



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO
MAESTRÍA Y DOCTORADO EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y
RECURSOS NATURALES
FACULTAD DE CIENCIAS**

**EFFECTO DE LA ADICIÓN DE BIOSÓLIDOS EN LAS
PROPIEDADES BIOQUÍMICAS DE SUELOS
EROSIONADOS**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE DOCTORA EN CIENCIAS
AGROPECUARIAS Y RECURSOS NATURALES**

PRESENTA:

NADIA DE LA PORTILLA LÓPEZ

Tutor Académico

Dr. Jorge Lugo de la Fuente

Tutores Adjuntos

Dra. Rocio Vaca Paulin

Dr. Pedro del Águila Juárez

Toluca, Estado de México, 2021



RESUMEN

En esta investigación se evaluó el efecto de la incorporación de tres dosis de biosólidos (0, 25 y 40 t ha⁻¹) a suelos erosionados por extracción minera (M) y erosión hídrica (H) para conocer la mineralización del Nitrógeno, Carbono de la Biomasa Microbiana, Respiración Basal y cinética del Carbono mineralizado (Cm) a los 7, 30, 180 y 360 días después de haber incorporado los biosólidos. Los resultados mostraron en ambos suelos un incremento en la mineralización del nitrógeno a los 7 días después de la aplicación del biosólido, siendo la dosis más alta de biosólido (40 t ha⁻¹) la que presentó el mayor aumento. La actividad respiratoria y el coeficiente metabólico presentaron aumento a los 7 y 360 días respectivamente después de la adición de 40 t ha⁻¹ de biosólido. En los suelos erosionados por extracción minera el Carbono de la Biomasa Microbiana fue mayor en el tratamiento control (sin biosólido) después de 30 días; mientras que, para el suelo con erosión hídrica el mayor contenido se presentó a los 7 días (en el tratamiento con 25 t ha⁻¹ de biosólido).

Palabras clave: *suelo, actividad respiratoria, materia orgánica, propiedades bioquímicas del suelo, cinética del C.*

ABSTRACT

In this investigation, the effect of the incorporation of three doses of biosolids (0, 25 and 40 t ha⁻¹) to soils eroded by mining extraction (M) and hydric erosion (H) on the mineralization of Nitrogen, Microbial Biomass Carbon, respiratory activity and Carbon mineralized kinetics was evaluated at 7, 30, 180 and 360 days after incorporating the biosolids. The results showed in both soils an increase in nitrogen mineralization 7 days after the application of the biosolid, with the highest dose of biosolid (40 t ha⁻¹) being the one that presented the greatest increase. Respiratory activity and metabolic coefficient increased at 7 and 360 days respectively after the addition of 40 t ha⁻¹ of biosolid. In the soils eroded by mining extraction, the Carbon of Microbial Biomass was higher in the control treatment (without biosolid) after 30 days; while, for the soil with water erosion, the highest content was presented at 7 days (in the treatment with 25 t ha⁻¹ of biosolid).

Keywords: soil, respiratory activity, organic matter, soil biochemical properties, Carbon kinetics.

INDICE GENERAL

1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	3
2.1. Aguas residuales.....	3
2.2. Biosólidos.....	4
2.3. Uso de biosólidos en la restauración de suelos	7
2.4. Suelo.....	9
2.4.1. Erosión del suelo	9
2.4.2. Suelos con erosión hídrica.....	10
2.4.3. Suelos con erosión minera	11
2.4.4. Erosión en el Estado de México.....	12
2.5. Propiedades Físicas del suelo	13
2.5.1. Textura	13
2.5.2. Densidad Aparente (DA).....	14
2.6. Propiedades químicas del suelo	16
2.6.1. pH	16
2.6.2. Conductividad Eléctrica (CE)	17
2.6.3. Materia Orgánica (MO)	18
2.7. Propiedades bioquímicas del suelo	20
2.7.1. Mineralización del Nitrógeno.....	21
2.7.2. Carbono de la biomasa microbiana.....	23
2.7.3. Actividad respiratoria del suelo	24
2.7.4. Coeficiente metabólico (qCO_2).....	26
2.7.5. Cinética del Carbono.....	27
3. JUSTIFICACIÓN	29
4. HIPÓTESIS	29
5. OBJETIVOS	30
General	30
Particulares	30
6. MATERIALES Y MÉTODOS	31
6.1. Ubicación de las zonas de muestreo	31
6.2. Toma de muestras de suelo y biosólido	32
6.3. Diseño experimental	32
6.4. Análisis de laboratorio.....	32
6.5. Análisis estadístico.....	33

7. RESULTADOS	35
7.1. Caracterización fisicoquímica de suelo y biosólido	35
7.2. Propiedades bioquímicas	36
7.2.1 Mineralización del Nitrógeno.....	36
7.2.2. Actividad respiratoria	41
7.2.3. Cinética del C (Cm).....	46
7.2.4. Carbono de la biomasa microbiana (CBM)	52
7.2.5. Coeficiente metabólico (qCO_2).....	54
8. DISCUSIÓN	55
8.1. Mineralización de Nitrógeno.....	55
8.2. Actividad Respiratoria	56
8.3. Cinética del Carbono (Cm).....	57
8.4. Carbono de la biomasa microbiana (CBM)	58
8.5. Coeficiente metabólico (qCO_2).....	59
9. CONCLUSIONES	60
10. BIBLIOGRAFÍA	61
ANEXOS	75

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Límites máximos permisibles para metales pesados en biosólidos	6
Tabla 2. Límites máximos permisibles para patógenos parásitos en lodos y biosólidos	6
Tabla 3. Aprovechamiento de biosólidos	7
Tabla 4. Caracterización fisicoquímica de suelo con erosión hídrica, suelo con erosión minera y biosólido	35
Tabla 5. Comparación de pendientes de dos suelos erosionados enmendados con biosólidos a diferentes dosis y tiempos	47
Tabla 6. Propiedades bioquímicas de un suelo con erosión hídrica enmendado con biosólidos.....	53
Tabla 7. Propiedades bioquímicas de un suelo con erosión minera enmendado con biosólidos.....	53

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Niveles de erosión presentes en el municipio de Jiquipilco, Estado de México	31
Figura 2. Mineralización de Nitrógeno en suelo con erosión hídrica enmendado con biosólidos H ₀ (control con 0 t ha ⁻¹ de biosólido), H ₂₅ (25 t ha ⁻¹ de biosólido) y H ₄₀ (40 t ha ⁻¹ de biosólido) después de a) 7, b) 30, c) 180 y d) 360 días de la aplicación del biosólido. Promedio ± error estándar, barras iguales con letras diferentes denotan diferencias significativas (p<0.05).....	38
Figura 3. Mineralización de Nitrógeno en suelo con erosión minera enmendado con biosólidos M ₀ (control con 0 t ha ⁻¹ de biosólido), M ₂₅ (25 t ha ⁻¹ de biosólido), M ₄₀ (40 t ha ⁻¹ de biosólido) después de a) 7, b) 30, c) 180 y d) 360 días de la aplicación del biosólido. Promedio ± error estándar, barras iguales con letras diferentes denotan diferencias significativas (p<0.05).....	40
Figura 4. Actividad respiratoria en un suelo con erosión hídrica enmendado con biosólidos. H ₀ (control con 0 t ha ⁻¹ de biosólido), H ₂₅ (25 t ha ⁻¹ de biosólido) y H ₄₀ (40 t ha ⁻¹ de biosólido) después de a) 7, b) 30, c) 180 y d) 360 días de la aplicación del biosólido	43
Figura 5. Actividad respiratoria en un suelo con erosión minera enmendado con biosólidos. M ₀ (control con 0 t ha ⁻¹ de biosólido), M ₂₅ (25 t ha ⁻¹ de biosólido) y M ₄₀ (40 t ha ⁻¹ de biosólido) después de a) 7, b) 30, c) 180 y d) 360 días de la aplicación del biosólido	45
Figura 6. Cinética de mineralización del C de un suelo con erosión hídrica enmendado con biosólidos. H ₀ (control con 0 t ha ⁻¹ de biosólido), H ₂₅ (25 t ha ⁻¹ de biosólido), H ₄₀ (40 t ha ⁻¹ de biosólido) después de a) 7, b) 30, c) 180 y d) 360 días de la aplicación del biosólido	49
Figura 7. Cinética de mineralización del C de un suelo con erosión minera enmendado con biosólidos. M ₀ (control con 0 t ha ⁻¹ de biosólido), M ₂₅ (25 t ha ⁻¹ de biosólido), M ₄₀ (40 t ha ⁻¹ de biosólido) después de a) 7, b) 30, c) 180 y d) 360 días de la aplicación del biosólido	51

ANEXOS TABLAS

Tabla 8. Mineralización de Nitrógeno en un suelo con erosión hídrica enmendado con biosólidos..... 78

Tabla 9. Mineralización de Nitrógeno en un suelo con erosión minera enmendado con biosólidos..... 78

ANEXOS IMÁGENES

Imagen 1. Suelo erosionado hídricamente (San Miguel Yuxtepec, Municipio de Jiquipilco, Estado de México)..... 75

Imagen 2. Suelo erosionado por actividad minera (extracción de arena) (San Miguel Yuxtepec, Municipio de Jiquipilco, Estado de México)..... 75

Imagen 3. Las imágenes muestran el a) corte, b) depósito y c) transporte al laboratorio de los bloques de suelo (monolitos) utilizados para la realización del experimento..... 76

Imagen 4. Las imágenes muestran el establecimiento del experimento en el laboratorio de Edafología y Ambiente de la Universidad Autónoma del Estado de México (UAEMéx). 77

1. INTRODUCCIÓN

El suelo se modifica constantemente, generando pérdida y transformación de energía y materia debido al efecto de las gotas de lluvia, la escorrentía, viento, gravedad y otros factores de formación. De igual manera, las actividades de minería, cambio de uso de suelo, urbanización, deforestación, prácticas agrícolas entre otras, causan cambios en las propiedades del suelo provocando su erosión (Comino *et al.*, 2017; Thomas *et al.*, 2018).

La pérdida gradual de nutrientes, reducción de materia orgánica (MO), carbono orgánico (CO), alteración de su estructura y fertilidad es conocida como erosión del suelo (Doni *et al.*, 2017). Este fenómeno provoca la disminución en la actividad microbiana, afecta los ciclos biogeoquímicos y en consecuencia perjudica las propiedades bioquímicas del suelo (Sarapatka *et al.*, 2018; Steinhoff-Knopp y Burkhard 2018; Yan *et al.*, 2018); por esta razón, es necesario desarrollar estrategias para mitigar la erosión.

En la restauración de suelos la incorporación de biosólidos como enmienda orgánica resulta ser una alternativa eficiente debido a su contenido de N, P, MO y micronutrientes (Lombardi *et al.*, 2017; Turunen *et al.*, 2018). Los biosólidos derivan del tratamiento de aguas residuales de origen doméstico o industrial, estos residuos pueden ser usados como enmiendas orgánicas que estimulan la actividad microbiana por el contenido de nutrientes y MO, que mejoran las propiedades bioquímicas del suelo (Urbaniak *et al.*, 2017; Arif *et al.*, 2018; Mohamed *et al.*, 2018).

Diversos estudios aseveran efectos positivos sobre las propiedades bioquímicas de los suelos a causa de la incorporación de biosólidos entre los que se encuentran: aumento en carbono orgánico del suelo (COS), nitrógeno, carbono de la biomasa microbiana (CBM) y respiración basal (RB), debido al aporte de nutrimentos por parte de los biosólidos lo que favorece la actividad microbiana y reactivación de los ciclos biogeoquímicos (Ros *et al.*, 2003; Jiménez *et al.*, 2007; Roig *et al.*, 2012; Pardo *et al.*, 2014; Arif *et al.*, 2018; Siebeliec *et al.*, 2018).

Las propiedades bioquímicas del suelo son indicadores capaces de monitorear los cambios que se presentan en los procesos edáficos, debido a su sensibilidad ante los cambios o usos del suelo, su relación con la actividad microbiana y los procesos de mineralización del suelo. Las propiedades bioquímicas importantes del suelo son el CBM y RB (Bera *et al.*, 2016; Papp *et al.*, 2018); esta última es el indicador ideal de la actividad microbiana y un parámetro sensible para monitorear la mineralización de la MO (García-Gil *et al.*, 2004). Por otro lado, la Cm permite evaluar el C potencialmente mineralizable y su tasa de mineralización (Pedra *et al.*, 2007; Martínez *et al.*, 2008; Saviozzi *et al.*, 2014).

Por las razones anteriores, el objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de la adición de biosólidos sobre la mineralización del Nitrógeno, el carbono de la biomasa microbiana, respiración basal y determinar cinética de mineralización del Carbono (Cm) en suelo con erosión hídrica y por extracción minera a los 7, 30, 180 y 360 días después de la incorporación como una alternativa de restauración del medio edáfico.

2. ANTECEDENTES

2.1. Aguas residuales

En las últimas décadas, se han producido grandes cantidades de aguas residuales debido a actividades antrópicas como la agricultura, ganadería, urbanización e industrialización (Gonçalves *et al.*, 2016).

En general, las aguas residuales contienen compuestos orgánicos e inorgánicos, como altas concentraciones de compuestos fenólicos, hidrocarburos aromáticos policíclicos, sales, metales pesados, amoníaco, cianuro y tiocianato. La composición específica de las aguas residuales es compleja y varía mucho según su origen (Lu *et al.*, 2017).

Debido a lo anterior las plantas de tratamiento presentan un papel crucial en el tratamiento, desinfección y reutilización de las aguas residuales domésticas (Shrivastava *et al.*, 2017).

De manera general los procesos de tratamiento de aguas residuales son los siguientes (Gonçalves *et al.*, 2016):

Tratamiento primario (remoción de sólidos suspendidos): Procesos físicos tales como cribado, sedimentación y flotación.

Tratamiento secundario (eliminación de la materia orgánica disuelta): Procesos biológicos que consisten en oxidación biológica de materia orgánica en tanques aireados (por ejemplo: tanques de lodos activados).

Tratamiento terciario (remoción de nutrientes): Procesos biológicos como digestión anaeróbica seguida de nitrificación y desnitrificación. Procesos fisicoquímicos en donde intervienen la floculación con aluminio y sales de hierro.

2.2. Biosólidos

El subproducto más importante en el tratamiento de aguas residuales, tanto por su volumen, como por el tratamiento posterior que requieren, son los lodos (Afyuni y Schulin, 2002).

Estos se producen principalmente en las etapas de tratamiento primario y tratamiento secundario de las aguas residuales. Para poder disponerlos, es necesario estabilizarlos y desaguarlos para reducir la atracción de vectores y su volumen (Afyuni y Schulin, 2002).

Dado que los volúmenes de biosólidos (lodos que han sido sometidos a procesos de estabilización para su uso posterior) son mayores como resultado del tratamiento de aguas residuales, la normatividad ambiental y los costos asociados con métodos alternativos de eliminación son factores que han dado lugar a un mayor interés en su utilización o disposición en suelos especialmente agrícolas (Afyuni y Schulin, 2002).

La eliminación segura de los biosólidos es un desafío a nivel mundial; sin embargo, en la actualidad los principales métodos para su eliminación y utilización integral incluyen la incineración, el relleno sanitario, vertido a los océanos y la aplicación a los suelos. Este último uso tiene gran importancia como enmienda para el medio edáfico, el reciclaje y la reutilización de nutrientes como el carbono orgánico, N, P y microelementos esenciales para las plantas, además de su potencial como fuente de materia orgánica (Bai *et al.*, 2017).

La aplicación de biosólidos al suelo proporciona un beneficio significativo a través de la adición de materia orgánica, nitrógeno, fósforo y ciertos oligoelementos esenciales para el medio edáfico. Sin embargo, los biosólidos pueden contener altas concentraciones de contaminantes, dependiendo de la fuente y el tratamiento de los residuos, por lo que su utilización como fertilizante aumenta el riesgo de contaminación del suelo.

En particular, la acumulación de metales pesados y su posible transferencia a las cadenas alimenticias o a las aguas subterráneas ha suscitado una preocupación considerable que ha inducido a muchos países a controlar su aplicación mediante reglamentos legales. Sin embargo, existe la preocupación de que los metales pesados en los suelos enmendados con biosólidos pueden aumentar después de haberlos aplicado creando un llamado "efecto de bomba de tiempo" (Afyuni y Schulin, 2002).

Se ha sugerido que los metales pesados liberados debido a la mineralización de materia orgánica de los biosólidos se mantienen en formas químicas y no son fácilmente biodisponibles (Afyuni y Schulin, 2002).

Se ha encontrado que la aplicación de los biosólidos al suelo puede mejorar la calidad del suelo y mitigar los procesos de erosión ya que son capaces de mejorar las propiedades físicas, químicas y bioquímicas de este, lo que se verá reflejado en el contenido de materia orgánica y nutrimentos, la actividad biológica, la estructura y la capacidad de retención de agua (Pi *et al.*, 2018).

Además, la incorporación de los biosólidos permite disminuir la dependencia de las plantas a los fertilizantes químicos, proporcionando así ventajas económicas significativas, beneficiando al suelo en el secuestro del carbono lo cual es fundamental para mitigar el cambio climático (Melo *et al.*, 2018).

Como se ha mencionado anteriormente, los biosólidos frecuentemente contienen concentraciones de metales pesados potencialmente tóxicos que son significativamente mayores que las concentraciones encontradas en los suelos (Charlton *et al.*, 2016); sin embargo, debido a sus características propias o por las adquiridas después de un proceso de estabilización pueden ser susceptibles de aprovechamiento siempre y cuando cumplan con los límites máximos permisibles de contaminantes establecidos en la Norma Oficial Mexicana 004 SEMARNAT 2002, o en su caso, se dispongan en forma definitiva como residuos no peligrosos; (NOM-004-SEMARNAT-2002) (Tablas 1, 2 y 3).

Tabla 1. Límites máximos permisibles para metales pesados en biosólidos

Contaminante (determinados en forma total)	Excelentes mg/kg en base seca	Buenos mg/ kg en base seca
Arsénico	41	75
Cadmio	39	85
Cromo	1200	3000
Cobre	1500	4300
Plomo	300	840
Mercurio	17	57
Níquel	420	420
Zinc	2800	7500

Tabla 2. Límites máximos permisibles para patógenos parásitos en lodos y biosólidos

Clase	Indicador bacteriológico de contaminación Coliformes fecales NMP/g en base seca	Patógenos <i>Salmonella spp</i> NMP/ g en base seca	Parásitos Huevos de helminths/ g en base seca
A	Menor de 1000	Menor de 3	Menor de 1 (a)
B	Menor de 1000	Menor de 3	Menor de 10
C	Menor de 2 000 000	Menor de 300	Menor de 35

(a) Huevos de helmintos viables

Tabla 3. Aprovechamiento de biosólidos

Tipo	Clase	Aprovechamiento
Excelente	A	<ul style="list-style-type: none">• Uso urbano con contacto público directo durante su aplicación• Los establecidos para clase B y C
Excelente o bueno	B	<ul style="list-style-type: none">• Uso urbano sin contacto público directo durante su aplicación• Los establecidos para clase C
Excelente o bueno	C	<ul style="list-style-type: none">• Uso forestal• Mejoramiento de suelos• Uso agrícola

Un posible método para la recuperación de suelos erosionados es la incorporación de materia orgánica a través de los biosólidos. Estos materiales orgánicos pueden mejorar el crecimiento y la actividad microbiana importante para llevar a cabo los ciclos biogeoquímicos y en consecuencia promueven el establecimiento natural de la vegetación y el desarrollo de su cobertura. Diversos estudios reportan que la adición de biosólidos al suelo reduce la erosión (ya que aumentan el contenido de materia orgánica, nitrógeno y biomasa de los suelos (Varenes *et al.*, 2011; Thangarajan *et al.*, 2013; Madejón *et al.*, 2016).

2.3. Uso de biosólidos en la restauración de suelos

Como se mencionó anteriormente, los biosólidos son un subproducto de los procesos de tratamiento de las plantas de aguas residuales y se caracterizan por contener todas las sustancias extraídas de las aguas residuales (Laura *et al.*, 2020).

En regiones como los países en desarrollo, se ha descuidado la gestión de los biosólidos y, con frecuencia, no son tratados ya que se descargan directamente en los suelos o cuerpos de agua (Laura *et al.*, 2020).

Para abordar el agotamiento de los recursos naturales causado por un aumento de la población, los biosólidos podrían ser en sí mismos una de las soluciones disponibles ante dicho agotamiento. Los biosólidos pueden ser útiles a través de la recuperación de sus valiosos componentes como el fósforo, materia orgánica y los micronutrientes (Laura *et al.*, 2020).

La materia orgánica mejora las propiedades físicas, químicas y bioquímicas del suelo. Como resultado la incorporación de enmiendas orgánicas como los biosólidos puede contribuir a la restauración de la fertilidad del suelo (Giannakis *et al.*, 2014).

Para fines de restauración, se aplican como fuente de materia orgánica capaces de estimular la actividad microbiana del suelo por lo que se les da un uso como enmienda de este (Tarrasón *et al.*, 2008).

Entre los beneficios producidos sobre las propiedades bioquímicas del suelo al incorporarlos como enmienda orgánica, se tienen:

La adición de enmiendas orgánicas como los biosólidos al suelo aumenta el contenido de carbono de la biomasa microbiana. Dichos incrementos pueden deberse al crecimiento de la microbiota del suelo en respuesta a la presencia de C fácilmente disponible y / o a la adición de microorganismos por parte del biosólido ya que proporcionan una nueva fuente de energía que afecta directamente las poblaciones y la actividad microbiológica del suelo (Saviozzi *et al.*, 2002; García- Gil *et al.*, 2004; Charlton *et al.*, 2016).

La incorporación de biosólidos estimula la evolución de C-CO₂, lo que sugiere un aumento en la mineralización de C y la actividad microbiana total, como resultado de la cantidad de C agregado al suelo lo que sugiere un efecto positivo sobre esta propiedad bioquímica a causa de la adición de estos biosólidos (Saviozzi *et al.*, 2002).

2.4. Suelo

El suelo es un cuerpo natural compuesto de sólidos (materia mineral y orgánica), líquidos y gases que se encuentra en la superficie de la tierra, ocupa espacio y se caracteriza por uno o ambos horizontes, o capas, que se distinguen del material inicial como resultado de adiciones, pérdidas, transferencias y transformaciones de energía y materia o la capacidad de soportar plantas enraizadas en un entorno natural (Hartemink, 2016).

