Clasificación del suelo en cuanto a su valor total de metales totales (mgKg⁻¹ en base seca).

Contaminante	Excelentes	Buenos
Arsénico	41	75
Cadmio	39	85
Cromo	1200	3000
Cobre	1500	4300
Plomo	300	840
Mercurio	17	57
Níquel	420	420
Zinc	2800	7500

Anexo 7. Clasificación del suelo en cuanto a su valor disponible de micronutrientes (mgKg^{-1}).

Clase	Fe	Cu	Zn	Mn
Deficiente	< 2.5	< 0.2	< 0.5	< 1.0
Marginal	2.5 – 4.5		0.5 – 1.0	
Adecuado	>4.5	>0.2	>1.0	>1.05

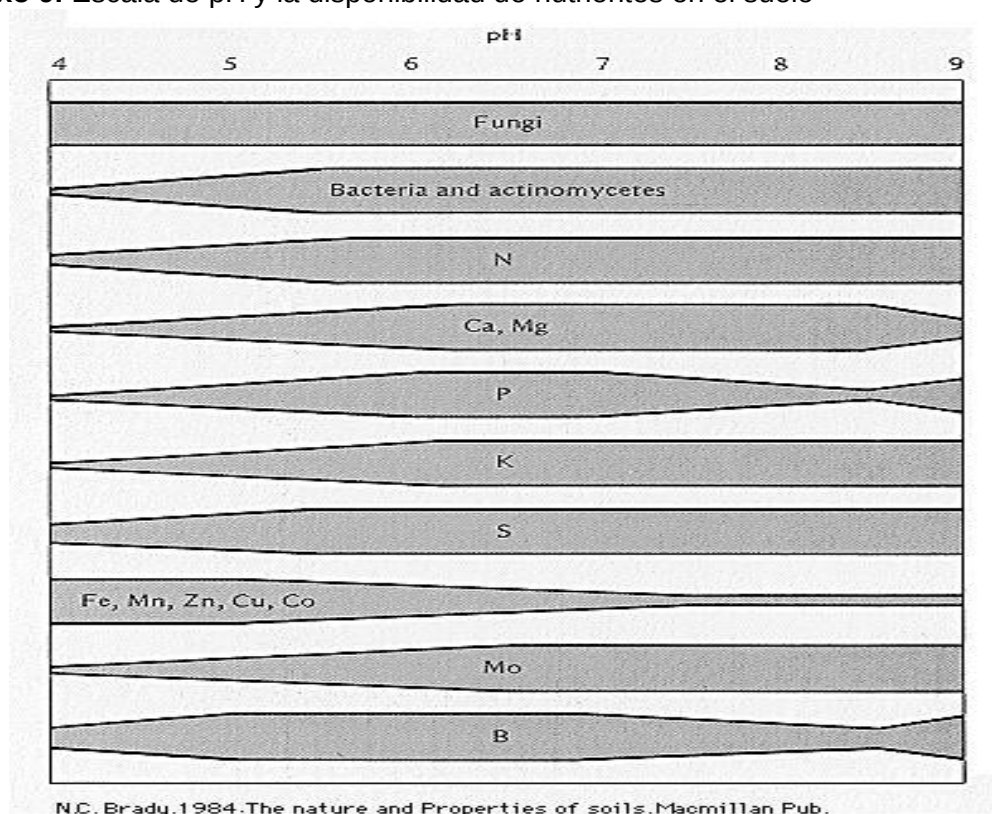
Anexo 8. Clasificación del suelo en cuanto a su valor disponible de metales contaminantes (mgKg^{-1}).

Clase	Cd	Pb	Ni
Normal	0.35	35	50
Peligroso	3 - 5	100 - 300	100

Los anexos 1, 2, 3, 4, 5, 7 y 8 son bajo la NOM-021-SEMARNAT- 2000. Publicada en el Diario Oficial de la Federación 2002. Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis.

El anexo 6 es con la NOM-004-SEMARNAT- 2002. Publicada en el Diario Oficial de la Federación 2003. Protección ambiental-lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final.