El suelo es un componente clave del sistema terrestre encargado de controlar los ciclos biológicos, hidrológicos, erosivos y geoquímicos y proporcionar una amplia gama de recursos, bienes y servicios (Comino *et al.*, 2017). Tiene un papel central en los desafíos mundiales, incluida la producción de alimentos y fibras, el suministro de agua, la conservación de la biodiversidad, el amortiguamiento de gases de efecto invernadero, la sostenibilidad energética y la provisión de servicios ecosistémicos. Debido a lo anterior, es necesario mantener y mejorar los recursos del suelo para hacer frente a estos desafíos mundiales. Las condiciones del medio edáfico son muy dinámicas y los cambios pueden acelerarse por el cambio climático y las actividades antropogénicas. (Minasny *et al.*, 2016).

2.4.1. Erosión del suelo

Los horizontes del suelo cambian constantemente, perdiendo y transformando energía y materia debido al efecto de las gotas de lluvia, la escorrentía, el viento, la gravedad y otros procesos de formación; sin embargo, dentro de este sistema complejo, las actividades antropogénicas (minería, cambio de uso de suelo, urbanización, deforestación, prácticas agrícolas etcétera) también causan cambios en el suelo provocando la erosión del mismo (Comino *et al.*, 2017; Thomas *et al.*, 2018).

La erosión se define como la remoción de partículas del suelo lejos de la superficie terrestre por fuerzas físicas tales como: lluvia, agua corriente, viento,

hielo, cambio de temperatura, gravedad, u otros agentes naturales o antropogénicos y su depósito desde un punto en la superficie de la tierra a otra parte (Lewis *et al.*, 2013; Giandon *et al.*, 2015).

Conduce a problemas graves tales como: la reducción de la profundidad del suelo, así como pérdida de materia orgánica y nutrientes del suelo, además de una disminución en los rendimientos de los cultivos y pérdida de tierras cultivables y de biodiversidad, pobreza rural exacerbada, contaminación del agua y mejora de la liberación de carbono (Li *et al.*, 2017).

Se ha demostrado que la erosión puede cambiar no solo las características físicas y químicas del suelo, sino también las características biológicas tales como: composición, abundancia y actividad microbiana. Específicamente la investigación ha mostrado una reducción significativa en la abundancia microbiana como resultado de la erosión hídrica (Sarapatka *et al.*, 2018).

2.4.2. Suelos con erosión hídrica

La erosión hídrica es el problema más significativo de degradación del suelo en el mundo que provoca serios impactos ambientales y altos costos económicos, a través de sus efectos sobre la producción agrícola, la infraestructura y la calidad del agua que, a su vez, afectan la calidad de la población, llegando a amenazar la seguridad alimentaria y representar un serio problema para el desarrollo sustentable; además, está asociado a la emisión de carbono orgánico del suelo a la atmósfera en forma de CO₂ y, con ello, al calentamiento global (Najera *et al.*, 2016).

Se estima que el 80 % de la superficie del planeta presenta este fenómeno y aproximadamente 66 % de las tierras cultivables se encuentran degradadas por erosión hídrica; casos particulares han estimado tasas de pérdida de suelo del orden de las 17 t ha⁻¹ para USA; de 30 a 40 t ha⁻¹ para Asia, África y Sudamérica, principalmente por prácticas agrícolas inapropiadas; 5.5

t/ha en tierra arables de Alemania y tasas por encima de 50 t ha⁻¹ para España, situación que ha llegado al abandono de tierras agrícolas a lo largo de Europa (Najera *et al.*, 2016).

En México se estima que 80 % del territorio está aquejado por este proceso, fuentes oficiales reportan que 22.73 millones de hectáreas del país presentan erosión hídrica; de estas 56.4 % se considera ligera; 39 % moderada, 3.7 % fuerte y 0.2 % extrema (Najera *et al.*, 2016).

El 76% de la superficie de México tienen algún grado de erosión hídrica, siendo el predominante el grado leve (37.06%) y moderado (26.37%) (Bolaños *et al.*, 2016).

La erosión hídrica del suelo resulta de la esorrentía del agua de lluvia y de las gotas de lluvia que golpean la superficie del suelo con nula o escasa cobertura vegetal (Schmidt *et al.*, 2016), se inicia mediante una serie de procesos que se manifiestan en la capa superficial del suelo, que con el paso del tiempo se magnifican hasta incluir varias o incluso todas sus capas, llegando a cubrir grandes extensiones territoriales (Honorato *et al.*, 2001). Estos procesos implican desprendimiento, transporte y deposición de los agregados del suelo cuya distribución espacial y temporal está estrechamente relacionada con las variaciones en las gotas de lluvia y en los flujos de energía (Wei *et al.*, 2017).

2.4.3. Suelos con erosión minera

La importancia de la minería y los minerales para la sostenibilidad de la civilización humana es evidente; sin embargo, los materiales de descarga resultantes de la extracción de minerales y depositados sobre el suelo degradan las características de este debido a que son generalmente partículas sueltas y finas que se extienden sobre la superficie afectando el crecimiento de los cultivos/plantas (Nigam *et al.*, 2017).

Las actividades de minería a cielo abierto perturban gran cantidad de suelo y producen cantidades considerables de sedimentos en la parte descendente. La producción de sedimentos en las áreas mineras puede ser de 100 a 2000 veces mayor que la de un área boscosa y más de 10 veces mayor que la de los suelos de pastoreo (Nigam *et al.*, 2017). Asimismo, dejan tierras fuertemente excavadas con riesgo de derrumbes, suelos compactados, con pérdida de estructura, deficiencias químicas, pH extremos y restos de metales pesados tóxicos. La remoción de la cubierta vegetal reduce la biodiversidad y el contenido de materia orgánica (MO) del suelo que incrementan los riesgos de erosión (Pérez *et al.*, 2012).

La minería a cielo abierto genera una gran cantidad de desechos en forma de materiales de descarga los cuales son capaces de provocar erosión al suelo y provocar problemas de sedimentación, en la calidad del agua y en las actividades agrícolas (Nigam *et al.*, 2017).

2.4.4. Erosión en el Estado de México

A nivel local, es uno de los estados más afectados por erosión hídrica apreciable (22.06 %) la cual presenta grados que van desde erosión extrema (13.79 %) hasta suelos estables (10.62 %) contando con una erosión total de 81.19 % (Bolaños *et al.*, 2016).

De acuerdo al estudio realizado por Bolaños *et al.*, 2016 en donde cuyo objetivo fue evaluar las pérdidas de carbono orgánico a causa de la erosión se determinó que el Estado de México es uno de los más afectados a causa de la erosión hídrica, específicamente se clasificaron con erosión extrema las áreas conurbadas a la Ciudad de México (Naucalpan, Tlalnepantla, Cuatitlán, Ecatepec, Netzahualcóyotl y Chimalhuacán, principalmente) y el corredor Toluca-Metepec-Lerma-San Mateo Atenco. Adicionalmente zonas con grado de erosión extrema se presentan en el área de Santa María Zolotepec-Temoaya-Jiquipilco-San Lorenzo Malacota (cara oeste de la Sierra de Las Cruces); en la zona centro occidente del estado (límite con Michoacán), desde el Oro de

Hidalgo hasta Donato Guerra y en el sur del estado (Luvianos, Tejupilco y Sultepec).

Respecto a la industria extractiva, el Estado de México se apoya fundamentalmente en la producción de minerales no metálicos como el carbonato de sodio, así como la explotación de arcillas, con gran contenido de diatomeas además de materiales para la construcción como arena, grava, etcétera. La extracción de los minerales no metálicos en el estado de México lo constituyen seis regiones las cuales son: 1) Metepec, Calimaya y Zinacantepec; 2) Huixquilucan, Naucalpan de Juárez, Jilotzingo y Atizapan de Zaragoza; 3) Texcoco, Chicoloapan e Ixtapaluca; 4) Apaxco; 5) Zumpahuacan; 6) Ixtlahuaca y San Felipe del Progreso (INEGI, 2001).

En cuanto a erosión por extracción minera el volumen en toneladas de la producción estatal durante el año 2017 fue de 25, 274,715 t siendo la arena uno de los productos no metálicos más extraídos (Programa Minero del Estado de México, 2018).

2.5. Propiedades Físicas del suelo

Son aquellas que pueden observarse y/o medirse sin alterar químicamente la composición del suelo y están relacionadas con el movimiento del aire, calor, agua, raíces y nutrientes; entre ellas se encuentran la profundidad, textura, estructura, densidad aparente, densidad real, porosidad, color y temperatura (López y Estrada, 2015).

2.5.1. Textura

La textura hace referencia a la composición granulométrica de la fracción inorgánica del suelo (Jordán, 2006).

Los suelos están formados generalmente por más de una clase textural. El tamaño de las partículas presentes en los suelos se puede dividir en tres clasificaciones principales: arena, limo y arcilla mediante el uso de uno o varios sistemas de clasificación para describir la textura del suelo (Kyoung *et al.*, 2017).

Arena: partículas minerales sólidas de tamaño comprendido entre 2 mm y 0.02 mm. Es la fracción más grande del suelo, compuesta principalmente por granos de cuarzo más o menos meteorizados.

Limo: es una clase de partículas minerales de tamaño comprendido entre 0.02 y 0.002 mm. Su composición química es semejante a la de la arena.

Arcilla: es la fracción más pequeña; mientras que, la arena y el limo provienen del fraccionamiento físico de la roca, la arcilla proviene de la alteración química del material original.

La textura es un factor clave de las propiedades y funciones del suelo tales como: la capacidad de retención de agua y nutrientes, inmovilización de contaminantes, desarrollo de las raíces, la biodiversidad del suelo, agregación del suelo, porosidad y para los ciclos biogeoquímicos. Los efectos del cambio en el uso del suelo y las prácticas agrícolas en las propiedades del medio edáfico a menudo dependen de la textura de este. Además, presenta un papel clave en el intercambio de gases (respiración de las raíces y microorganismos) entre el suelo y la atmósfera: por lo tanto, la información detallada sobre la distribución espacial de la textura del suelo es esencial para el manejo agrícola sostenible, la protección del ambiente y la planificación hidrológica (Román *et al.*, 2016; Vinhal-Freitas *et al.*, 2017).

2.5.2. Densidad Aparente (DA)

Se define como la cantidad de masa de sólido que existe por unidad de volumen total de suelo; es decir, toma en cuenta el volumen que ocupan los sólidos y los poros. Es importante debido a su efecto directo sobre las propiedades del suelo

tales como: porosidad, disponibilidad de humedad en el suelo y conductividad hidráulica, y sus efectos indirectos sobre el crecimiento de las raíces y el rendimiento de los cultivos (Sequeira *et al.*, 2013; López y Estrada, 2015; Shiri *et al.*, 2017).

Diferentes factores como la profundidad, el contenido de materia orgánica o la compactación del suelo influyen en los valores de densidad aparente. En general, las diferencias presentes en los valores de DA se atribuyen principalmente a diferencias en la distribución del tamaño de las partículas presentes en los suelos (Salamanca y Sadeguián, 2005; Martín *et al.*, 2016).

Cuando la densidad aparente del suelo aumenta, se incrementa la compactación afectando las condiciones de retención de humedad y el crecimiento de las raíces. La DA es afectada por las partículas sólidas y por el espacio poroso, el cual a su vez está determinado principalmente por la materia orgánica del suelo. A medida que aumenta la MO y el espacio poroso, disminuye la DA y viceversa (Salamanca y Sadeguián, 2005; Martín *et al.*, 2016).

En suelos de textura fina la DA varía entre 1 y 1.2 g cm³; mientras que, en suelos arenosos es mayor y puede variar entre 1.2 y 1.6 g cm³. La naturaleza, las dimensiones y el arreglo de las partículas del suelo, además de otros factores relacionados con su formación, también influyen sobre los valores de la DA (Salamanca y Sadeguián, 2005; Martín *et al.*, 2016).

La densidad aparente varía dentro de los perfiles de suelo individuales debido a la presión ejercida por la maquinaria agrícola, las prácticas de manejo del suelo, la presión de sobrecarga y la actividad biológica. Esta heterogeneidad y otras limitaciones ambientales inducen variaciones en el sistema de raíces presente en el suelo (Tracy *et al.*, 2013).

2.6. Propiedades químicas del suelo

Son aquellas que pueden observarse y/o medirse a partir de cambios químicos que ocurren en el suelo. Estas propiedades describen el comportamiento de los elementos, sustancias y componentes que integran el suelo; entre ellas están el pH, capacidad de intercambio catiónico (CIC), conductividad eléctrica (CE), contenido de materia orgánica (MO) y de elementos (nutritivos o tóxicos) (López y Estrada, 2015).

2.6.1. pH

El pH determina el grado de absorción de iones H^+ por las partículas del suelo e indica si el suelo es alcalino o ácido. Es el indicador principal en la disponibilidad, movilidad, solubilidad y absorción de nutrientes para las plantas. Su valor en el suelo oscila entre 3.5 (muy ácido) a 9.5 (muy alcalino) (López y Estrada, 2015).

El pH del suelo es uno de los atributos químicos del suelo más importantes. Influye directamente en el crecimiento de las plantas, mediante la regulación de las actividades fisiológicas en la germinación de las semillas y el crecimiento de las raíces, e indirectamente, a través de sus efectos sobre la movilidad iónica, el equilibrio de precipitación y disolución, la actividad microbiana y disponibilidad de nutrientes del suelo y desempeña un papel importante en su disponibilidad y toxicidad para las plantas (Ferreira *et al.*, 2015; Wang *et al.*, 2017).

El pH también puede afectar la actividad de los microorganismos, alterando la velocidad de descomposición de la materia orgánica del suelo y, en consecuencia, la liberación de nutrientes. Por lo tanto, la determinación del pH del suelo es crucial en especial para el uso de suelos agrícolas (Bravo *et al.*, 2015; Ferreira *et al.*, 2015; Wang *et al.*, 2017).

Las concentraciones en el suelo y la disponibilidad de elementos minerales para las plantas generalmente disminuyen a medida que aumenta el

pH y el contenido de calcio. La biodisponibilidad de Cu, Zn, Ni, Cd y Pb se reduce significativamente en suelos con un pH superior a 7. Además, los exudados de raíz pueden inducir cambios en el pH de la rizósfera y esto podría influir en la disponibilidad de elementos minerales (Bravo *et al.*, 2015).

2.6.2. Conductividad Eléctrica (CE)

Los nutrientes en el suelo se absorben en forma iónica y al medir la conductividad eléctrica del suelo se puede proporcionar información sobre la cantidad de iones disueltos en el agua (Rusu *et al.*, 2019).

La CE, es la capacidad de la solución acuosa del suelo para transportar corriente eléctrica y es directamente proporcional al contenido de sales disueltas o ionizadas contenidas en la solución; generalmente se expresa en unidades de miliSiemens por metro (mS/m) y en ocasiones, se reporta en unidades de deciSiemens por metro (dS/m), que equivalen al valor de mS/m dividido por 100. Esta propiedad, puede servir como un indicador de la salinidad del suelo (López y Estrada, 2015).

La conductividad eléctrica de los suelos está fuertemente correlacionada con algunas propiedades de los suelos, incluida la mineralogía, la capacidad de intercambio de cationes, la distribución del tamaño de partícula, la relación de poros, el límite de líquido, el grado de saturación de aceite o agua y el contenido de agua, estas propiedades son capaces de conducir la corriente eléctrica e incidir en las características nutritivas del suelo. Estas propiedades están claramente asociadas con la salinidad del suelo y su estimación y predicción espacial representan un especial interés científico, para nuevas aplicaciones agrícolas o ambientales (Cortés *et al.*, 2013; Choo *et al.*, 2016; Han *et al.*, 2019).

Los resultados de la ciencia del suelo muestran que la conductividad eléctrica del suelo puede reflejar los parámetros de salinidad, humedad, contenido de materia orgánica, textura del suelo y porosidad en diferentes

grados, estos parámetros juegan un papel importante en el crecimiento de los cultivos agrícolas y la producción final (Cortés *et al.*, 2013; Choo *et al.*, 2016; Han *et al.*, 2019).

Las propiedades del suelo pueden tener una influencia directa o indirecta en la conductividad eléctrica. La influencia directa requiere una propiedad para alterar la conductividad de la fase líquida o sólida del suelo. Las propiedades del suelo, como la salinidad y el contenido de arcilla, influyen directamente en la CE debido al aumento de la conductividad de la fase líquida y sólida, respectivamente (Neely *et al.*, 2016).

2.6.3. Materia Orgánica (MO)

El concepto de materia orgánica del suelo se usa generalmente para referirse a los componentes de origen orgánico del suelo, incluyendo los tejidos animales y vegetales, los productos de su descomposición parcial y la biomasa del suelo. La dinámica de este complejo sistema está determinada por (Jordán, 2006):

1) El continuo aporte al suelo de restos orgánicos de origen vegetal y animal. Los compuestos orgánicos que son aportados al suelo según cualquiera de estas vías sufren en primer lugar una alteración mecánica, por acción de la fauna y los microorganismos del suelo.

2) Su continua transformación bajo la acción de factores de tipo biológico, físico y químico. Así, las moléculas orgánicas complejas (como proteínas o polisacáridos) son degradadas para obtener moléculas más sencillas (como aminoácidos u oligosacáridos). Algunos productos de esta degradación pueden sufrir la acción de procesos de reorganización por causa de los microorganismos del suelo.

Por estas razones, la materia orgánica constituye un conjunto de múltiples sustancias, en constante transformación y difíciles de definir, frente a los

componentes inorgánicos de la fase sólida del suelo, lo que unido a la diversidad de reacciones químicas que tienen lugar y a la heterogeneidad del medio, explica la gran diversidad de sustancias húmicas resultantes. El hecho de su constante transformación sirve como criterio de clasificación, atendiendo a su grado de evolución (Jordán, 2006).

La MO se encuentra en diferentes grados de descomposición y se distinguen dos fracciones: lábil y recalcitrante. La fracción lábil resulta más rápida de digerir para los microorganismos y tiene un plazo de permanencia más corto en el suelo. La fracción recalcitrante o humus, es más estable ya que está compuesta de compuestos químicos complejos (ácidos húmicos, fúlvicos y huminas); por lo que su permanencia en el suelo es por un periodo más largo que el de la fracción lábil. Algunos procesos donde interviene el humus son: regulación del pH, disminución de la lixiviación de nutrientes, aumento en la retención del agua, entre otros (López y Estrada, 2015).

Normalmente representa entre 1 a 6 % en peso, aunque esta proporción puede ser muy variable dependiendo del momento del año, uso de suelo y tipo de vegetación. Es de gran importancia por su influencia en la estructura, en la capacidad de retención de agua y nutrientes, y en los efectos bioquímicos que causa sobre las plantas (Jordán, 2006).

Una parte considerable de la materia orgánica está formada por microorganismos, que a su vez crecen a partir de restos, o de enmiendas orgánicas. Durante el proceso degradativo, la relación C/N disminuye, de modo que el contenido medio final en el humus está en torno al 5 % de nitrógeno (Jordán, 2006).

2.7. Propiedades bioquímicas del suelo

Las propiedades bioquímicas del suelo están relacionadas con la materia orgánica y con los organismos que viven en él, como las raíces de las plantas, lombrices, insectos, nemátodos, hongos, bacterias, etcétera. Las actividades de estos organismos están relacionadas con el movimiento de agua y minerales, y son fundamentales en la descomposición de la MO, en el ciclo de los nutrientes, en la síntesis de sustancias húmicas y en la fijación de N (López y Estrada, 2015).

Los estudios de las propiedades bioquímicas del suelo son muy sensibles y pueden proporcionar información inmediata y precisa sobre los cambios que pueden ocurrir en el suelo; mientras que, las propiedades físicas y químicas cambian muy lentamente y lleva muchos años obtener resultados significativos (Tejada y Benítez, 2020).

Como ya se ha mencionado los parámetros bioquímicos son sensibles a ligeras modificaciones que el suelo puede sufrir en presencia de cualquier agente degradante. Por lo tanto, siempre que deba evaluarse la sostenibilidad total de las funciones naturales del suelo y sus diferentes usos, los indicadores clave deben incluir parámetros biológicos y bioquímicos. Considerando el amplio número de propiedades biológicas y bioquímicas involucradas en el funcionamiento del suelo, se ha señalado la necesidad de considerar diferentes niveles de estudio que implican el uso de grupos específicos de propiedades (Gil-Sotres *et al.*, 2005).

Un nivel es el de la comunidad biótica, lo que implica el uso de propiedades relacionadas con la estructura de la población microbiana y clásicamente utilizadas para verificar la composición y distribución de diferentes grupos funcionales de microorganismos del suelo. Un segundo nivel involucra estudios de población, que considera la dinámica de organismos específicos o comunidades de organismos (indicadores biológicos). Un tercer nivel es el del ecosistema que considera el uso de propiedades que están relacionadas con los ciclos de bioelementos (C, N, P y S), especialmente cuando están relacionadas con la transformación de la materia orgánica en el suelo; en otras palabras,

propiedades relacionadas con el tamaño, la diversidad y la actividad de la biomasa microbiana, así como con la actividad de las enzimas hidrolíticas del suelo (Gil-Sotres *et al.*, 2005).

Las propiedades bioquímicas del suelo tales como; carbono y nitrógeno de la biomasa microbiana (CBM y NBM), la tasa de respiración basal (RB), el cociente metabólico microbiano (qCO_2) y las actividades enzimáticas son indicadores importantes del metabolismo microbiológico, el ciclo de nutrientes y el estrés ambiental (Xin *et al.*, 2020).

Los microorganismos del suelo son sensibles a las perturbaciones del medio edáfico y juegan un papel crucial en las funciones del ecosistema del suelo al regular el ciclo de los elementos nutrientes y la descomposición de la materia orgánica. La mayoría de los investigadores consideran que el proceso de erosión tiene un impacto negativo en las propiedades microbianas debido a la reducción de los nutrientes del suelo, e indican que la mineralización de la materia orgánica está controlada principalmente por la comunidad microbiana (Xiao *et al.*, 2017).

2.7.1. Mineralización del Nitrógeno

El Nitrógeno (N) es uno de los elementos ampliamente distribuidos en la naturaleza; es dinámico debido a que circula entre la atmósfera, el suelo y los organismos vivos. Entre los elementos que las plantas toman del suelo, el N es el de mayor importancia cuantitativa (Plasencia y Corbella, 2002).

La importancia del N en la nutrición de las plantas radica en que es un componente de la molécula de clorofila, de los aminoácidos, enzimas, vitaminas, hormonas y ácidos nucleicos, es esencial en la utilización de carbohidratos y estimula el desarrollo y la actividad radicular (Plasencia y Corbella, 2002).

La fuente principal de N es la atmósfera, donde es el gas predominante (79 % del volumen). El N atmosférico (N_2) es un gas diatómico muy inerte debido a su alta energía de enlace. Las plantas superiores no pueden utilizar el N del

aire. El proceso de convertir el N atmosférico en formas usables por las plantas se llama fijación (Plasencia y Corbella, 2002).

Las reservas de N en el suelo están constituidas por materia orgánica de descomposición rápida, compuestos húmicos de mineralización más lenta, una pequeña fracción se encuentra en combinaciones inorgánicas como NH_4^+ y NO_3^- y formas que son aprovechables por las plantas con más importancia tales como el NO_3^- (Plasencia y Corbella, 2002).

El contenido de nitrógeno orgánico en el suelo incluye gran variedad de formas, puede no estar disponible para las plantas en moléculas complejas o perderse por denitrificación, erosión del suelo, lixiviado, volatilización, y es importante en la composición y diversidad de las especies, en la dinámica y funcionamiento de la mayoría de los ecosistemas (Celaya-Michel *et al.*, 2011).

La mayor parte del nitrógeno del suelo se encuentra formando compuestos orgánicos quedando disponible para las plantas a través del proceso de mineralización (Plasencia y Corbella, 2002).

Se denomina mineralización al proceso mediante el cual el nitrógeno orgánico del suelo es transformado por los microorganismos del suelo a formas inorgánicas (amonio y nitrato). El primer producto de la mineralización es el amoniaco (NH_3^+) el cual puede adquirir un hidrógeno y formar amonio (NH_4^+), que puede ser fijado por las arcillas del suelo o por la materia orgánica, volatilizado como amoniaco, asimilado por plantas o microorganismos, lixiviado u oxidado por bacterias autotróficas mediante el proceso de nitrificación, en donde pierde dos átomos de hidrógeno para formar nitrito (NO_2^-) y luego nitrato (NO_3^-). Parte de estas formas inorgánicas son tomadas por los microorganismos incorporándolas a su biomasa y es llamada inmovilización (Celaya-Michel *et al.*, 2011).

El nitrato puede pasar al proceso de denitrificación donde se convierte a óxido nitroso (N_2O) y nitrógeno elemental (Celaya-Michel *et al.*, 2011). La cantidad total de nitrógeno liberada de la materia orgánica es llamada

mineralización gruesa o bruta, mientras que la cantidad resultante después de eliminar la inmovilización microbiana se denomina mineralización neta y se expresa como la tasa de cambio en un periodo de tiempo (Celaya-Michel *et al.*, 2011).

2.7.2. Carbono de la biomasa microbiana

La biomasa microbiana total incluye todos los organismos del suelo vivos y no vivos menores entre 150-200 μm . La cantidad total de biomasa microbiana es relativamente pequeña (50-2000 $\mu\text{g C g}^{-1}$ suelo). Tiene un promedio de 2-3 % y generalmente no supera el 4.5 % del contenido de C orgánico. Los microorganismos muertos se encuentran en un estado irreversible en el que no puede producirse crecimiento, alargamiento celular o síntesis de proteínas. Las células muertas, o necromasa microbiana, actúa como un grupo adicional de sustrato disponible, pero no contribuyen activamente a ningún proceso biogeoquímico. La necromasa microbiana es una fracción de la MOS fácilmente disponible y es muy dinámico debido a la reutilización permanente del C microbiano, que puede ser mineralizado en CO_2 , incorporado en microorganismos o transformado en MOS estabilizada (Blagodatskaya y Kuzyakov, 2013).

Solo una pequeña porción de la biomasa microbiana total mantiene un estado activo en el suelo sin un aporte de sustratos fácilmente disponibles: mientras que, una gran proporción de células vivas están inactivas. Se define a la biomasa microbiana activa como la porción de la biomasa microbiana total que está involucrada en la utilización actual de sustratos, responde fácilmente a la entrada de sustrato, por ejemplo, por respiración, produciendo enzimas y la que se encuentra en crecimiento y reproducción (Blagodatskaya y Kuzyakov, 2013).

La biomasa microbiana tiene un papel clave en el recambio de carbono y nitrógeno en los suelos. Cuando los microorganismos descomponen materia orgánica se liberan formas disponibles de compuestos que pueden ser absorbidos por las plantas. Por lo tanto, es esencial para la mineralización de

carbono y la estabilización de la materia orgánica al catalizar muchas reacciones enzimáticas. Por ejemplo, las actividades de proteasa, deshidrogenasa y fosfatasa en el suelo tienen relaciones críticas con el reciclaje de nitrógeno, carbono y fósforo, respectivamente (Hamdi *et al.*, 2019).

Si bien la biomasa microbiana generalmente constituye menos del 5 % de la materia orgánica del suelo, desempeña muchas funciones críticas en el ecosistema del suelo, entre las cuales se puede señalar lo siguiente: es tanto una fuente como un sumidero de nutrientes, participa en las transformaciones C, N, P y S, desempeña un papel activo en la degradación de compuestos orgánicos xenobióticos y en la inmovilización de metales pesados, participa en la formación de la estructura del suelo, etcétera (Gil-Sotres *et al.*, 2005).

La biomasa microbiana del suelo proporciona una indicación sensible y temprana de los cambios en la calidad del suelo por lo que ha sido incluida en muchos programas de monitoreo del suelo debido a su relación directa con la fertilidad y la construcción y estabilización de la estructura del medio edáfico, ya que responde mucho más rápido en comparación con la materia orgánica total del suelo. (Andrés *et al.*, 2011; Singh *et al.*, 2016).

2.7.3. Actividad respiratoria del suelo

La actividad respiratoria del suelo es uno de los componentes clave del ciclo del carbono en los ecosistemas terrestres reconocido como el segundo mayor flujo de carbono desde los ecosistemas terrestres hacia la atmósfera (Zeng *et al.*, 2016).

Es definida como la liberación de CO₂ del suelo a la atmósfera a través de las raíces de las plantas (respiración autótrofa), los microorganismos y la fauna del suelo asociada con la descomposición de la materia orgánica (respiración heterótrofa).

Dos etapas de la respuesta respiratoria se cuantifican bajo el título de respiración basal del suelo dentro de la literatura: 1) una tasa inicial de respiración y 2) la respuesta de crecimiento (Creamer *et al.*, 2014; Feng y Zhu, 2019; Yao *et al.*, 2019).

Se ha informado que la contribución de la respiración autótrofa junto con la respiración total del suelo tiene un amplio rango (10-90 %). La respiración autótrofa depende en gran medida de la biomasa de raíces finas, la productividad primaria de la planta, la fotosíntesis y la asignación de fotosintatos a las raíces; mientras que, la respiración heterótrofa está influenciada principalmente por la disponibilidad de sustrato de carbono, como los detritos subterráneos, el carbono orgánico del suelo y el contenido de nutrientes se consideran un factor clave en los procesos de mineralización y descomposición de la materia orgánica (Zeng *et al.*, 2016; Jozefowska *et al.*, 2017).

La materia orgánica activa, que representa alrededor del 10-20 % de la materia orgánica total del suelo, está constituida por microorganismos responsables de los procesos de descomposición de los sustratos orgánicos (fracción lábil) y de la resíntesis de sustancias que dan origen a otros productos metabólicos como mucílagos, gomas, ácidos, enzimas, polisacáridos extracelulares y por supuesto CO₂ (Vásquez *et al.*, 2013).

De tal manera que la medición del dióxido de carbono respirado es una estimación de la actividad y, por lo tanto, de la presencia microbiana; tal actividad varía en función de diferentes factores, como el uso del suelo, mineralogía, cobertura vegetal, prácticas de manejo, calidad de los residuos que entran al sistema (Vásquez *et al.*, 2013).

Debido a la complejidad de la comunidad microbiana del suelo, así como a la variabilidad del material orgánico presente en los mismos e importantes en la respiración, se considera una de las mejores opciones para determinar cuantitativamente la actividad microbiana del medio edáfico. Por lo tanto, la respiración del suelo también se usa ampliamente como un indicador de la

calidad del suelo y el grado de desarrollo del suelo y especialmente la dinámica del ciclo del carbono (Jozefowska *et al.*, 2017).

Se ha encontrado que además de la temperatura, humedad y disponibilidad de carbono, la erosión del suelo afecta la respiración y concentración de C presente en el mismo. Además de estos, muchos factores abióticos y bióticos, como la disolución de carbonatos, así como los exudados de raíz y la actividad faunística, también pueden tener un efecto sobre la respiración del suelo. Cabe mencionar que la respiración del suelo también se relaciona con las propiedades de la comunidad microbiana del suelo, como la biomasa microbiana y la composición de la comunidad microbiana (Jozefowska *et al.*, 2017; Shi *et al.*, 2019).

La adición de biosólidos estimula la evolución de C-CO₂, lo que sugiere un aumento en la mineralización de C y la actividad microbiana total, como resultado de la cantidad de C agregado al suelo lo que sugiere un efecto positivo sobre esta propiedad bioquímica a causa de la adición de estos biosólidos (Saviozzi *et al.*, 2002).

2.7.4. Coeficiente metabólico ($q\text{CO}_2$)

Entre los índices simples más utilizados se encuentran el cociente metabólico ($q\text{CO}_2$), el cociente de la tasa de mortalidad y la relación entre las propiedades bioquímicas y el contenido total de C y N en el suelo (actividades específicas si la propiedad bioquímica utilizada es una actividad enzimática) o el contenido de C-biomasa (Gil-Sotres *et al.*, 2005).

El $q\text{CO}_2$ es quizás el más popular de estos índices simples; representa la cantidad de sustrato que se mineraliza por unidad de carbono de biomasa microbiana y por unidad de tiempo, y fue utilizado inicialmente por Anderson y Domsch (1985). En general, en un ecosistema alterado el valor de $q\text{CO}_2$ aumenta en relación con un ecosistema estable (Gil-Sotres *et al.*, 2005).

La descomposición de la MO por actividad microbiana podría evaluarse con el cociente metabólico microbiano ($q\text{CO}_2$), que se estima mediante la respiración del suelo a escala de biomasa microbiana (Liu *et al.*, 2016).

El coeficiente metabólico representa los requerimientos del mantenimiento energético de las comunidades microbianas, se encuentra entre los indicadores de calidad del suelo más utilizados en combinación con el coeficiente $\text{C}_{\text{mic}}:\text{C}_{\text{org}}$ que refleja el carbono disponible para el crecimiento microbiano. $q\text{CO}_2$ disminuye y $\text{C}_{\text{mic}}:\text{C}_{\text{org}}$ aumenta a medida que la comunidad avanza hacia la madurez, si sucede lo contrario entonces la comunidad está presentando estrés (Andrés *et al.*, 2011).

El cociente metabólico microbiano ($q\text{CO}_2$) indica qué tan eficientemente la biomasa microbiana está utilizando C disponible para la biosíntesis y se considera un indicador sensible para estimar la actividad biológica y la calidad del sustrato (Saviozzi *et al.*, 2002).

2.7.5. Cinética del Carbono

El carbono orgánico es esencial para la actividad biológica del suelo. Proporciona recursos energéticos a los organismos del suelo (OS), mayoritariamente heterótrofos, en forma de carbono lábil (hidratos de carbono o compuestos orgánicos de bajo peso molecular). Por otro lado, los OS descomponen los residuos orgánicos participando activamente en los ciclos de muchos elementos utilizados por las plantas. Además, los OS participan en la formación y estabilización de la estructura y porosidad del suelo (Martínez *et al.*, 2008).

La actividad biológica actúa en la solubilización, movilización y disponibilidad de nutrientes para las plantas y es un indicador de cambios tempranos que modifican la dinámica de nutrientes antes que estos puedan ser detectados por análisis químicos (Martínez *et al.*, 2008).

La actividad microbiana, comúnmente se estudia mediante la biomasa microbiana, la actividad enzimática y la actividad respiratoria o producción de CO₂ (Martínez *et al.*, 2008). La actividad respiratoria medida por la producción de CO₂ (C_{min}) es un indicador de la actividad de los organismos aeróbicos del suelo y es considerada un parámetro sensible para monitorear la mineralización de la MO (García-Gil *et al.*, 2004; Martínez *et al.*, 2008).

Debido a la importancia que tiene el C en los suelos, la adaptación de las ecuaciones cinéticas a las curvas de mineralización permite el cálculo de la fracción C potencialmente mineralizable y su tasa de mineralización utilizando modelos cinéticos para describir los efectos de la adición de las enmiendas (Pedra *et al.*, 2007).

El modelo cinético de primer orden se ha aplicado ampliamente en estudios de mineralización de C, debido a su versatilidad, donde la cantidad de descomposición de la enmienda es directamente proporcional a la cantidad presente en cualquier momento. Aunque también se han presentado alternativas a este modelo, la mayoría de estas incluyen varias reservas orgánicas de diferentes grados de estabilidad (Pedra *et al.*, 2007).

Respecto a la adición de biosólidos se ha encontrado que su incorporación estimula la evolución de C-CO₂ lo que sugiere que estas enmiendas aumentan la mineralización de C y la actividad microbiana total, como resultado de la cantidad de C agregado al suelo (Saviozzi *et al.*, 2002).

Finalmente es importante mencionar que modelar la cinética de mineralización en el suelo generalmente implica predecir una fracción activa de materia orgánica y una tasa constante para estimar la tasa de mineralización del sustrato (Carabassa *et al.*, 2017).

3. JUSTIFICACIÓN

El Estado de México es uno de los que presenta suelos con un gran porcentaje de erosión hídrica (81.19 %) y a su vez suelos erosionados por extracción minera (principalmente arena) lo que conlleva a la reducción e incluso pérdida de la fertilidad del medio edáfico. A su vez, la cantidad de biosólidos generados diariamente es creciente, por lo que se les debe dar un uso adecuado, y la adición de estos residuos a suelos erosionados resulta ser una alternativa viable debido al aporte de nutrientes, MO y a los bajos costos que implica su incorporación. En conjunto con lo antes mencionado se puede evaluar el efecto de estos residuos orgánicos a través de las propiedades bioquímicas del medio edáfico como una posible alternativa de restauración.

4. HIPÓTESIS

Si la adición de biosólidos incrementa la actividad microbiana a corto plazo esto se verá reflejado en un aumento de la mineralización de N, CBM, RB y actividades enzimáticas entonces tendrá un efecto positivo tanto en estas propiedades como en las físicas y químicas.

5. OBJETIVOS

General

Evaluar el efecto de la adición de biosólidos sobre la mineralización del nitrógeno, carbono de la biomasa microbiana, respiración basal, cinética del C y actividad enzimática de la catalasa en suelo con erosión hídrica y por extracción minera a partir de su monitoreo y estimación por 360 días como una alternativa para su restauración.

Particulares

Determinar el efecto de la adición de diferentes dosis de biosólidos en la mineralización de N, actividad respiratoria y carbono de la biomasa microbiana de suelos erosionados a diferentes tiempos.

Analizar el estrés en la actividad microbiana del suelo a causa de la incorporación de diferentes dosis de biosólidos a través del cociente metabólico ($q\text{CO}_2$) a diferentes tiempos.

Calcular la cinética del Carbono para observar cómo se llevó a cabo la velocidad de mineralización del C en suelo adicionado con diferentes dosis de biosólidos a través del tiempo.

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1. Ubicación de las zonas de muestreo

Se establecieron dos zonas de muestreo (**Imagen 1 y 2, anexos**) en el Municipio Jiquipilco, Estado de México (**Figura 1**) en función del tipo de erosión. La ubicación del suelo con nivel fuerte de erosión hídrica (H) se tomó del trabajo realizado por Bolaños-González *et al.* (2016), en donde evaluaron las pérdidas de carbono orgánico a nivel nacional a causa de la erosión hídrica (19° 31' 36'' N, 99° 41' 23'' W, con altitud de 2723 m). La segunda zona fue en suelo erosionado por explotación minera (M), de manera particular arena (19° 32' 35'' N, 99° 43' 54'' W, con altitud de 2746 m). El clima de la zona se caracteriza por ser templado subhúmedo con lluvias en verano C(w₂)w, con temperatura media anual de 16.5 °C y precipitación de 1128 mm (García, 2004). El suelo para ambos sitios se clasifica como Phaeozem háplico (INEGI, 1982).

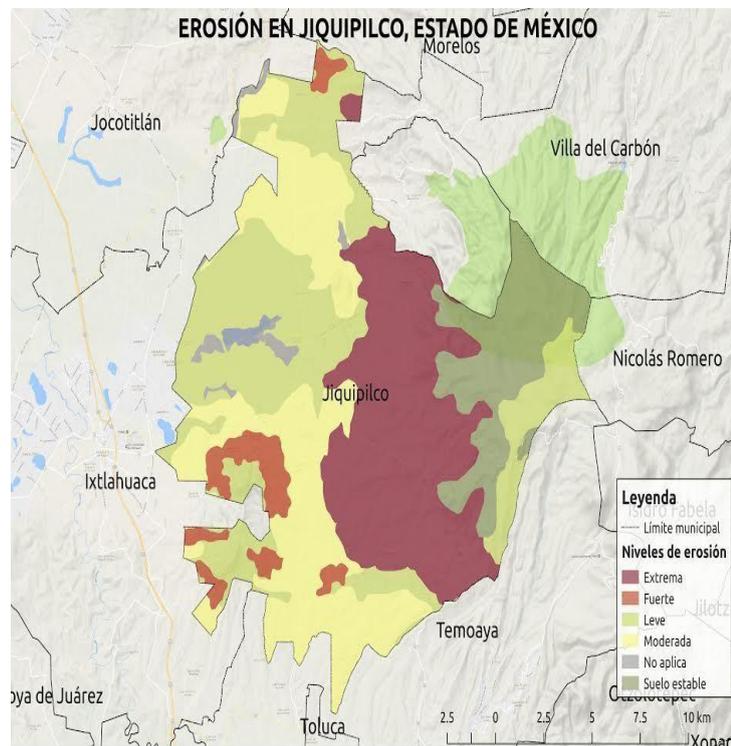


Figura 1. Niveles de erosión presentes en el municipio de Jiquipilco, Estado de México (Bolaños *et al.*, 2016).

6.2. Toma de muestras de suelo y biosólido

En ambas zonas de estudio se colectaron bloques de suelo (monolitos) de 28 cm (largo) x 9 cm (ancho) x 16 cm (alto) con ayuda de cincel, pala y martillo, los cuales fueron colocados de manera individual en recipientes de plástico (cuyas medidas fueron 35 cm (largo) x 30 cm (alto) y 12 cm (ancho) identificados, para ser transportados al laboratorio de Edafología y Ambiente de la Facultad de Ciencias, UAEMéx (**Imagen 3** a, b y c ver anexos).

Los biosólidos se tomaron directamente del filtro prensa de la planta de tratamiento de aguas residuales municipales Toluca Norte perteneciente a Operadora de Ecosistemas S.A. de C.V. Se colectaron aproximadamente 40 Kg que se depositaron en bolsas de polietileno.

6.3. Diseño experimental

Se emplearon tres dosis de biosólidos (0, 25 y 40 t ha⁻¹) para cada suelo erosionado, de tal manera que se tuvieron 3 tratamientos para el suelo con erosión hídrica (H₀, H₂₅ y H₄₀) y 3 para el suelo con erosión minera (M₀, M₂₅ y M₄₀) con 4 repeticiones para cada uno bajo un diseño en bloques completamente aleatorio a nivel laboratorio (**Imagen 4**, ver anexos).

Los biosólidos fueron aplicados a cada unidad experimental en peso húmedo (la cantidad de biosólido no fue la misma dado que el peso de cada monolito vario) y cada recipiente fue regado con agua corriente (aproximadamente 500 mL) de dos a tres veces por semana. Los lixiviados resultantes fueron desechados.

6.4. Análisis de laboratorio

Se seleccionó una muestra compuesta de 2 kg para cada zona de suelo erosionado a una profundidad de 0-20 cm antes del montaje del experimento,

para su caracterización física y química. Estas muestras, así como una muestra compuesta de biosólido fueron secadas a temperatura ambiente, molidas y tamizadas a 2 mm.

Los análisis de laboratorio fueron: textura por el método de Bouyoucos (AS-09), densidad aparente (método de la probeta), pH medido en agua en una relación 1:2.5 (Método AS-02), Conductividad Eléctrica (Método AS-18) y MO por el método Walkley y Black (Método AS-07), todos ellos con base en la NOM 021-2000-RECNAT.

Las determinaciones bioquímicas se llevaron a cabo en cada uno de los tratamientos a los 7, 30, 180, 360 días después de la aplicación del biosólido, para ello se tomaron muestras de suelo a 0-20 cm de profundidad en cada uno de los monolitos con un sacabocados hecho a base de PVC; las muestras se colocaron en bolsas de polietileno previamente etiquetadas y se congelaron a 24 °C para su posterior análisis.

Los análisis bioquímicos realizados fueron: mineralización del nitrógeno mediante extracción con KCl 2 N (Método AS-08, NOM-021-RECNAT-2000), carbono de la biomasa microbiana por el método de fumigación-extracción Vance *et al.* (1987), respiración basal del suelo mediante la determinación de la emisión de CO₂ por el método de Kassem y Nannipieri (1995) y cinética de la mineralización del C por el método de Gil-Sotres (1992). Asimismo, se calculó el coeficiente metabólico (q_{CO_2}) como la cantidad de C-CO₂ emitido por unidad de biomasa por hora reportado para 24 días. Este se calcula dividiendo la actividad respiratoria entre la biomasa microbiana por el número de horas equivalentes a los días en los que se midió la actividad respiratoria (Anderson y Domsch, 1993).

6.5. Análisis estadístico

Se aplicó un ANOVA para un diseño en bloques completamente aleatorio y una prueba de Tukey para detectar diferencias significativas en las variables medidas en función de los tratamientos empleados. Asimismo se realizó una prueba de

comparación de pendientes para detectar diferencias significativas en la velocidad de mineralización del C.

Los análisis se hicieron con un nivel de confianza de 95% empleando el paquete estadístico Statgrapichs Centurion 5.0.