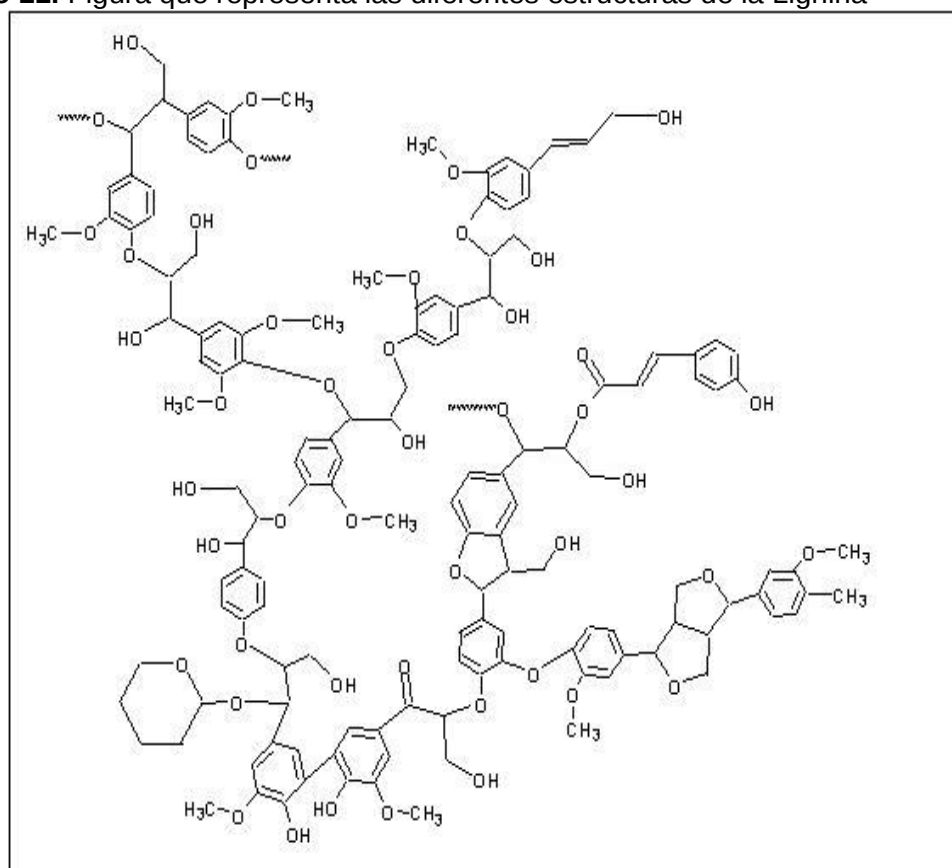
Anexo 9. Escala de pH y la disponibilidad de nutrientes en el suelo

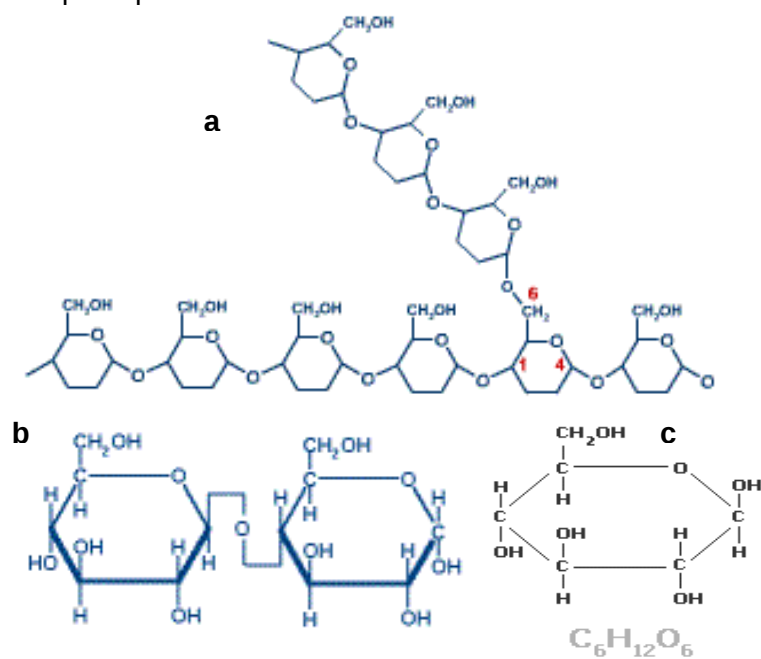


Anexo 10. Valores del espectro de luz visible a 465 nm (E_4) y 665 nm (E_6) para DOM y AH's

Tiempo	Tratamiento	DOM		AH's	
		E_4	E_6	E_4	E_6
Preliminar	S-F	0.142	0.097	0.602	0.302
	S-Lb	0.125	0.088	0.652	0.215
	S-La	0.108	0.078	0.845	0.268
75 días	S-F	0.066	0.041	0.474	0.177
	S-Lb	0.394	0.220	0.613	0.210
	S-La	0.367	0.154	0.940	0.252
120 días	S-F	0.103	0.076	0.394	0.162
	S-Lb	0.056	0.045	0.144	0.089
	S-La	0.035	0.040	0.291	0.142
165 días	S-F	0.052	0.04	0.494	0.175
	S-Lb	0.075	0.058	0.955	0.22
	S-La	0.028	0.026	0.384	0.155
230 días	S-F	0.028	0.022	0.422	0.141
	S-Lb	0.021	0.016	0.786	0.231
	S-La	0.071	0.054	0.965	0.265
	LR	0.604	0.366	0.881	0.798

S-F: 0 t ha⁻¹ S-Lb: 18 t ha⁻¹ y S-La: 36 t ha⁻¹ dosis de LR

Anexo 11. Figura que representa las diferentes estructuras de la Lignina

Anexo 12. Figura que representa las diferentes estructuras de los carbohidratos

a: almidón, b: celulosa y c: glucosa