7. RESULTADOS

7.1. Caracterización fisicoquímica de suelo y biosólido

La **Tabla 4** muestra la caracterización fisicoquímica de los dos suelos erosionados (H Y M) y el biosólido. La textura para H fue franco- arcillosa y para M franco-arcillo-arenosa. La densidad aparente obtenida fue de 1.02 y 1.13 g/ml para H y M respectivamente. El pH para ambos suelos se clasificó como moderadamente ácido. Se presentaron efectos despreciables de salinidad en ambos suelos. La materia orgánica fue considerada de clase media en ambos suelos de acuerdo a la NOM-021- (SEMARNAT, 2000). El biosólido presentó un pH de 6.41, una conductividad eléctrica de 3.70 y un 45.09 % de materia orgánica.

Tabla 4. Caracterización fisicoquímica de suelo con erosión hídrica, suelo con erosión minera y biosólido

Parámetro	Suelo con erosión hídrica	Suelo con erosión minera	Biosólido
Clase Textural	Franco-Arcilloso	Franco-Arcilloso-Arenoso	ND
Arena (%)	43.7	55.4	ND
Limo (%)	22.6	16.0	ND
Arcilla (%)	33.6	28.6	ND
Densidad aparente (g/ml)	1.02	1.13	ND
pH	5.55 ± 0.21	6.40 ± 0.11	6.41 ± 0.02
CE (ds/cm)	0.14 ± 0.08	0.08 ± 0.01	3.70 ± 0.28
MO (%)	2.24 ± 0.15	1.61 ± 0.28	45.09 ± 0.02

Promedio ± error estándar, CE: Conductividad eléctrica; MO: Materia orgánica; ND: No Determinado

7.2. Propiedades bioquímicas

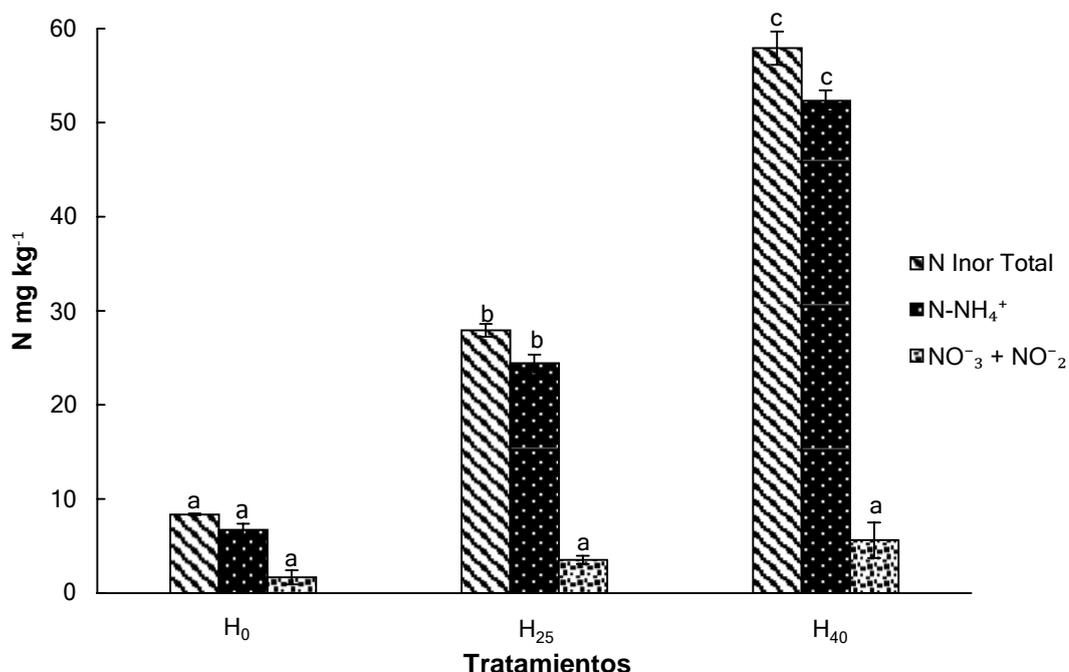
7.2.1 Mineralización del Nitrógeno

La aplicación de los biosólidos incrementó significativamente la mineralización del nitrógeno en ambos suelos, siendo 7 días después de la aplicación de cada uno de los tratamientos el tiempo en donde se presentó el mayor aumento. La dosis con mayor contenido de N total, NH_4^+ y $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ en los dos suelos fue la que correspondió al tratamiento con 40 t ha^{-1} mostrando valores significativamente diferentes ($p < 0.05$) respecto a los demás tratamientos.

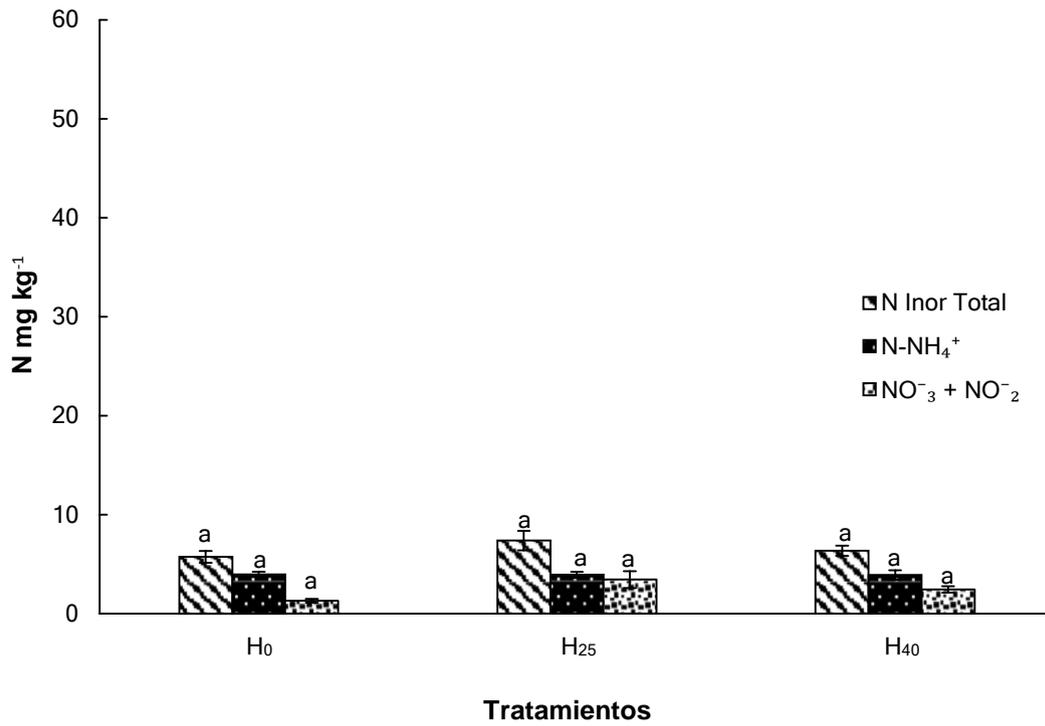
Posteriormente la mineralización del nitrógeno disminuyó en 30, 180 y 360 días después de la aplicación de los biosólidos (**Figuras 2 y 3**).

Los valores de N total, NH_4^+ y $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ oscilaron entre 1.19 y 57.91 mg Kg^{-1} para H; mientras que, para M fue entre 1.15 y 43.73 mg Kg^{-1} .

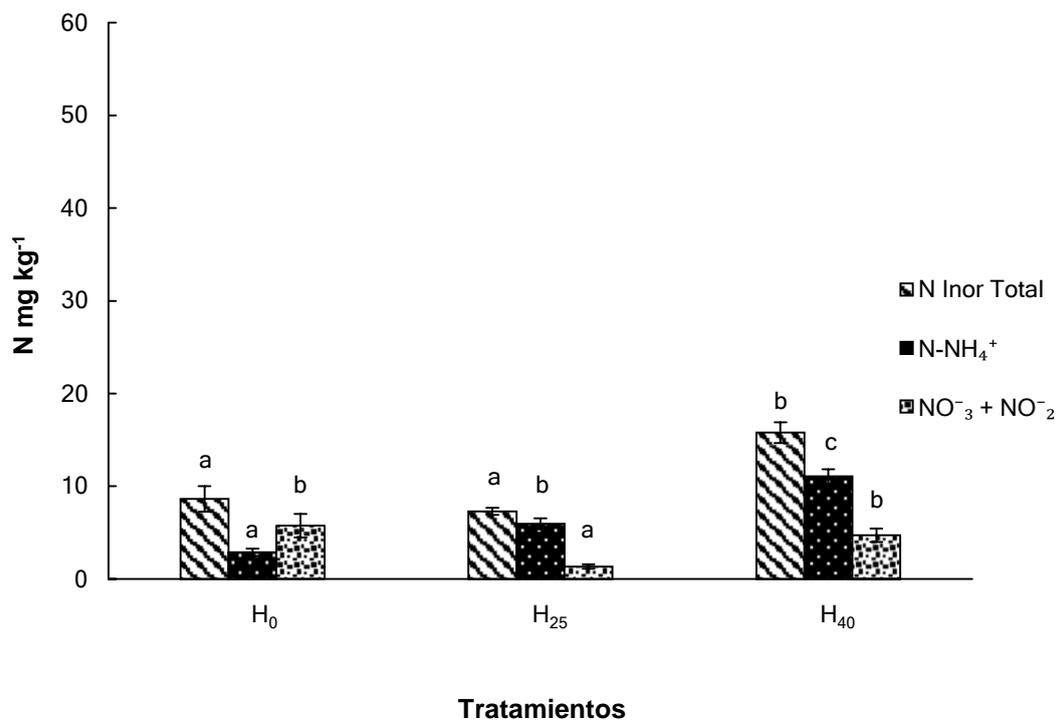
a) 7 días



b) 30 días



c) 180 días



d) 360 días

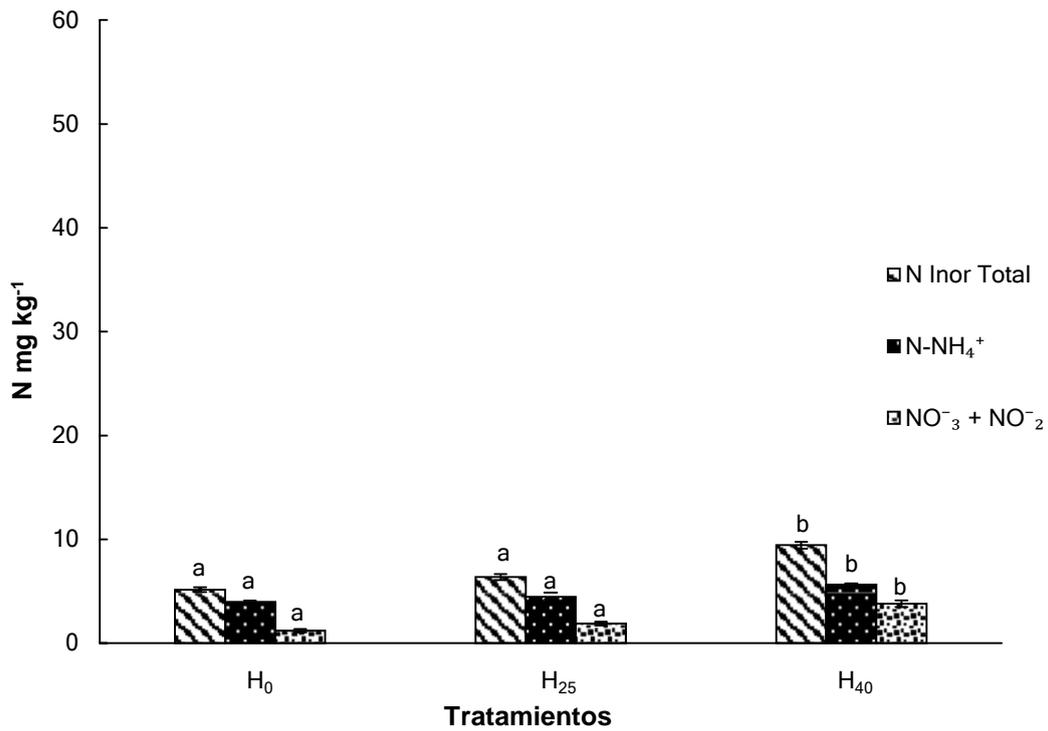
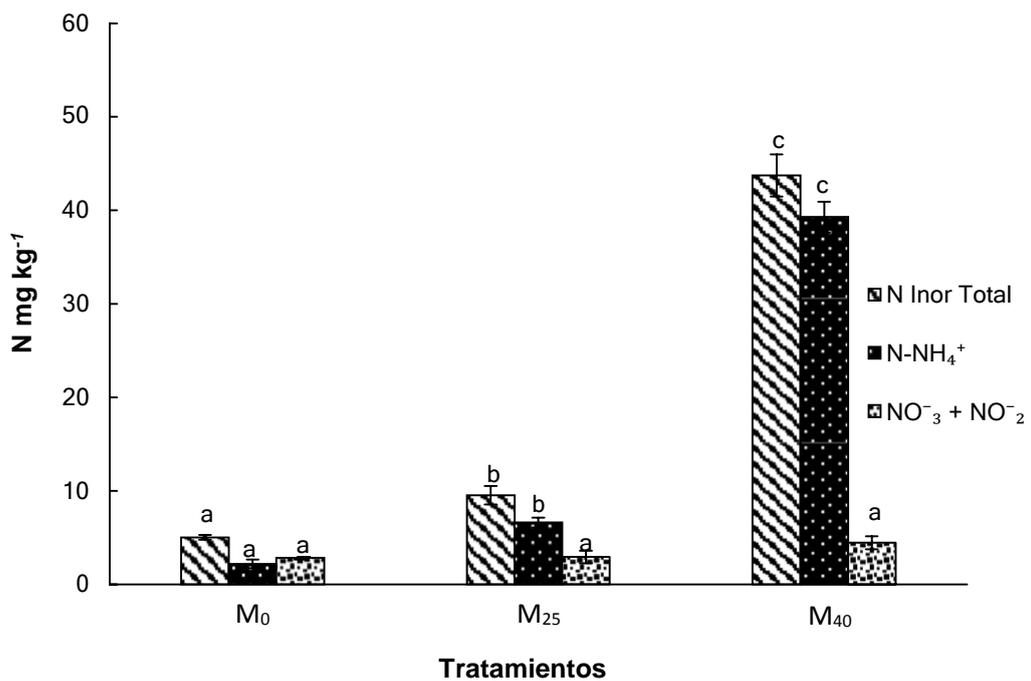
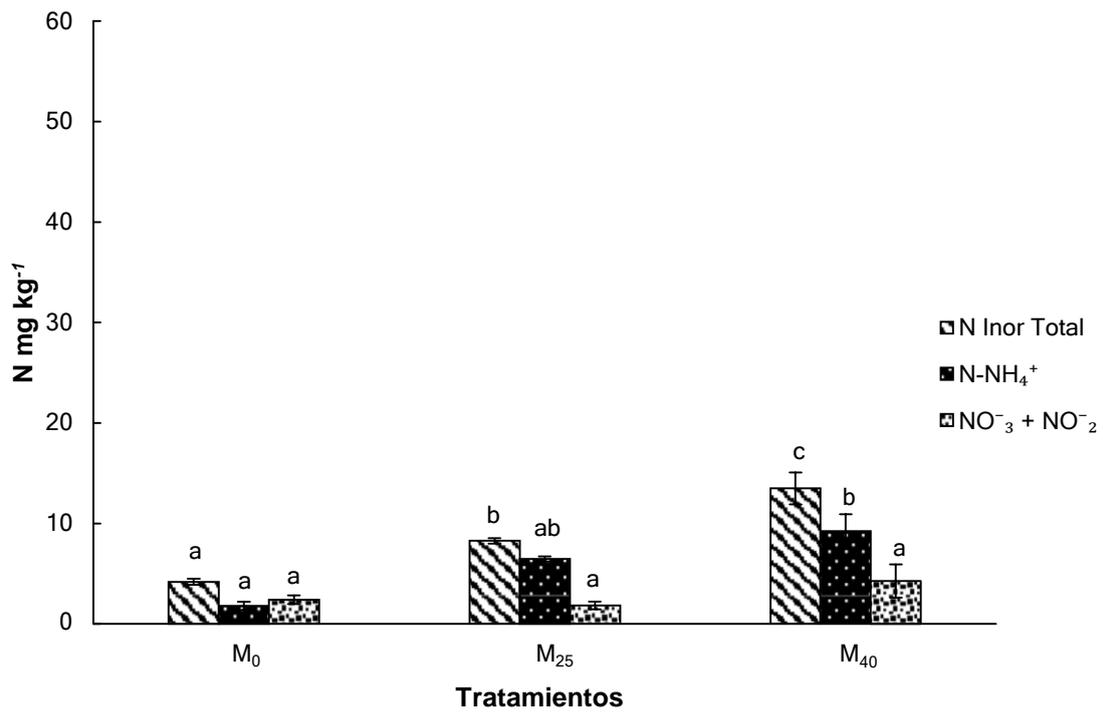


Figura 2. Mineralización de Nitrógeno en suelo con erosión hídrica enmendado con biosólidos H₀ (control con 0 t ha⁻¹ de biosólido), H₂₅ (25 t ha⁻¹ de biosólido) y H₄₀ (40 t ha⁻¹ de biosólido) después de a) 7, b) 30, c) 180 y d) 360 días de la aplicación del biosólido. Promedio ± error estándar, barras iguales con letras diferentes denotan diferencias significativas (p<0.05).

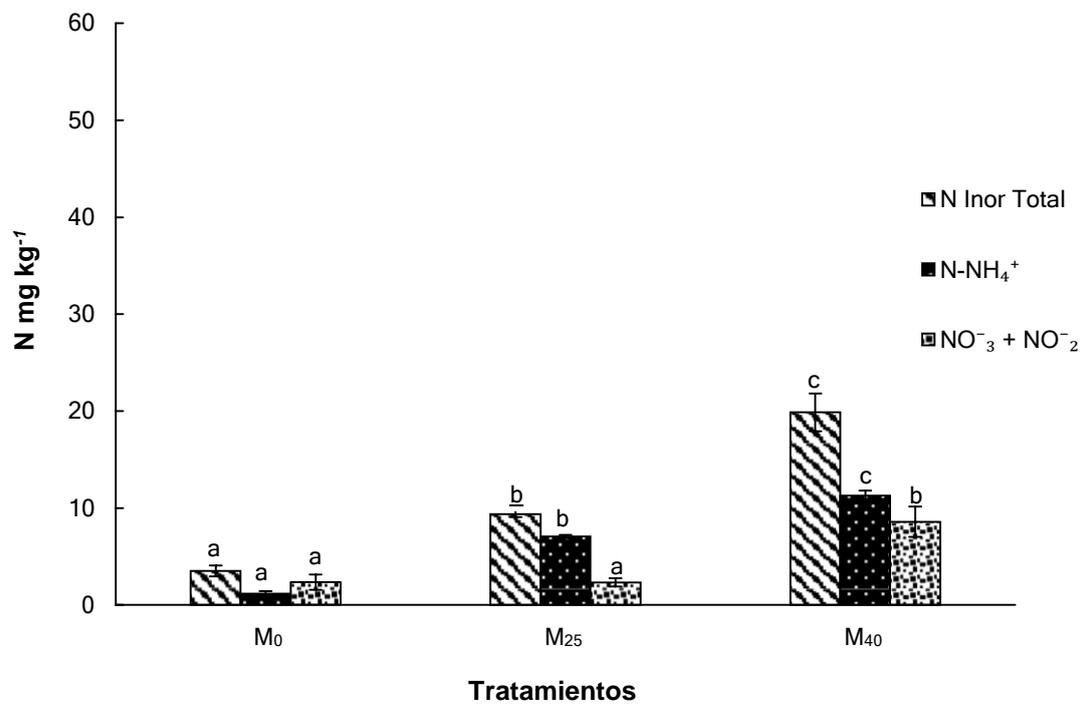
a) 7 días



b) 30 días



c) 180 días



d) 360 días

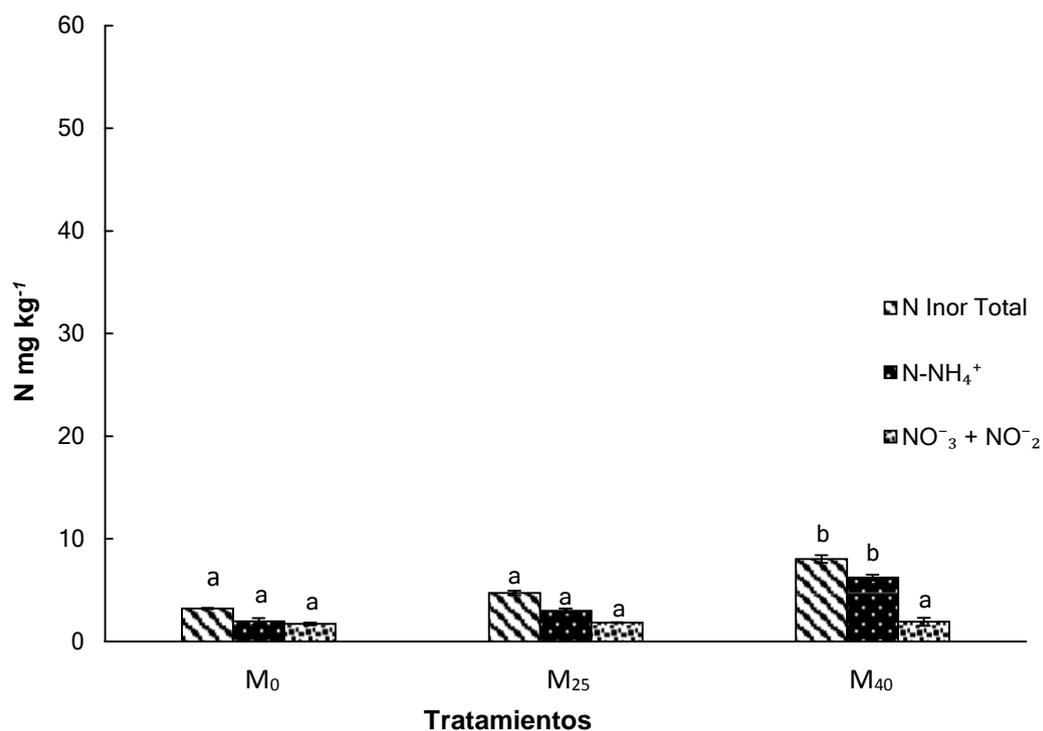


Figura 3. Mineralización de Nitrógeno en suelo con erosión minera enmendado con biosólidos M₀ (control con 0 t ha⁻¹ de biosólido), M₂₅ (25 t ha⁻¹ de biosólido), M₄₀ (40 t ha⁻¹ de biosólido) después de a) 7, b) 30, c) 180 y d) 360 días de la aplicación del biosólido. Promedio ± error estándar, barras iguales con letras diferentes denotan diferencias significativas (p<0.05).

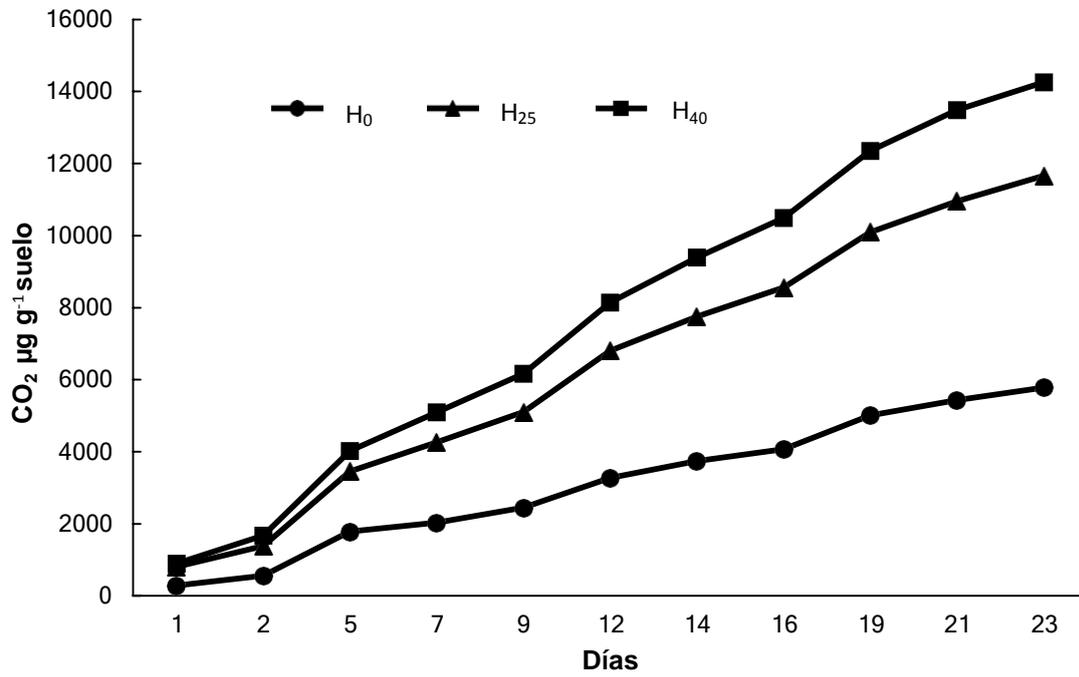
7.2.2. Actividad respiratoria

La actividad respiratoria de los dos suelos erosionados fue medida por un periodo de 23 días. Los resultados mostraron para ambos suelos que a mayor dosis de biosólido adicionado mayor actividad respiratoria RB, de manera que H₄₀ y M₄₀ presentaron los valores significativamente más altos y diferentes a los demás tratamientos ($p < 0.05$). La tasa de respiración basal más alta para ambos suelos erosionados se presentó durante los primeros 5 días de incubación, posterior a este tiempo la tasa de respiración disminuyó (**Figuras 4 y 5**). Con lo que respecta al tiempo, el mayor aumento de RB se observó durante los primeros 7 días después de la adición de los biosólidos respecto a los otros tiempos (30, 180 y 360 días).

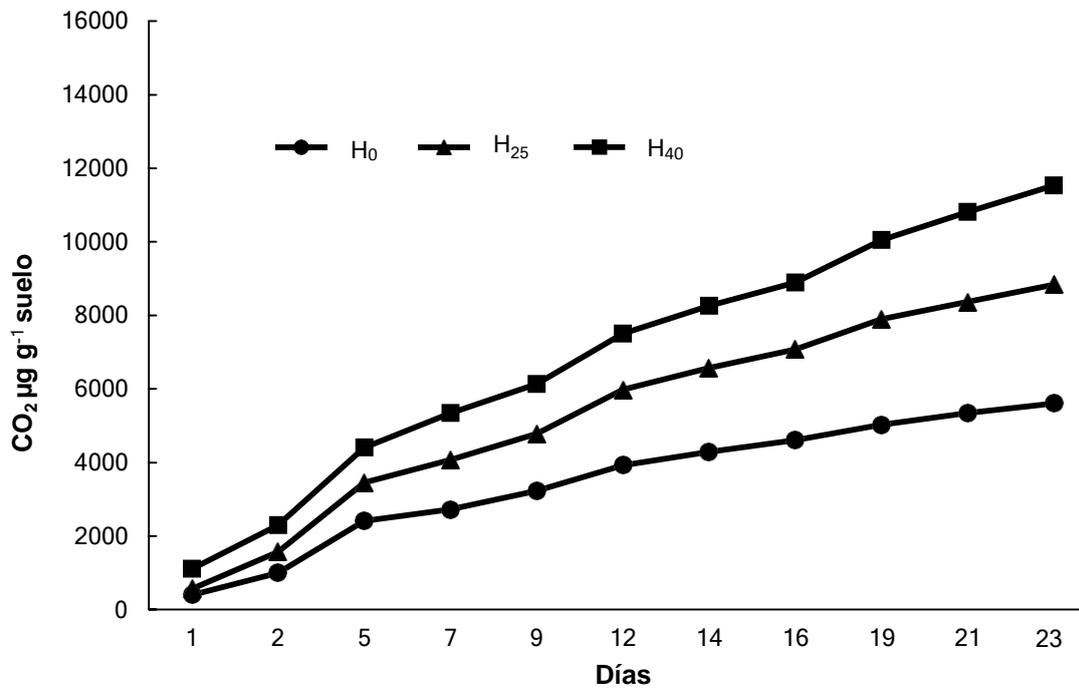
Los valores de la actividad respiratoria oscilaron entre 1,397.94 y 14,262.30 $\mu\text{g CO}_2 \mu\text{g}^{-1}$ para el suelo con erosión hídrica (**Figura 4**) y entre 1,897.35 y 13,763.60 $\text{CO}_2 \mu\text{g}^{-1}$ para el suelo con erosión minera (**Figura 5**).

A los 7 días, el tratamiento H₄₀ fue mayor en un 18 % y 60 % con relación a los tratamientos H₂₅ y H₀ respectivamente. En el caso del suelo erosionado por extracción minera el tratamiento M₄₀ presentó un incremento del 37 % y 59 % con respecto a los tratamientos M₂₅ y M₀. De la misma manera a los 360 días el suelo con erosión hídrica presentó el mayor incremento de RB en el tratamiento con la dosis más alta (H₄₀) superando a H₂₅ y H₀ en un 53 % y 75 % respectivamente. En el suelo con erosión por extracción minera sucedió lo mismo ya que el tratamiento con la dosis más alta M₄₀ presentó incrementos de 30 % y 47 % con respecto a M₂₅ y M₀.

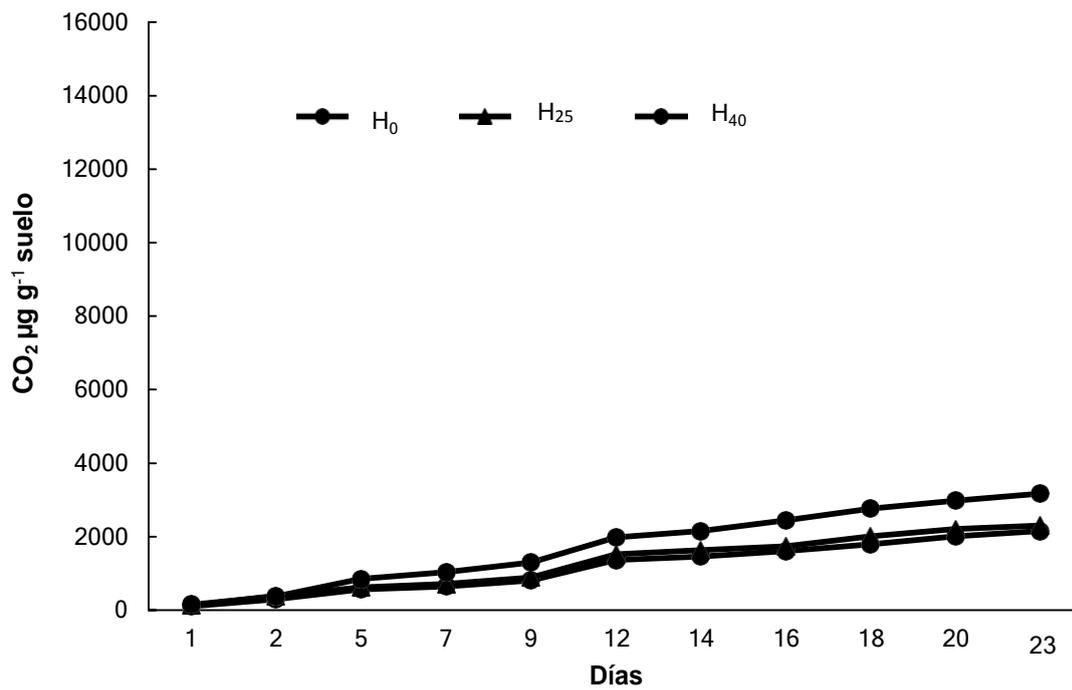
a) 7 días



b) 30 días



c) 180 días



d) 360 días

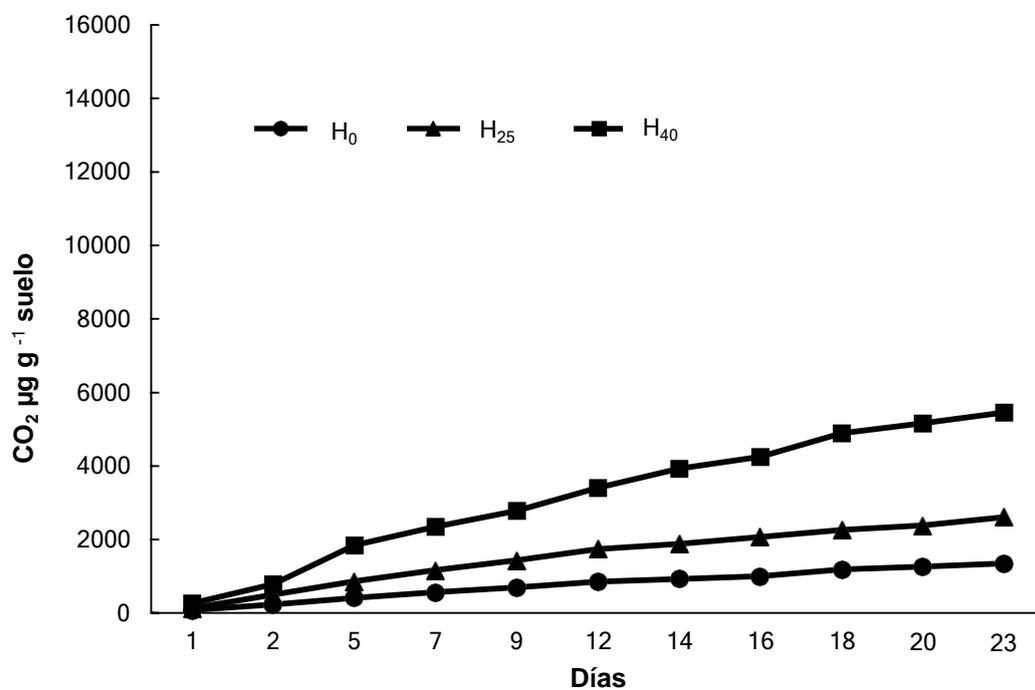
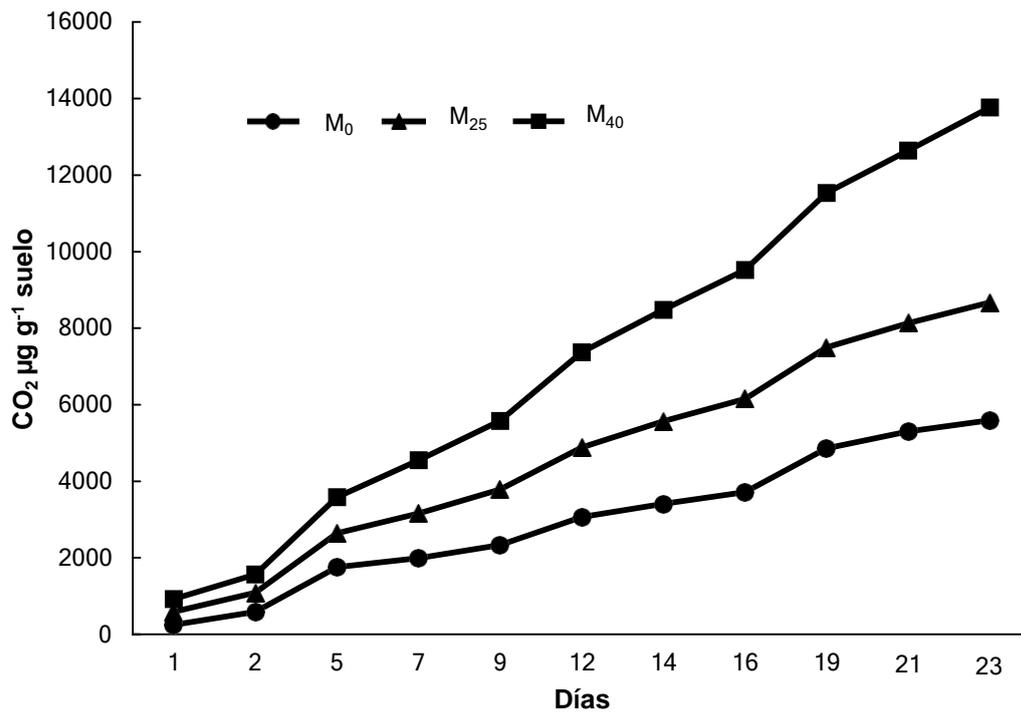
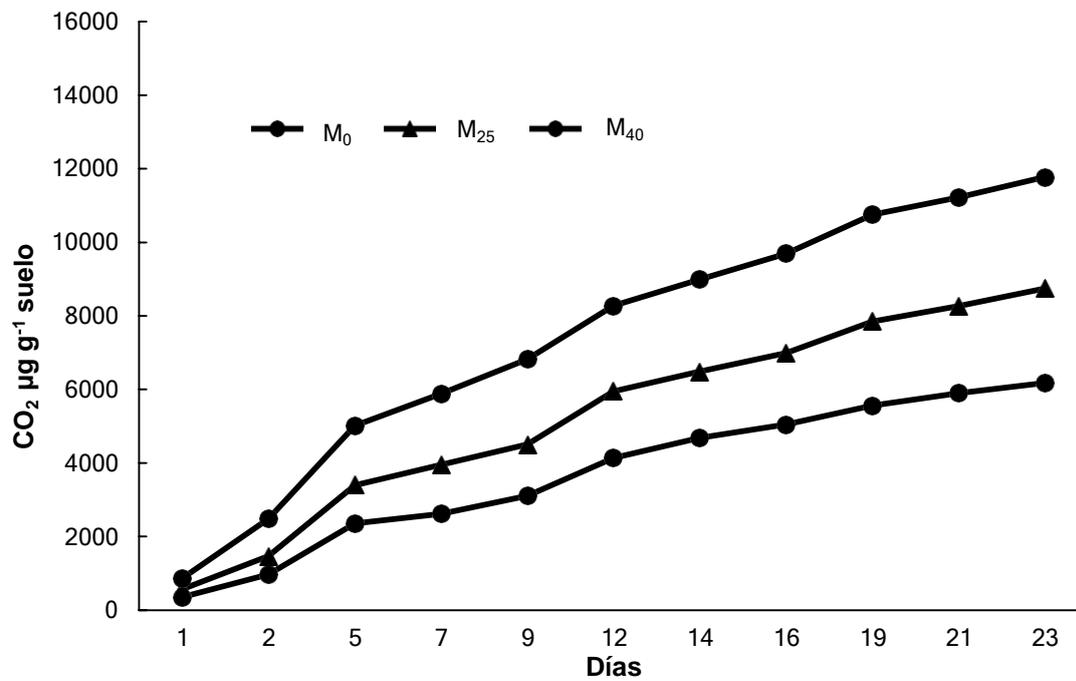


Figura 4. Actividad respiratoria en un suelo con erosión hídrica enmendado con biosólidos. H₀ (control con 0 t ha⁻¹ de biosólido), H₂₅ (25 t ha⁻¹ de biosólido) y H₄₀ (40 t ha⁻¹ de biosólido) después de a) 7, b) 30, c) 180 y d) 360 días de la aplicación del biosólido.

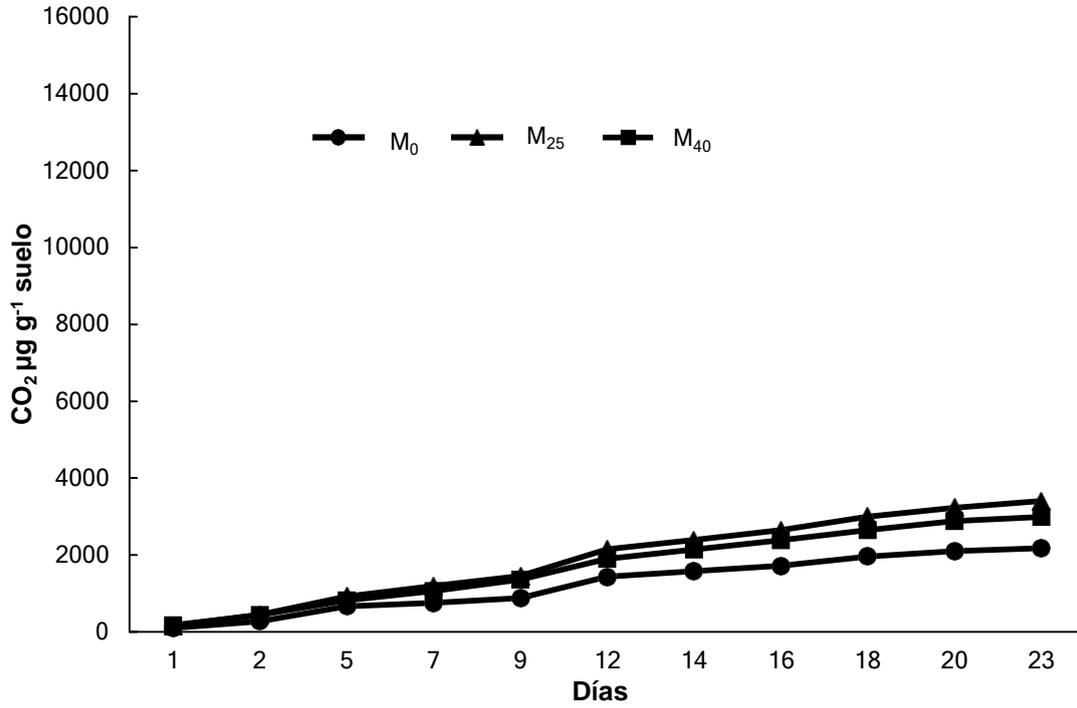
a) 7 días



b) 30 días



c) 180 días



d) 360 días

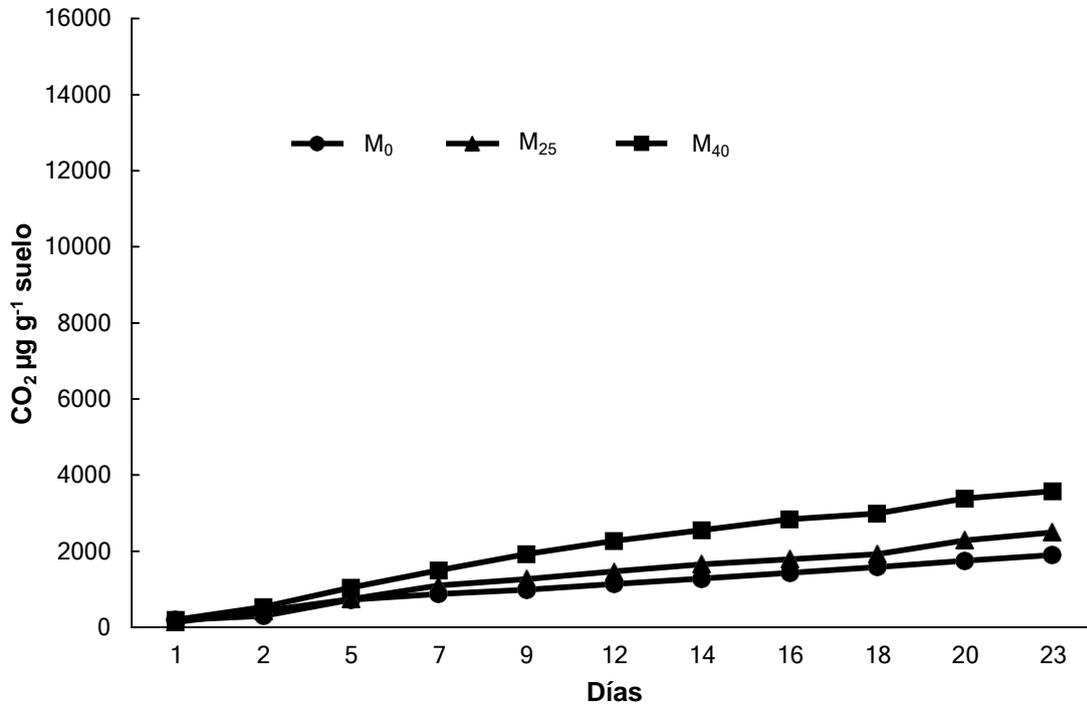


Figura 5. Actividad respiratoria en un suelo con erosión minera enmendado con biosólidos. M₀ (control con 0 t ha⁻¹ de biosólido), M₂₅ (25 t ha⁻¹ de biosólido) y M₄₀ (40 t ha⁻¹ de biosólido) después de a) 7, b) 30, c) 180 y d) 360 días de la aplicación del biosólido.

7.2.3. Cinética del C (Cm)

El modelo de cinética lineal muestra la velocidad de mineralización de C acumulada. Las **figuras 6 y 7** representan la velocidad de mineralización del C (Cm) durante los 24 días de incubación utilizados para la actividad respiratoria. Los resultados muestran que la tendencia de las gráficas tanto para H como M se ajusta a un modelo de cinética de primer orden ($R^2 > 0.848$) (Gil-Sotres, 1992). Por otro lado, no se mostraron diferencias significativas en las velocidades de mineralización entre los tratamientos utilizados ($p > 0.05$); sin embargo, se observó una tendencia de descenso de la Cm al aumentar la dosis de biosólido, de tal forma que H₄₀ y M₄₀ presentaron los valores más bajos (**Tabla 5**).

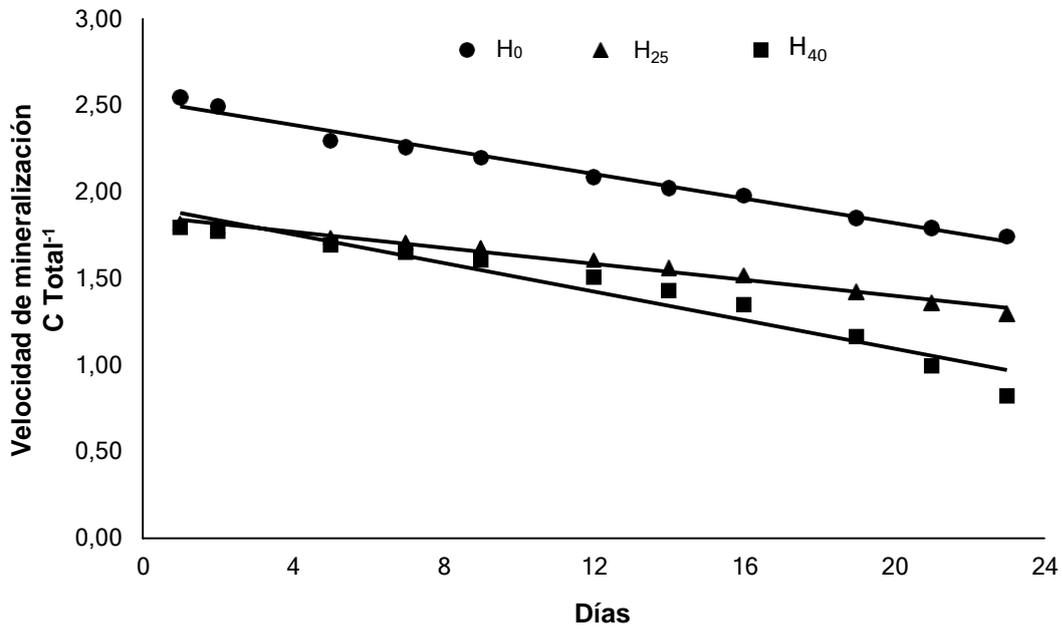
En ambos suelos erosionados a los 15 y 30 días después de la aplicación de los biosólidos la mayor velocidad de mineralización se presentó aproximadamente entre 1 y 15 días de incubación. Para el caso de los tiempos 180 y 360, el incremento de la velocidad de mineralización se tuvo aproximadamente entre 1 y 10 días de incubación, pasando este lapso comenzó a disminuir la velocidad de mineralización.

Tabla 5. Comparación de pendientes de dos suelos erosionados enmendados con biosólidos a diferentes dosis y tiempos

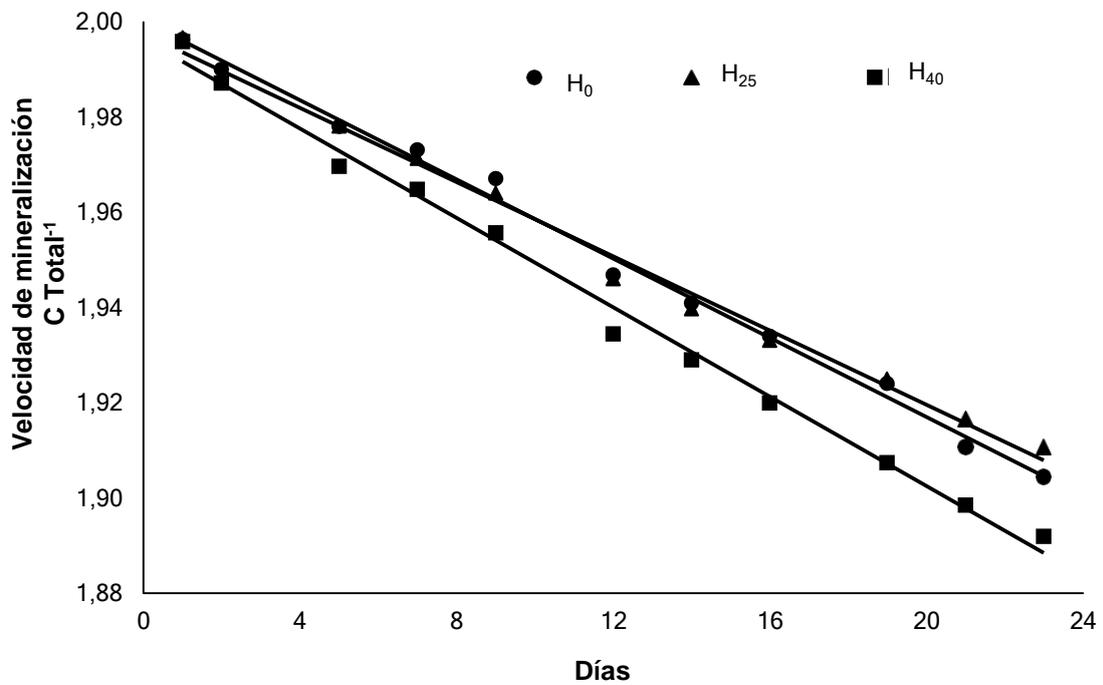
	R ²	y	p
7 días			
H ₀	0.987	y= 2.531 – 3.548x10 ⁻² x	
H ₂₅	0.986	y= 1.863 – 2.313x10 ⁻² x	p<0.05
H ₄₀	0.938	y= 1.920 – 4.127x10 ⁻² x	
M ₀	0.986	y= 1.936 – 1.010x10 ⁻² x	
M ₂₅	0.983	y= 1.872 – 2.036x10 ⁻² x	p<0.05
M ₄₀	0.848	y= 1.971 – 5.091x10 ⁻² x	
30 días			
H ₀	0.988	y= 1.852 – 1.518x10 ⁻² x	
H ₂₅	0.996	y= 1.855 – 1.674x10 ⁻² x	p<0.05
H ₄₀	0.995	y= 1.770 – 2.125x10 ⁻² x	
M ₀	0.992	y= 1.886 – 1.311x10 ⁻² x	
M ₂₅	0.995	y= 1.842 – 2.912x10 ⁻² x	p<0.05
M ₄₀	0.995	y= 1.807 – 3.388x10 ⁻² x	
180 días			
H ₀	0.995	y= 2.000 – 4.157x10 ⁻³ x	
H ₂₅	0.993	y= 1.998 – 3.894x10 ⁻³ x	p<0.05
H ₄₀	0.994	y= 1.997 – 4.691x10 ⁻³ x	
M ₀	0.981	y= 2.000 – 2.707x10 ⁻⁵ x	
M ₂₅	0.990	y= 2.000 – 4.027x10 ⁻⁵ x	p<0.05
M ₄₀	0.988	y= 2.000 – 2.953x10 ⁻⁵ x	
360 días			
H ₀	0.992	y= 1994 – 2.823x10 ⁻³ x	
H ₂₅	0.968	y= 1.991 – 3.446x10 ⁻³ x	p<0.05
H ₄₀		y= 1.991 – 5.874x10 ⁻³ x	
	0.987		
M ₀	0.984	y= 1.972 – 3.125x10 ⁻³ x	
M ₂₅	0.994	y= 1.961 – 4.531x10 ⁻³ x	p<0.05
M ₄₀	0.992	y= 1.964 – 3.748x10 ⁻³ x	

H, suelo con erosión hídrica; H₀, control con 0 t ha⁻¹ de biosólido; H₂₅, 25 t ha⁻¹ de biosólido; H₄₀, 40 t ha⁻¹ de biosólido; M, suelo con erosión minera; M₀, control con 0 t ha⁻¹ de biosólido; M₂₅, 25 t ha⁻¹ de biosólido; M₄₀, 40 t ha⁻¹ de biosólido.

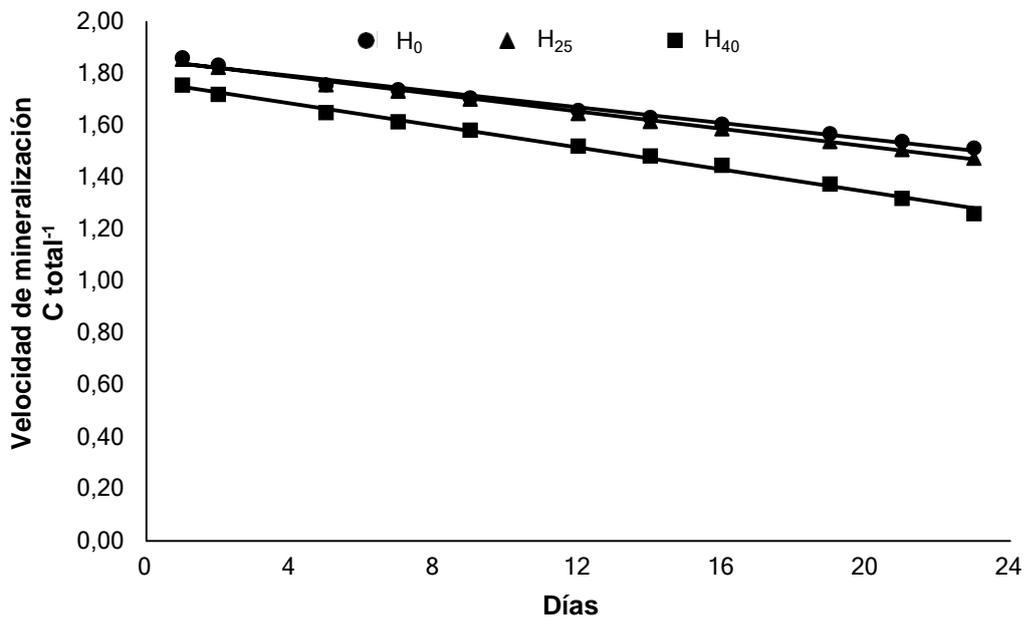
a) 7 días



b) 30 días



c) 180 días



d) 360 días

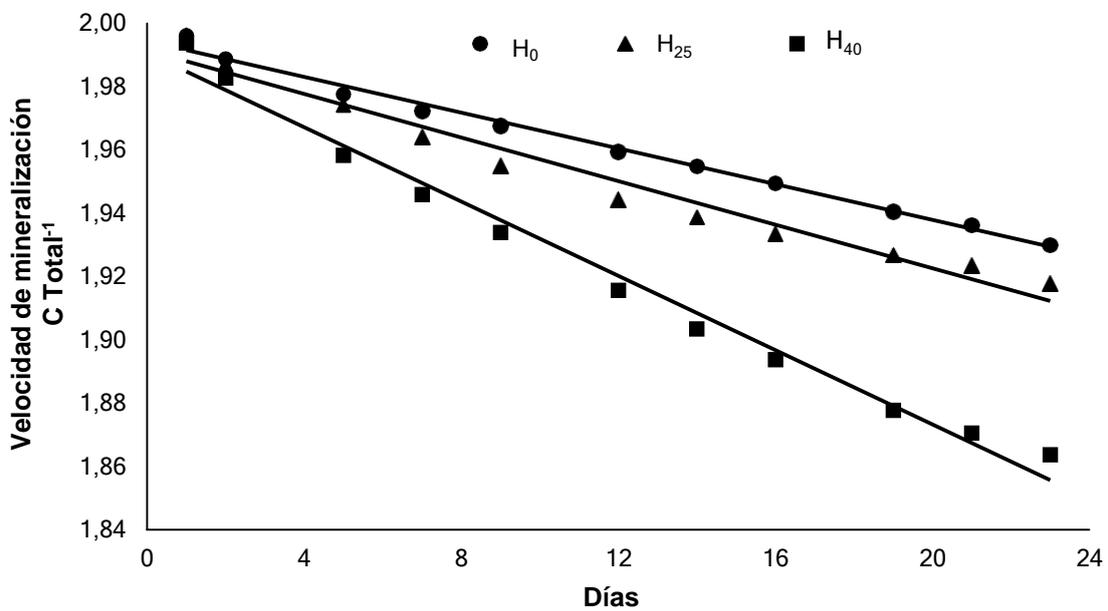
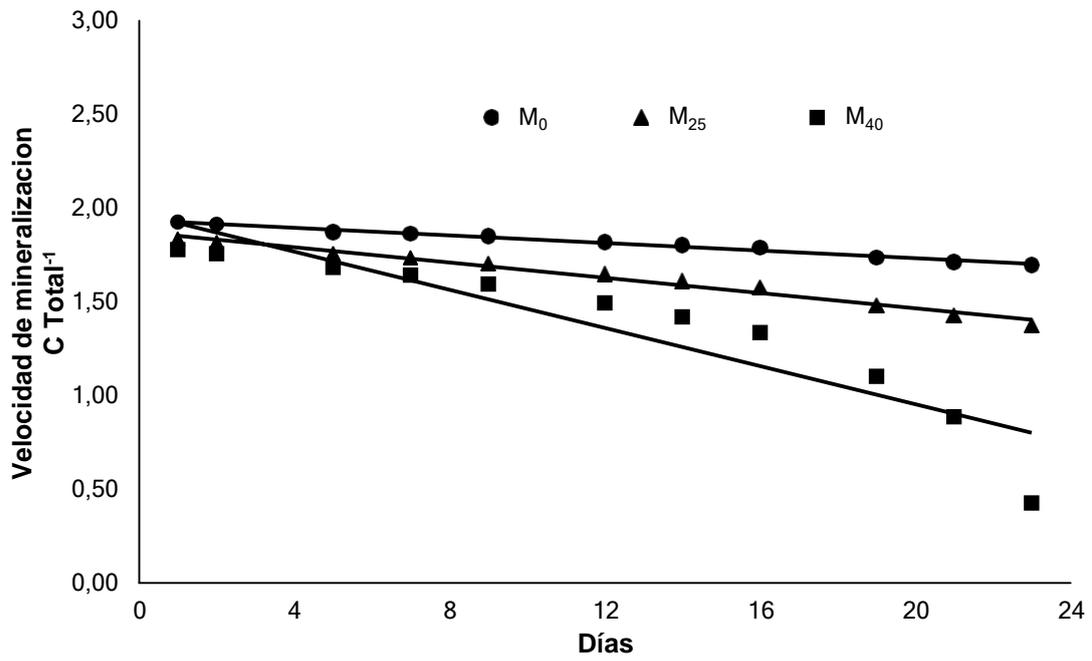
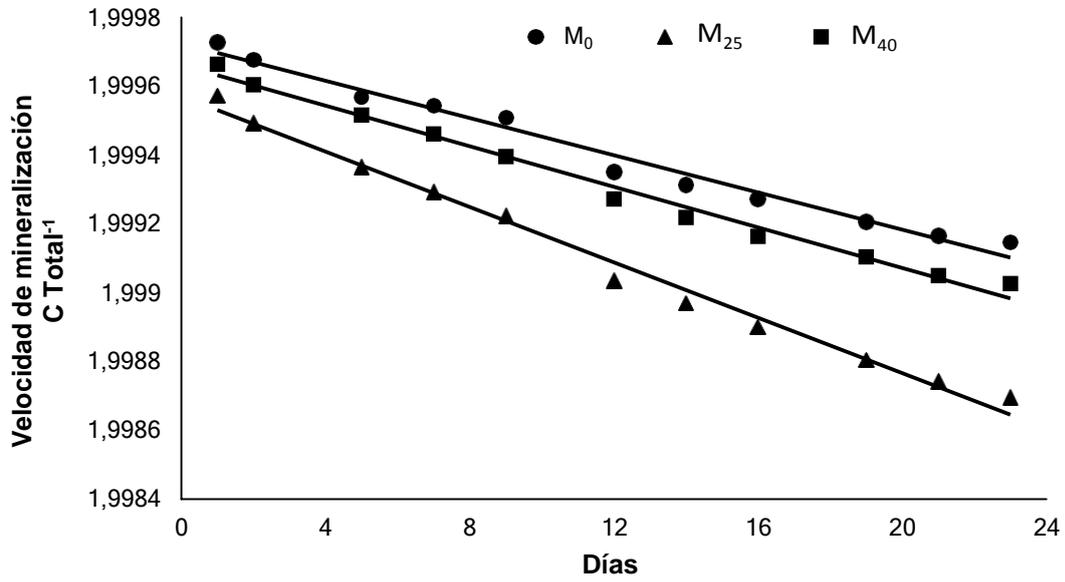


Figura 6. Cinética de mineralización del C de un suelo con erosión hídrica enmendado con biosólidos. H₀ (control con 0 t ha⁻¹ de biosólido), H₂₅ (25 t ha⁻¹ de biosólido), H₄₀ (40 t ha⁻¹ de biosólido) después de a) 7, b) 30, c) 180 y d) 360 días de la aplicación del biosólido.

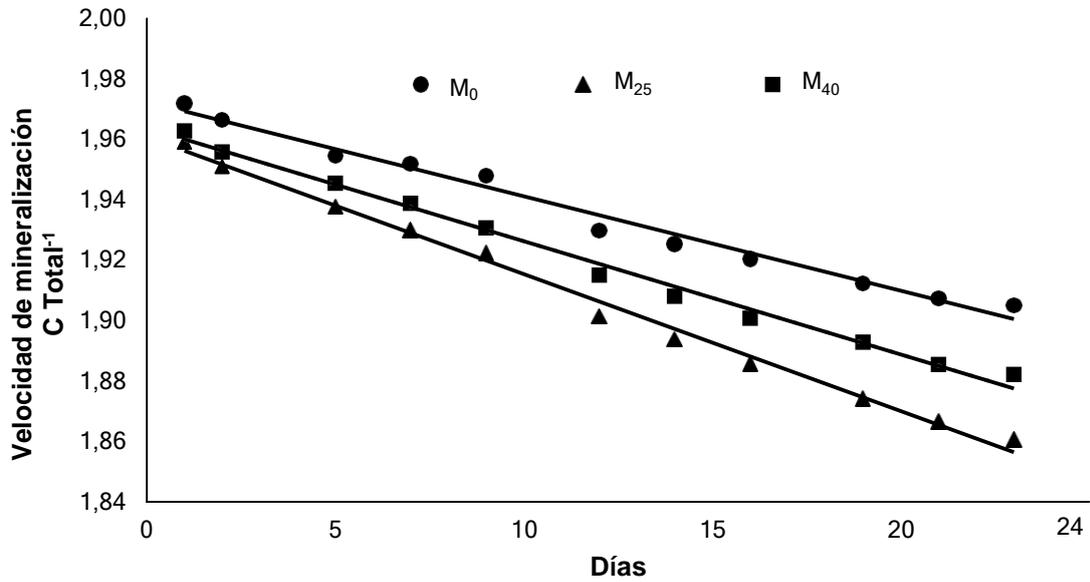
a) 7 días



b) 30 días



c) 180 días



d) 360 días

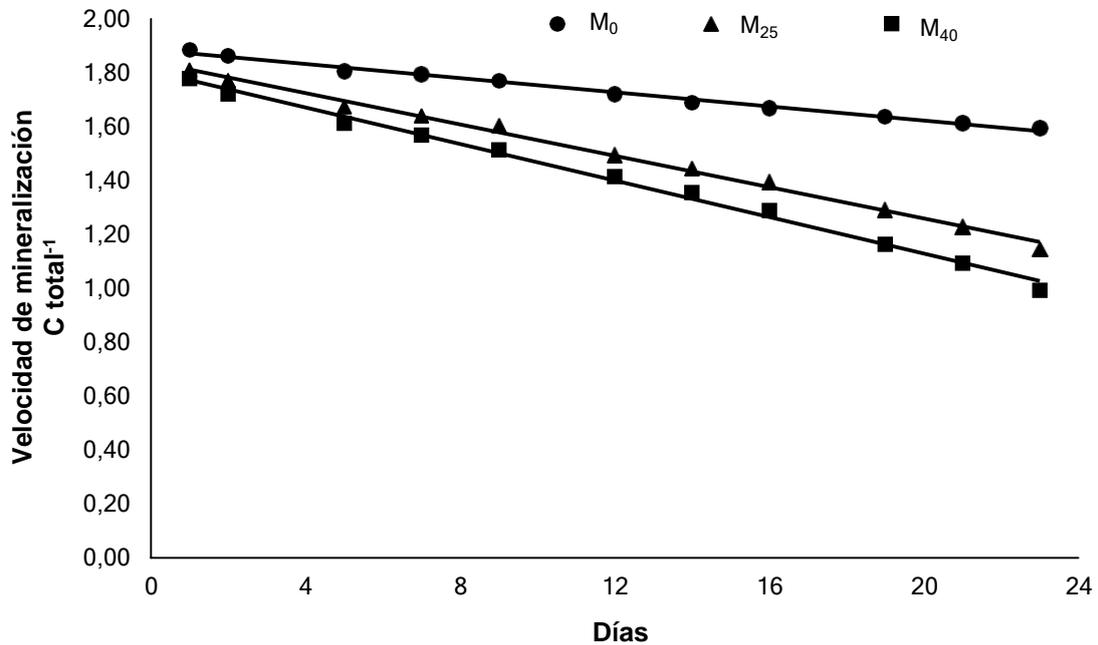


Figura 7. Cinética de mineralización del C de un suelo con erosión minera enmendado con biosólidos. M₀ (control con 0 t ha⁻¹ de biosólido), M₂₅ (25 t ha⁻¹ de biosólido), M₄₀ (40 t ha⁻¹ de biosólido) después de a) 7, b) 30, c) 180 y d) 360 días de la aplicación del biosólido.

7.2.4. Carbono de la biomasa microbiana (CBM)

El contenido de CBM en H incrementó después de la aplicación de los biosólidos, principalmente en H₂₅ a los 7 días, donde se tuvieron los valores más altos) y significativamente diferentes ($p < 0.05$) respecto a los demás tratamientos. A los 30 días el tratamiento H₀ presentó el mayor contenido de biomasa respecto a H₄₀ y H₂₅. Respecto al tiempo los valores de CBM disminuyeron significativamente a los 360 días después de la aplicación de los biosólidos (**Tabla 6**).

La incorporación de los biosólidos no incrementó significativamente ($p > 0.05$) el contenido de CBM en el suelo con erosión por extracción minera de manera que el valor más alto se presentó en M₀ seguido de M₂₅ y M₄₀ para 7 días y en 30 días seguido de M₄₀ y M₂₅, este comportamiento se observó hasta los 180 días de medición (**Tabla 7**).

Los valores de carbono de la biomasa microbiana oscilaron entre 213.16 y 2092.02 μg^{-1} para el suelo con erosión hídrica (**Tabla 6**) y entre 120.09 y 1571.35 μg^{-1} para el suelo con erosión minera (**Tabla 7**).

Tabla 6. Propiedades bioquímicas de un suelo con erosión hídrica enmendado con biosólidos

Tratamiento	Respiración Basal	Carbono de la biomasa microbiana	qCO ₂	Respiración Basal	Carbono de la biomasa microbiana	qCO ₂	Respiración Basal	Carbono de la biomasa microbiana	qCO ₂	Respiración Basal	Carbono de la biomasa microbiana	qCO ₂
	µg CO ₂ g ⁻¹ suelo	µg g ⁻¹		µg CO ₂ g ⁻¹ suelo	µg g ⁻¹		µg CO ₂ g ⁻¹ suelo	µg g ⁻¹		µg CO ₂ g ⁻¹ suelo	µg g ⁻¹	
	7 días			30 días			180 días			360 días		
H ₀	5716.77 ± 172.96 ^A	499.09 ± 31.60 ^A	5.66	5562.20 ± 287.37 ^A	1640.49 ± 102.13 ^C	1.68	1772.40 ± 22.13 ^A	221.47 ± 33.90 ^A	4.13	1397.94 ± 209.42 ^A	225.82 ± 21.60 ^A	3.20
H ₂₅	11667.40 ± 962.80 ^B	2092.02 ± 44.24 ^C	2.76	8830.34 ± 349.90 ^B	663.52 ± 82.41 ^A	6.58	2003.59 ± 126.51 ^A	1288.86 ± 35.4 ^B	0.80	2595.93 ± 576.18 ^A	608.53 ± 9.20 ^B	2.20
H ₄₀	14262.30 ± 504.28 ^C	1407.54 ± 243.49 ^B	5.01	11579.90 ± 898.48 ^C	1419.40 ± 299.70 ^B	4.03	3371.12 ± 253.77 ^B	213.16 ± 40.06 ^A	8.17	5482.68 ± 922.27 ^B	339.26 ± 103.30 ^{AB}	8.35

Promedio ± error estándar; letras diferentes en la misma columna denota diferencias significativas (p<0.05). H₀ (control, 0 t ha⁻¹ de biosólido); H₂₅ (25 t ha⁻¹ de biosólido), H₄₀ (40 t ha⁻¹ de biosólido) después de 7, 30, 180 y 360 días de la aplicación del biosólido.

Tabla 7. Propiedades bioquímicas de un suelo con erosión minera enmendado con biosólidos

Tratamiento	Respiración Basal	Carbono de la biomasa microbiana	qCO ₂	Respiración Basal	Carbono de la biomasa microbiana	qCO ₂	Respiración Basal	Carbono de la biomasa microbiana	qCO ₂	Respiración Basal	Carbono de la biomasa microbiana	qCO ₂
	µg CO ₂ g ⁻¹ suelo	µg g ⁻¹		µg CO ₂ g ⁻¹ suelo	µg g ⁻¹		µg CO ₂ g ⁻¹ suelo	µg g ⁻¹		µg CO ₂ g ⁻¹ suelo	µg g ⁻¹	
	7 días			30 días			180 días			360 días		
M ₀	5589.9 ± 188.76 ^A	1498.72 ± 110.30 ^B	1.8	6173.71 ± 378.54 ^A	1571.35 ± 29.92 ^B	1.94	2173.53 ± 176.76 ^A	574.10 ± 154.48 ^A	1.96	1897.35 ± 329.17 ^A	167.99 ± 20.86 ^A	5.83
M ₂₅	8668.8 ± 72.40 ^B	799.03 ± 123.48 ^A	5.4	8742.67 ± 213.22 ^B	392.71 ± 23.99 ^A	11	3403.31 ± 329.37 ^B	203.84 ± 36.64 ^A	8.62	2491.53 ± 333.03 ^A	328.21 ± 38.86 ^B	3.92
M ₄₀	13763.6 ± 511.70 ^C	794.96 ± 112.21 ^A	8.6	11779.00 ± 800.93 ^C	1119.46 ± 156.71 ^B	5.20	2963.86 ± 291.92 ^B	560.41 ± 232.18 ^A	2.73	3577.66 ± 496.06 ^B	120.09 ± 21.82 ^A	15.39

Promedio ± error estándar; letras diferentes en la misma columna denota diferencias significativas (p<0.05). M₀ (control, 0 t ha⁻¹ de biosólido); M₂₅ (25 t ha⁻¹ de biosólido); M₄₀ (40 t ha⁻¹ de biosólido) después de 7, 30, 180 y 360 días de la aplicación del biosólido.

7.2.5. Coeficiente metabólico (qCO_2)

El coeficiente metabólico (qCO_2) para ambos suelos erosionados aumentó a mayor dosis de biosólidos; de manera que, los valores más altos se presentaron en H₄₀ y M₄₀ (15.39 y 8.35 respectivamente) a los 360 días después de la aplicación del biosólido (**Tablas 6 y 7**).

8. DISCUSIÓN

8.1. Mineralización de Nitrógeno

El incremento de la mineralización del N a los 7 días para ambos suelos coincide con lo reportado por Hernández y colaboradores (2002), en donde al incorporar biosólido al suelo encontró un aumento en las tasas de mineralización durante las primeras dos semanas después de la adición de los tratamientos, esto se puede atribuir a un aumento en la actividad biológica que a su vez tiende a incrementar la tasa de mineralización de la MO lo que provoca un aumento en la actividad microbiana heterótrofa del suelo la cual produce nutrientes y promueve el crecimiento de la vegetación (Tarrason *et al.*, 2008).

Respecto al aumento de la mineralización de nitrógeno principalmente en lo dosis con 40 t ha⁻¹ para ambos suelos, esto se asocia a que la MO contenida en el biosólido proporciona una mayor cantidad de nitrógeno mineral disponible para la planta, lo cual se debe a que la mayor parte del nitrógeno se encuentra contenido en la materia orgánica y sólo mediante los procesos de descomposición y mineralización llevados a cabo por microorganismos vuelve a estar disponible (Celaya-Michel *et al.*, 2011; De Melo *et al.*, 2018), por lo que los biosólidos resultan ser una alternativa idónea para mitigar los efectos causados al suelo por la erosión tales como la pérdida asociada de N, ya que se ha reportado que estas enmiendas orgánicas son capaces de restaurar el N y otros nutrientes del suelo generando un aumento en las reservas de carbono orgánico y nitrógeno en los suelos a gracias a esta fertilización orgánica, teniendo un efecto más significativo que el obtenido por el uso de fertilizantes minerales (Wyrwicka y Urbaniak *et al.*, 2018).

La disminución de la mineralización presentada a los 30, 180 y 360 días después de la incorporación de los biosólidos se asocia a la descomposición inicial de N orgánico muy lábil ya que a medida que se mineraliza más N orgánico lábil y predomina el N orgánico recalcitrante en el conjunto de N orgánico, se esperaría que la tasa de mineralización fuera más baja; por lo que, el descenso de la velocidad de descomposición de la materia orgánica dependerá de la

disponibilidad del N, ya que la mineralización de N disminuye a medida que desciende la cantidad de N orgánico, sumado a lo anterior la volatilización e inmovilización son condiciones que podrían generar un descenso en la mineralización de este elemento (Byrom y Bradshaw, 1991; Hernández *et al.*, 2002).

8.2. Actividad Respiratoria

Los incrementos de la actividad respiratoria relacionados con la dosis más alta de biósólido han sido asociados a la cantidad de materia orgánica presente en el biosólido (Urbaniak *et al.*, 2017). Este comportamiento también se puede atribuir a la entrada de C fácilmente disponible hacia los microorganismos y a la nueva biomasa que está creciendo en el biosólido (Andrés *et al.*, 2011), dicha contribución energética (C presente en los biosólidos) estimula la actividad heterótrofa del suelo lo que se ve reflejado en un aumento de la actividad respiratoria presente en los microorganismos del suelo (Peña *et al.*, 2015).

Respecto al periodo de tiempo donde se presentó la mayor tasa de respiración (7 días) puede deberse a que los biosólidos promueven en corto tiempo un efecto positivo en la actividad respiratoria ya que la incorporación de sustancias lábiles estimula la actividad microbiana del suelo y acelera la tasa de mineralización lo que se ve reflejado en una mayor actividad respiratoria en corto tiempo (Mardomingo *et al.*, 2013), esto podría resultar benéfico para reestablecer la calidad y productividad de los suelos erosionados debido a que los biosólidos aceleran la acumulación de MO y estimulan la actividad microbiana (Mikha *et al.*, 2014).

La disminución de la actividad respiratoria después de los 7 días de la incorporación del biosólido se puede deber al agotamiento de la fuente de C lábil, ya que la adición de materia orgánica fresca proveniente del biosólido provoca un rápido aumento de la actividad microbiana heterotrófica del suelo que mineraliza rápidamente los compuestos orgánicos lábiles, esto también

dependerá de los microorganismos y del estado nutricional en el que se encuentre el suelo (Tarrasón *et al.*, 2010; Roig *et al.*, 2012).

8.3. Cinética del Carbono (Cm)

La descripción matemática de los patrones de liberación de nutrientes y el ajuste de las ecuaciones cinéticas a las curvas de mineralización permiten caracterizar las reservas de MOS y calcular la fracción de C potencialmente mineralizable y su tasa de mineralización (Zacháry *et al.*, 2018).

Las velocidades menores de mineralización que se tuvieron se pueden atribuir a las fuentes de C lábil proporcionadas por los biosólidos, el cual utilizan los microorganismos del suelo como sustratos fácilmente descompuestos. Las formas de C lábil (hidratos de carbono o compuestos orgánicos de bajo peso molecular) que resultan del C orgánico son esenciales para la actividad biológica ya que los organismos mayoritariamente heterótrofos las utilizan como un recurso energético. Los componentes lábiles de la fracción de carbono orgánico del suelo son los principales responsables de la rápida tasa inicial de mineralización de C y, por lo tanto, influyen en gran medida en los ciclos de nutrientes en el suelo (García-Gil *et al.*, 2004; Martínez *et al.*, 2008; Mohanty *et al.*, 2013).

Para el caso de los tratamientos control (H₀ y M₀) la velocidad de mineralización fue más lenta y se puede atribuir a las fracciones recalcitrantes de descomposición lenta como la celulosa y la lignina que contribuyen a una fase más lenta de mineralización (Mohanty *et al.*, 2013).

Finalmente es muy importante mencionar que las tasas de descomposición de la MO dependen de varios factores, que van desde el tipo de enmiendas orgánicas hasta el tipo y las propiedades del suelo, las condiciones climáticas y las prácticas de gestión del suelo (Pedra *et al.*, 2007).

8.4. Carbono de la biomasa microbiana (CBM)

La biomasa microbiana contiene del 1-5% de la materia orgánica. Tiene un papel importante en la liberación y retención de nutrientes y energía. Además es capaz de reaccionar rápidamente a condiciones de nutrientes, humedad, temperatura, tipo y cantidad de materia orgánica presente en el suelo, debido a su sensibilidad puede utilizarse como un indicador de la fertilidad del suelo (Bargali *et al.*, 2018).

Diversos autores han reportado una relación de incremento directamente proporcional entre el contenido de carbono de la biomasa microbiana y la dosis de biosólido aplicada a los suelos (Navas *et al.*, 1999; Zornoza *et al.*, 2012). Esto no se observó en algunos casos y para ambos suelos del presente estudio ya que el mayor contenido de CBM se tuvo en el tratamiento control (0 t/ha de biosólido) lo cual se atribuye a que la aplicación de los biosólidos introduce una gran cantidad de microorganismos, sin embargo, las poblaciones naturales del suelo intentan permanecer homeostáticas; así, los microorganismos extraños introducidos en el suelo mueren rápidamente. La muerte de microorganismos aumenta el nivel de materia orgánica en el suelo, así como el contenido enzimático. Ambos factores pueden mejorar la composición de la materia orgánica (Sastre *et al.*, 1996).

A pesar de los resultados anteriores, las enmiendas orgánicas como los biosólidos son capaces de estimular e incrementar la biomasa debido a la entrada de MO y nutrientes disponibles hacia los microorganismos generando una mayor actividad microbiana lo cual es importante en los procesos de ciclos de nutrientes y en la descomposición, conversión y suministro de MO lo que se atribuye a lo encontrado en este estudio con respecto a la dosis 25 t ha⁻¹ donde se tuvieron los mayores contenidos de CBM para ambos suelos (suelo erosionado hídricamente a 7, 30 y 180 días y suelo erosionado por extracción minera a los 360 días (Emmerling *et al.*, 2000; Bargali *et al.*, 2018).

Además se ha encontrado que las entradas de C en la biomasa microbiana dependen de factores como la calidad del COS nativo y el que se encuentra

presente en las enmiendas, por lo tanto, la mineralización de este elemento es capaz de cambiar en respuesta a su adición siendo regulada por el tamaño de CBM y por la actividad microbiana presente, esto podría tener relación con la disminución que se presentó 360 días después de incorporar el biosólido en los dos suelos erosionados, precisamente tal disminución del contenido de C orgánico afecta negativamente a la biomasa microbiana y a la estructura física de los suelos, por lo que para aumentar el C de estos suelos erosionados, la incorporación de los biosólidos resultaría ser una alternativa idónea debido a que estos residuos son capaces de mejorar la estructura física del medio edáfico promoviendo la formación de agregados y la macroporosidad, incrementar los nutrientes para las plantas y microorganismos y además retener el agua y disminuir la erosión. Se ha reportado que durante los primeros años de aplicación de biosólidos modificaciones orgánicas suelen inducir a un aumento en la biomasa microbiana y en las actividades del suelo, aunque este estudio sólo se llevó a cabo por 360 días (1 año) esto también podría explicar el aumento de CBM 360 días después de aplicar el biosólido (Parat *et al.*, 2005; Bastida *et al.*, 2018; Li *et al.*, 2018).

8.5. Coeficiente metabólico (qCO_2)

El aumento de qCO_2 que se presentó con la dosis más alta de biosólido se puede atribuir al estrés microbiano causado por la mayor cantidad de energía gastada por los microorganismos para su mantenimiento gracias al aumento en la disponibilidad de una fuente de C lábil por unidad de biomasa, (García-Gil *et al.*, 2004, Pascual *et al.*, 2007), dicho estrés se puede asociar a que a pesar de que se tiene un menor contenido de biomasa esta es capaz de tener una gran eficiencia metabólica ante la presencia de la MO presente en los biosólidos.

9. CONCLUSIONES

La adición de 40 t ha⁻¹ de biosólido al suelo incrementó la mineralización del nitrógeno y la actividad respiratoria en suelo con erosión hídrica y suelo con erosión por extracción minera.

El Carbono de la Biomasa Microbiana presentó los valores más altos en el suelo control para el caso de la erosión por extracción minera; mientras que para el suelo con erosión hídrica fue en el tratamiento con la adición de 25 t ha⁻¹ de biosólido.

El coeficiente metabólico incrementó con 25 y 40 t ha⁻¹ de biosólido en ambos suelos erosionados.

La cinética de la mineralización del C (Cm) disminuyó en los tratamientos con 40 t ha⁻¹ en los dos suelos (erosión por minería e hídrica).

10. BIBLIOGRAFÍA

Anderson, T.H; Domsch, K.H. (1993). The metabolic quotient for CO₂ (q_{CO_2}) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biology Biochemistry* 25 (3), 393-395.

Andrés, P; Mateos, E; Tarrasón, D; Cabrera, C; Figuerola, B. 2011. Effects of digested, composted, and thermally dried sewage sludge on soil microbiota and mesofauna. *Applied Soil Ecology* 48: 236-242.

Arif, M; Riaz, M; Shahzad, S; Yasmeen, T; Ashraf, M; Siddique, M; Mubarik, M; Bragazza, L; Buttler, A. 2018. Fresh and composted industrial sludge restore soil functions in surface soil of degraded agricultural land. *Science of the Total Environment* 619-620: 517-527.

Bai, Y; Zang C; Gu, M; Gu, C; Shao, H; Guan, Y; Wang, X; Zhou, X; Shan, Y; Fen, K. 2017. Sewage sludge as an initial fertility driver for rapid improvement of mudflat salt-soils. *Science of the Total Environment* 578: 47-55.

Bargali, K; Manral, V; Padalia, K; Bargali, S.S; Upadhyay, V. 2018. Effect of vegetation type and season on microbial biomass carbon in Central Himalayan forest soils, India. *Catena* 171: 125-135.

Bastida, F; Torres, I; Hernández, T; García, C. 2018. The impacts of organic amendments: Do they confer stability against drought on the soil microbial community? *Soil Biology and Biochemistry* 113: 173e183

Bera, T; Collins, H; Alva, A; Purakayastha, T; Patra, A. 2016. Biochar and manure effluent effects on soil biochemical properties under corn production. *Applied Soil Ecology* 107: 360-367.

Byrom, K; Bradshaw, D. 1991. The potential value of sewage sludge in land reclamation. *Alternative Uses for Sewage Sludge Proceedings of a Conference Organised by WRc Medmenham and Held at the University of York, UK on 5-7 September 1989*. pp 1-19.

Blagodatskaya, E; Kuzyakov, Y. 2013. Active microorganisms in soil: Critical review of estimation criteria and approaches. *Soil Biology & Biochemistry* 67: 192-211.

Bolaños, M; Paz, F; Cruz, O; Argumedo, A; Romero, M; De la Cruz, C. 2016. Mapa de erosión de los suelos de México y posibles implicaciones en el almacenamiento de carbono orgánico del suelo. *Terra Latinoamericana* 34(3): 271-288.

Bravo, S; Amorós, J; Pérez de los Reyes, C; García, F; Moreno, M; Sánchez-Ormeño, M; Higuera, P. 2015. Influence of the soil pH in the uptake and bioaccumulation of heavy metals (Fe, Zn, Cu, Pb and Mn) and other elements (Ca, K, Al, Sr and Ba) in vine leaves, Castilla-La Mancha (Spain). *Journal of Geochemical Exploration* 174: 79-83.

Carabassa, V; Ortiz, O; Alcañiz, J. 2017. Sewage sludge as an organic amendment for quarry restoration: Effects on soil and vegetation. *Land Degradation and Development* 29: 2568-2574.

Celaya-Michel, H; Castellanos-Villegas, A. 2011. Mineralización de nitrógeno en el suelo de zonas áridas y semiáridas. *Terra Latinoamericana* 29 (3): 343-356.

Comino, R; Senciales, J; Ramos, M; Martínez-Casasnovas, J; Lasanta, T; Brevik, E; Ries, J; Ruiz, J. 2017. Understanding soil erosion processes in Mediterranean sloping vineyards (Montes de Málaga, Spain). *Geoderma* 296: 47-59.

Charlton, A; Sakrabani, R; Tyrrel, S; Rivas, M; McGrath, S; Crooks, B; Cooper, P; Campbell, C. 2016. Long-term impact of sewage sludge application on soil

microbial biomass: An evaluation using meta-analysis. *Environmental Pollution* 219: 1021e1035.

Choo, H; Song, J; Lee, W; Lee, C. Effects of clay fraction and pore water conductivity on electrical conductivity of sand-kaolinite mixed soils. 2016. *Journal of Petroleum Science and Engineering* 147: 735-745.

Cortés, D; Pérez, J; Camacho, J. 2013. Relación espacial entre la conductividad eléctrica y algunas propiedades químicas del suelo. *Revista U.D.C.A Actualidad y Divulgación Científica* 16 (2): 401- 408.

Creamer, R; Schulte, R; Stone, D; Gal, A; Krogh, P; Lo Papa, G; Murray, P; Péres, G; Foerster, B; Rutgers, M; Sousa, J; Winding, A. 2014. Measuring basal soil respiration across Europe: Do incubation temperature and incubation period matter? *Ecological Indicators* 36: 409-418.

De Melo, W; De Melo, G; De Melo, V; Donha, R; De Lima, D; Delarica, D. 2018. Nitrogen Dynamic in Agricultural Soils Amended With Sewage Sludge. *Soil Management and Climate Change*. 13: 189-205.

Emmerling, C; Liebner, C; Haubold-Rosar, M; Katzur, J; Schröder, D. 2000. Impact of application of organic waste materials on microbial and enzyme activities of mine soils in the Lusatian coal mining region. *Plant and Soil* 220: 129-138.

Eun Kyoung Kim, Young Woon Kang, Ann D. Christy, Julie Weatherington-Rice, Predicting fractures in glacially related fine-grained materials and a synthetic soil of bentonite and sand using soil texture. The address for the corresponding author was captured as affiliation for all authors. Please check if appropriate. *Enggeo* (2017), doi: 10.1016/j.enggeo.2017.03.007

Feng, J; Zhu, B. 2019. A global meta-analysis of soil respiration and its components in response to phosphorus addition. Accepted manuscript. *Soil Biology and Biochemistry*. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.04.008>

Ferreira, E; Gomes, J; Milori, D; Ferreira, E; Anzano, J. 2015. Laser-induced breakdown spectroscopy: Extending its application to soil pH measurements. *Spectrochimica Acta Part B* 110: 96-99.

García-Gil, J.C; Plaza, C; Senesi, N; Brunetti, G; Polo, A. 2004. Effects of sewage sludge amendment on humic acids and microbiological properties of a semiarid Mediterranean soil. *Biology and Fertility of Soils* 39: 320-328.

Giannakis, G; Panakoulia, S; Nikolaidis, N; Paranychianakis, N. 2014. Simulating Soil Fertility Restoration using the CAST model. *Procedia Earth and Planetary Science* 10: 325 – 329.

Gil-Sotres, F; Trasar-Cepeda, C; Leiros, M.C; Seoane, S. 2005. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. *Soil Biology and Biochemistry* 37: 877-887.

Gil-Sotres, F; Trasar-Cepeda, M.C; Ciardi, C; Ceccanti, B; Leirós, M.C. 1992. Biochemical characterization of biological activity in very young mine soils. *Biol. Fertil. Soils* 13, 25-30. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00337233>

Gonçalves, A; Pires, J; Simões, M. 2016. A review on the use of microalgal consortia for wastewater treatment. *Algal Research* 24: 403-415.

Hamdi, H; Hechmi, S; Khelil, M; Zoghalmi, I; Benzartic, S; Mokni-Tlili, S; Hassen, A; Jedidi, N.2019. Repetitive land application of urban sewage sludge: Effect of amendment rates and soil texture on fertility and degradation parameters. *Catena* 172:11-20.

Han, Y; Yang, W; Li, M; Meng, C. 2019. Comparative study of two soil conductivity meters based on the principle of current-voltage four terminal-method. *IFAC Papers On Line* 52-30: 36-42.

Hernández, T; Moral, R; Perez-Espinosa, A; Moreno-Caselles, J; Perez-Murcia, M; García C. 2002. Nitrogen mineralisation potential in calcareous soils amended with sewage sludge. *Bioresource Technology* 83: 213-219.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) (1982). Carta Edafológica Ixtlahuaca E- 14- A- 27, Escala 1:50 000. <<http://www.inegi.org.mx/>>

Jiménez, J; Ortiz, O; Tarrasón, D; Ginovart, M; Bonmatí, M. 2007. Effect of differently post-treated dewatered sewage sludge on β -glucosidase activity, microbial biomass carbon, basal respiration and carbohydrates contents of soils from limestone quarries. *Biology and Fertility of Soils* 44:393-398.

Jordán, A. 2006. Manual de edafología. Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola de la Universidad de Sevilla.

Jozefowska, A; Pietrzykowski, M; Wos, B; Cajthaml, T; Frouz, J. 2017. Relationships between respiration, chemical and microbial properties of afforested mine soils with different soil texture and tree species: Does the time of incubation matter. *European Journal of Soil Biology* 80: 102-109.

Kassem, A; Nannipieri, P. 1995. Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry. Academic Press. EUA. 608 pp.

Lewis, T; Rowan, J; Hawes, C; McKenzie, B. 2013. Assessing the significance of soil erosion for arable weed seedbank diversity in agro-ecosystems. *Progress in Physical Geography* 37(5): 622-641.

Li, P; Mu, X; Holden, J; Wu, Y; Irvine, B; Wang, F; Gao, P; Zhao, G; Sun, W. 2017. Comparison of soil erosion models used to study the Chinese Loess Plateau. DOI: doi: 10.1016/j.earscirev.2017.05.005.

Li, L.J; Zhu-Barker, X; Ye, R; Doane, T.A; Horwath, W. 2018. Soil microbial biomass size and soil carbon influence the priming effect from carbon inputs depending on nitrogen availability. *Soil Biology and Biochemistry* 119: 41-49.

Liu, X; Zheng, J; Zhang, D; Cheng, K; Zhou, H; Zhang, A; Li, L; Joseph, S; Smith, P; Crowley, D; Kuzyakov, Y; Pan, G. 2016. Biochar has no effect on soil respiration across Chinese agricultural soils. *Science of the Total Environment* 554-555: 259-265.

Lombardi, L; Nocita, C; Bettazzi, E; Fibbi, D; Carnevale, E. 2017. Environmental comparison of alternative treatments for sewage sludge: An Italian case study. *Waste Management* 69: 365-376.

López, M; Estrada, H. 2015. Propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. *Bioagrobiencias* 8 (1): 3-11.

Lu, H; Wang, J; Wang, T; Wang, N, Bao, Y; Hao, H. Crystallization techniques in wastewater treatment: An overview of applications, *Chemosphere* (2017), DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.01.070.

Madejón, P; Domínguez, M; Díaz, M; Madejón, E. 2016. Improving sustainability in the remediation of contaminated soils by the use of compost and energy valorization by *Paulownia fortunei*. *Science of the Total Environment* 539: 401-409.

Mardomingo, J.I; Soler-Rovira, P; Casermeiro, M.A; De la Cruz, M.T; Polo, A. 2013. Seasonal changes in microbial activity in a semiarid soil after application of a high dose of different organic amendments. *Geoderma* 206: 40-48.

Martín, M; Reyes, M; Taguas, F. 2016. Estimating soil bulk density with information metrics of soil texture. *Geoderma* xxx (2016) xxx-xxx

Martínez, H.E; Fuentes, E.J.P; Acevedo, H. E. 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal* 8 (1): 68-96.

Mikha, M; Benjamin, J; Stahlman, P; Geier, P. 2014. Remediation/Restoration of Degraded Soil: I. Impact on Soil Chemical Properties. *Soil Tillage Research* 106: 252-260.

Minasny, B; Hong, S; Hartemink, A; Kim, Y; Kang, S. 2016. Soil pH increase under paddy in South Korea between 2000 and 2012. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 221: 205-213

Melo, W; Delarica, D; Guedes, A; Lavezzo, L; Donha, R; Araújo, A; De Melo, G; Macedo, F. 2018. Ten years of application of sewage sludge on tropical soil. A balance sheet on agricultural crops and environmental quality *Science of the Total Environment* 643:1493-1501.

Mohamed, B; Olivier, G; François, G; Laurence, A.L; Bourgeade, P; Badr, A.S; Lotfi, A. 2018. Sewage sludge as a soil amendment in a *Larix decidua* plantation: Effects on tree growth and floristic diversity. *Science of the Total Environment* 621: 291-301.

Mohanty, S; Nayak, A; Kumar, A; Tripathi, R; Shahid, M; Bhattacharyya, P; Raja, R; Panda, B. 2013. Carbon and nitrogen mineralization kinetics in soil of rice system under long term application of chemical fertilizers and farmyard manure. *European Journal Soil Biology* 58: 113-121.

Nájera, O; Bojórquez, J; Flores, F; Murray, R; González, A. 2016. Riesgo de erosión hídrica y estimación de pérdida de suelo en paisajes geomorfológicos volcánicos en México. *Cultivos Tropicales* 37 (2): 45-55.

Navas A; Machín J; Navas B. 1999. Use of biosolids to restore the natural vegetation cover on degraded soils in the badlands of Zaragoza (NE Spain). *Bioresource Technology* 69: 199-205.

Neely, H; Morgan, C; Hallmark, C; McInnes, K; Molling, C. 2016. Apparent electrical conductivity response to spatially variable vertisol properties. *Geoderma* 263: 168-175.

Nigam, G; Sahu, R; Sinha, M; Deng, X; Singh, R; Kumar, P. 2017. Field assessment of surface runoff, sediment yield and soil erosion in opencast mines in Chirimiri area, Chhattisgarh, India. Accepted Manuscript.

Norma Oficial Mexicana 021-RECNAT-2001.Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Papp, R; Marinari, S; Moscatelli, M.C; van der Heijden, M.G.A; Wittwer, R; Campigliac, E; Radicetic, E; Mancinell, R; Fradgleyd, N; Pearce, B; Bergkvistf, G; Finckhg, M.R. 2018. Short-term changes in soil biochemical properties as affected by subsidiary crop cultivation in four European pedo-climatic zones. *Soil Tillage Research* 180: 126-136.

Parat, C; Chaussod, R; Levequea, J; Andreux, F. 2005. Long-term effects of metal-containing farmyard manure and sewage sludge on soil organic matter in a fluvisol. *Soil Biology and Biochemistry* 37: 673-679.

Pardo, T; Clemente, R; Alvarenga, P; Bernal, M. 2014. Efficiency of soil organic and inorganic amendments on the remediation of a contaminated mine soil: II. Biological and ecotoxicological evaluation. *Chemosphere* 107: 101-108.

Pascual, I., Antolín, C., García, C., Polo, A; Sánchez-Díaz M. 2007. Effect of water deficit on microbial characteristics in soil amended with sewage sludge or inorganic fertilizer under laboratory conditions. *Bioresource Technology* 98: 29-37.

Pedra, F; Polo, A; Ribeiro, A; Domingues, H. 2007. Effects of municipal solid waste compost and sewage sludge on mineralization of soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 39: 1375-1382.

Peña, A; Mingorance, M; Rossini-Oliva, S. 2015. Soil quality improvement by the establishment of a vegetative cover in a mine soil added with composted municipal sewage sludge. *Journal of Geochemical Exploration* 157: 178-183.

Pérez, A; Céspedes, C; Almonte, I; Sotomayor-Ramírez, D; Cruz, C. Núñez, P. 2012. Evaluación de la calidad del suelo explotado para la minería después de diferentes sistemas de manejo. *Terra Latinoamericana* 30: 201-211.

Pi, H; Sharratt, B; Schillinger, W; Bary, A; Cogger, C. 2018. Wind erosion potential of a winter wheat-summer fallow rotation after land application of biosolids. *Aeolian Research* 32: 53-59.

Plasencia A, Corbella R. Química del suelo. Cátedra de Edafología. Facultad de agronomía y zootecnia Universidad nacional de Tucumán. 2002 [citado 20 de julio 2019]; 1(1): [10 pantallas]. Disponible en: URL:<http://www.edafo.com.ar/Descargas/Cartillas/Introduccion%20a%20la%20Edafologia.pdf>

Programa Minero del Estado de México. 2018. Servicio Geológico Mexicano.

Ramirez, R. 1997. Propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos. Santa fé de Bogota, Colombia. Produmedios. pp 24.

Roig, N; Sierra, J; Martí, E; Nadal, M; Schuhmacher, M; Domingo, J. L. 2012. Long-term amendment of Spanish soils with sewage sludge: Effects on soil Functioning. *Agriculture Ecosystems Environmental* 158: 41-48.

Román, M; Orton, T; Arrouays, D; Lemerrier, B; Paroissien, J; Walter, C; Saby, N. 2016. Prediction of soil texture using descriptive statistics and area-to-point kriging in Region Centre (France). *Geoderma Regional* 7(3): 279-292.

Ros, M; Hernández, M.T; García, C. 2003. Bioremediation of Soil Degraded by Sewage Sludge: Effects on Soil Properties and Erosion Losses. *Waste Management* 31 (6): 741-747.

Rusu, C; Krozer, A; Johansson, C; Ahrentorp, F; Pettersson, T; Jonasson, C; Rösevall, J; Ilver, D; Terzaghi, M; Chiatante, D; Montagnoli, A. 2019. Miniaturized

wireless water content and conductivity soil sensor system. *Computers and Electronics in Agriculture* 167:105076.

Salamanca, A; Sadeghian, S. 2005. La densidad aparente y su relación con otras propiedades en suelos de la zona cafetera colombiana. *Cenicafé* 56 (4): 381-397.

Sarapatka, B; Cap, L; Bila, P. 2018. The varying effect of water erosion on chemical and biochemical soil properties in different parts of Chernozem slopes. *Geoderma* 314:20-26.

Sastre, I; Vicente, M; Lobo, M. 1996. Influence of the application of sewage sludges on soil microbial activity. *Bioresource Technology* 57: 19-23.

Saviozzi, A; Bufalino, P; Levi-Minzi, R; Riffaldi, R. 2002. Biochemical activities in a degraded soil restored by two amendments: a laboratory study. *Biology Fertility Soils* 35: 96-101.

Saviozzi, A; Vanni, G; Cardelli, R. 2014. Carbon mineralization kinetics in soils under urban environment. *Applied Soil Ecology* 73: 64- 69.

Schmidt, J; Werner, M; Schindewolf, M. 2016. Wind effects on soil erosion bywater A sensitivity analysis using model simulations on catchment scale. *Catena* 148: 168-175.

Shi, P; Qin, Y; Liu, Q; Zhu, T; Li, Z; Li, P; Ren, Z; Liu, Y; Wang, F. 2019. Soil respiration and response of carbon source changes to vegetation restoration in the Loess Plateau, China, *Science of the Total Environment* 707: 135507.

Sequeira, C; Wills, S; Seybold, C; West, L. 2013. Predicting soil bulk density for incomplete databases. *Geoderma* 213: 64-73.

Shiri, J; Keshavarzi, A; Kisi,O; Karimi,S; Iturraran-Viveros, U. 2017. Modeling soil bulk density through a complete data scanning procedure: Heuristic alternatives. *Journal of Hydrology* 549: 592-602.

Shrivastava, P; Naoghare, P; Gandhi, D; Devi, S; Krishnamurthi, K; Bafana, A; Kashyap, S; Chakrabarti, T. 2017. Application of cell-based assays for toxicity characterization of complex wastewater matrices: Possible applications in wastewater recycle and reuse. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 142: 555-566.

Siebielec, G; Siebielec, S; Lipski, D. 2018. Long-term impact of sewage sludge, digestate and mineral fertilizers on plant yield and soil biological activity. *Journal of Cleaner Production* 187: 372-379.

Singh, A; Singh, M; Ghoshal, N. 2016. Microbial Biomass Dynamics in a Tropical Agroecosystem: Influence of Herbicide and Soil Amendments. *Pedosphere* 26(2): 257-264.

Steinhoff-Knopp, B; Burkhard, B. 2018. Soil erosion by water in Northern Germany: long term monitoring results from Lower Saxony. *Catena* 165: 299-309.

Thangarajan, R; Bolan, N; Tian, G; Naidu, R; Kunhikrishnan, A. 2013. Role of organic amendment application on greenhouse gas emission from soil. *Science of The Total Environment* 465: 72-96.

Tarrason, D; Ojeda, G; Ortiz, O; Alcañiz, J.M. 2008. Differences on nitrogen availability in a soil amended with fresh, composted and thermally-dried sewage sludge. *Bioresource Technology* 99: 252-259.

Tarrason, D; Ojeda, D; Ortiz, O; Alcañiz, J.M. 2010. Effects of Different Types of Sludge on Soil Microbial Properties: A Field Experiment on Degraded Mediterranean Soils. *Pedosphere* 20 (6): 681-691.

Tracy, S; Black, C; Roberts, J; Mooney, S. 2013. Exploring the interacting effect of soil texture and bulk density on root system development in tomato (*Solanum lycopersicum* L.). *Environmental and Experimental Botany* 91: 38-47.

Tejada, M; Benítez, C. 2020. Effects of different organic wastes on soil biochemical properties and yield in an olive grove. *Applied Soil Ecology* 146 103371.

Thomas, J; Joseph, S; Thirvikramj, K.P. 2018. Assessment of soil erosion in a tropical mountain river basin of the southern Western Ghats, India using RUSLE and GIS. *Geoscience Frontier* 9 (3): 893-906.

Turunen, V; Sorvari, J; Mikola, A. 2018. A decision support tool for selecting the optimal sewage sludge treatment. *Chemosphere* 193, 521-529.

Urbaniak, M; Wyrwicka, A; Tołoczko, W; Serwecińska, L; Zieliński, M. 2017. The effect of sewage sludge application on soil properties and willow (*Salix* sp.) cultivation. *Science Total Environment* 586: 66-75.

Vance, E. D., Brookes, P.C; Jenkinson D.S. 1987. An Extraction Method for Measuring Soil Microbial Biomass C. *Soil Biology and Biochemistry* 19: 703-707.

Varenes, A; Cordovil, G; Gonçalves, P. 2016. Soil quality indicators response to application of hydrophilic polymers to a soil from a sulfide mine. *Journal of Hazardous Materials* 192 (3): 1836-1841.

Vinhal-Freitas, I; Correa, G; Wendling, B; Bobulská, L; Ferreira, A. Soil textural class plays a major role in evaluating the effects of land use on soil quality indicators. *Ecological Indicators* 74:182-190.

Wang, M; Xue, J; Horswell, J; Kimberley, M; Huang, Z. 2017. Long-term biosolids application alters the composition of soil microbial groups and nutrient status in a pine plantation. *Biol Fertil Soils* 53: 799-809.

Wei, S; Zhang, X; McLaughlin, N; Chen, X; Jia, S; Liang, A. 2017. Impact of soil water erosion processes on catchment export of soil aggregates and associated SOC. *Geoderma* 294: 63-69.

Wyrwicka, A; Urbaniak, M. 2018. The biochemical response of willow plants (*Salix viminalis* L.) to the use of sewage sludge from various sizes of wastewater treatment plant. *Science of the Total Environment* 615: 882-894.

Xiao, H; Li, Z; Chang, X; Huang, J; Nie, X; Liu, C; Liu, L; Wang, D; Dong, Y; Jiang, J. 2017. Soil erosion-related dynamics of soil bacterial communities and microbial Respiration. *Applied Soil Ecology* 119: 205-213.

Xin, X; Zhao, F; Zhao, H; Goodrich, S; Hill, M; Sumerlin, B; Stoffella, P; Wright, A; He, Z. 2020. Comparative assessment of polymeric and other nanoparticles impacts on soil microbial and biochemical properties. *Geoderma* 367:114278.

Yan, R; Zhang, X; Yan, S; Chen, H. 2018. Estimating soil erosion response to land use/cover change in a catchment of the Loess Plateau, China. *International Soil and Water Conservation Research* 6:13-22

Yao, X; Jingshan, Y; Jiang, H; Wenchao, S; Zhanjie, Li. 2019. Roles of soil erodibility, rainfall erosivity and land use in affecting soil erosion at the basin scale. *Agricultural Water Management* 174: 82-92.

Zacháry, D; Filep, T; Jakab, G; Varga, G; Ringer, M; Szalai, Z. 2018. Kinetic parameters of soil organic matter decomposition in soils under forest in Hungary. *Geoderma Regional* 14: e00187.

Zeng, X; Song, Y; Zeng, C; Zhang, W; He, S. 2016. Partitioning soil respiration in two typical forests in semi-arid regions, North China. *Catena* 147: 536-544.

Zhong, Q; Zhang, S; Chen, H; Li, T; Zhang, C; Xu, X; Mao, Z; Gong, G; Deng, O; Deng, L; Zhang, Y; Pu, Y; Wang, L. 2019. The influence of climate, topography, parent material and vegetation on soil nitrogen fractions. *Catena* 175: 329-338.

Zornoza, R; Faz, A; Carmona, D.M; Kabas, S; Martinez-Martinez, S; Acosta J.A. 2012. Plant Cover and Soil Biochemical Properties in a Mine Tailing Pond Five Years After Application of Marble Wastes and Organic Amendments. *Pedosphere* 22 (1): 22-32.

ANEXOS
Zonas de muestreo



Imagen 1. Suelo erosionado hídricamente (San Miguel Yuxtepec, Municipio de Jiquipilco, Estado de México).



Imagen 2. Suelo erosionado por actividad minera (extracción de arena) (San Miguel Yuxtepec, Municipio de Jiquipilco, Estado de México).

Muestreo

a)



b)



c)



Imagen 3. Las imágenes muestran el a) corte, b) depósito y c) transporte al laboratorio de los bloques de suelo (monolitos) utilizados para la realización del experimento.

Establecimiento del experimento



Imagen 4. Las imágenes muestran el establecimiento del experimento en el laboratorio de Edafología y Ambiente de la Universidad Autónoma del Estado de México (UAEMéx).

Tabla 8. Mineralización de Nitrógeno en un suelo con erosión hídrica enmendado con biosólidos

Tratamiento	7 días			30 días			180 días			360 días		
	N _{inorg}	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻ + NO ₃ ⁻	N _{inorg}	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻ + NO ₃ ⁻	N _{inorg}	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻ + NO ₃ ⁻	N _{inorg}	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻ + NO ₃ ⁻
H ₀	8.35 ± 0.08 ^A	6.69 ± 0.66 ^A	1.66 ± 0.74 ^A	5.73 ± 0.60 ^A	3.98 ± 0.26 ^A	1.29 ± 0.19 ^A	8.63 ± 1.38 ^A	2.88 ± 0.40 ^A	5.75 ± 1.27 ^A	5.15 ± 0.23 ^A	3.96 ± 0.13 ^A	1.19 ± 0.16 ^A
H ₂₅	27.93 ± 0.68 ^B	24.41 ± 0.94 ^B	3.52 ± 0.45 ^A	7.38 ± 0.99 ^A	3.93 ± 0.31 ^A	3.45 ± 0.86 ^A	7.30 ± 0.39 ^A	5.95 ± 0.59 ^B	1.34 ± 0.25 ^B	6.36 ± 0.29 ^A	4.48 ± 0.23 ^A	1.88 ± 0.19 ^A
H ₄₀	57.92 ± 1.75 ^C	52.31 ± 1.12 ^C	5.61 ± 1.88 ^A	6.36 ± 0.51 ^A	3.90 ± 0.49 ^A	2.46 ± 0.31 ^A	15.79 ± 1.12 ^B	11.07 ± 0.77 ^C	4.72 ± 0.73 ^A	9.43 ± 0.32 ^B	5.63 ± 0.14 ^B	3.80 ± 0.33 ^B

Promedio ± error estándar, letras diferentes denotan diferencias significativas (p<0.05, Tukey) en H₀ (control con 0 t ha⁻¹ de biosólido), H₂₅ (25 t ha⁻¹ de biosólido) y H₄₀ (40 t ha⁻¹ de biosólido) después de 7, 30, 180 y 360 días de la aplicación del tratamiento.

Tabla 9. Mineralización de Nitrógeno en un suelo con erosión minera enmendado con biosólidos

Tratamiento	7 días			30 días			180 días			360 días		
	N _{inorg}	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻ + NO ₃ ⁻	N _{inorg}	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻ + NO ₃ ⁻	N _{inorg}	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻ + NO ₃ ⁻	N _{inorg}	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻ + NO ₃ ⁻
M ₀	5.02 ± 0.27 ^A	2.19 ± 0.46 ^A	2.83 ± 0.19 ^A	4.19 ± 0.30 ^A	1.78 ± 0.42 ^A	2.41 ± 0.43 ^A	3.51 ± 0.56 ^A	1.15 ± 0.26 ^A	2.35 ± 0.80 ^A	3.19 ± 0.06 ^A	1.95 ± 0.32 ^A	1.71 ± 0.12 ^A
M ₂₅	9.52 ± 0.99 ^A	6.60 ± 0.53 ^B	2.92 ± 0.67 ^A	8.27 ± 0.26 ^B	6.45 ± 0.25 ^{AB}	1.82 ± 0.39 ^A	9.37 ± 0.30 ^B	7.06 ± 0.17 ^B	2.32 ± 0.43 ^A	4.71 ± 0.21 ^B	2.99 ± 0.22 ^A	1.84 ± 0.03 ^A
M ₄₀	43.74 ± 2.25 ^B	39.28 ± 1.66 ^C	4.46 ± 0.70 ^A	13.49 ± 1.60 ^C	9.22 ± 1.70 ^B	4.26 ± 1.65 ^A	19.86 ± 1.94 ^C	11.27 ± 0.54 ^C	8.59 ± 1.56 ^B	8.02 ± 0.39 ^C	6.22 ± 0.27 ^B	1.92 ± 0.39 ^A

Promedio ± error estándar, letras diferentes denotan diferencias significativas (p<0.05, Tukey) en M₀ (control con 0 t ha⁻¹ de biosólido), M₂₅ (25 t ha⁻¹ de biosólido) y M₄₀ (40 t ha⁻¹ de biosólido) después de 7, 30, 180 días de la aplicación del tratamiento.