



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO

UNIDAD REGIONAL UNIVERSITARIA DE ZONAS ÁRIDAS

Maestría en Ciencias en Recursos Naturales y

Medio Ambiente en Zonas Áridas

INDICADORES DE CALIDAD PARA EVALUAR LA FUNCIONALIDAD DE SUELOS RESTAURADOS DEL NORTE ÁRIDO DE MÉXICO.

T E S I S

Que como requisito parcial

Para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS EN RECURSOS NATURALES

Y MEDIO AMBIENTE EN ZONAS ÁRIDAS

Presenta:

SARA LINNET LUNA REYES

Bajo la supervisión del Dr. Ignacio Sánchez Cohen



Bermejillo, Durango, México. Junio 2025



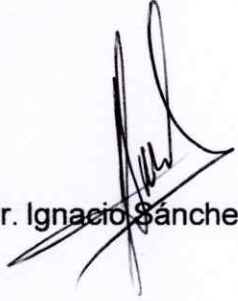
inifap
Instituto Nacional de Investigaciones
Forestales, Agrícolas y Pecuarias

**INDICADORES DE CALIDAD PARA EVALUAR LA FUNCIONALIDAD DE
SUELOS RESTAURADOS DEL NORTE ÁRIDO DE MÉXICO**

Tesis realizada por **SARA LINNET LUNA REYES** bajo la supervisión del Comité Asesor indicado, aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

**MAESTRO EN CIENCIAS EN RECURSOS NATURALES Y MEDIO
AMBIENTE EN ZONAS ÁRIDAS**

DIRECTOR


Dr. Ignacio Sánchez Cohen

CO- DIRECTOR


Dra. Erika Nava Reyna

ASESOR


MC. Jesús Guadalupe Arreola Ávila

ASESOR


Dra. María Cristina García de la Peña

CONTENIDO

RESUMEN GENERAL.....	xi
GENERAL ABSTRACT.....	xii
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL.....	13
CAPITULO 2. REVISIÓN DE LITERATURA.....	26
2.1 El suelo y su importancia.....	26
2.2 Servicios ecosistémicos	28
2.3 El suelo como sumidero de carbono	30
2.4 Carbono orgánico del suelo.....	31
2.5 Carbono inorgánico	33
2.6 Degradación del suelo.....	34
2.7 Restauración de suelos	37
2.8 Indicadores de calidad	39
2.9 literatura citada.....	43
CAPITULO 3. Impacto de la restauración de pastizales degradados sobre las comunidades microbianas y la calidad de suelos en zonas semiáridas	55
Summary.....	55
Resumen.....	56
3.1 Introducción.....	57
3.2 Materiales y métodos	60
3.2.1 Área de estudio.....	60
3.2.2 Toma y manejo de muestras	60
3.2.3 Análisis de indicadores de calidad del suelo.....	61
3.2.4 Extracción DNA	61

3.2.5 Amplificación de las regiones V3 y V4 del gen 16S rRNA	62
3.2.6 Análisis bioinformático	63
3.2.7 Análisis estadístico	64
3.3 Resultados	65
3.3.1 Análisis de indicadores de calidad del suelo.....	65
3.3.2 Composición taxonómica del microbioma.....	67
3.4 Discusión.....	76
3.5 Conclusiones.....	80
3.6 Literatura citada.....	81

ÍNDICE DE TABLAS

<i>Tabla 1. Descripción y ubicación geográfica de las zonas de estudio.</i>	<i>60</i>
<i>Tabla 2. Indicadores fisicoquímicos y biológicos del suelo bajo los diferentes grados de degradación. Valores de la media y desviación estándar ($\pm$). Letras diferentes indican diferencia significativa entre los sitios analizados determinada por la prueba de Tukey. pH – potencial de hidrógeno, CE – conductividad eléctrica, CL – carbono lábil, MOS – materia orgánica del suelo, RBS – respiración basal del suelo, PT – fósforo total, CT – carbono total, NT – nitrógeno total, P_dis – fósforo disponible, K – potasio, Ca – Calcio, Mg – magnesio, Fe – hierro, S – azufre, N.NO₃ – nitratos, CIC – capacidad de intercambio catiónico.</i>	<i>66</i>
<i>Tabla 3. Depuración de secuencias bacterianas obtenidas de muestras con diferente condición de suelo mediante DADA2.</i>	<i>68</i>

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Servicios ecosistémicos del suelo. Fuente: Elaboración del autor.....	28
<i>Figura 2. Almacenes de carbono global en PgC. No se consideró el carbono en el océano medio y profundo (Bruhwiler et al., 2018; Rodríguez Franco et al., 2024).....</i>	<i>29</i>
<i>Figura 3. El ciclo del carbono: interacción de las condiciones físico-químicas y la actividad microbiana del suelo (Wu et al., 2024).....</i>	<i>32</i>
<i>Figura 4. Análisis de componentes principales de las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo de los diferentes sitios de estudio. pH - potencial hidrógeno, S - azufre, K- potasio, N.NO3 - nitratos, CL - carbono lábil, CE - conductividad eléctrica, Mg – manganeso, MOS – materia orgánica del suelo, Ca – Calcio, Fe – hierro, P_dis – fosforo disponible, RBS – respiración basal, PT – fósforo total, CR – carbono total, NT – nitrógeno total, CaCO3 – carbonatos.</i>	<i>67</i>
<i>Figura 5. Gráfica de profundidad de cobertura por curvas de rarefacción de las secuencias obtenidas en las diferentes áreas de estudio, donde la asíntota se alcanzó a las 104,578 secuencias. Área conservada (c), con mezquite Prosopis levigata con exclusión de pastoreo; Área restaurada (R) con mezquite P. levigata, pastos nativos y exclusión de ganado; Área degradada (D) por deforestación, uso agrícola y sobrepastoreo.</i>	<i>69</i>
<i>Figura 6. Abundancia relativa de los principales phyla en suelo bajo diferentes estados del ecosistema: conservado con exclusión de pastoreo (C); restaurado con pastos nativosy exclusión de pastoreo (R), y degradado con deforestación y excesivo uso agrícola y pecuario (D). Los valores de cada rectángulo representan el porcentaje de abundancia relativa de cada taxón.</i>	<i>70</i>
<i>Figura 7. Abundancia relativa de los principales phyla (a) y familias (b) en suelos bajo diferentes estados del ecosistema: conservado con exclusión de pastoreo (C); restaurado con pastos nativos y exclusión de pastoreo (R) y degradado con</i>	

<i>deforestación y excesivo uso agrícola y pecuario (D). Los valores de cada rectángulo representan el porcentaje de abundancia relativa de cada taxón. ..</i>	<i>72</i>
<i>Figura 8. Diagrama de caja y bigotes del índice de número de características (ASV) de los sitios conservado, restaurado y degradado del suelo, Mapimí, Durango, México.....</i>	<i>73</i>
<i>Figura 9. Gráficos de coordenadas principales (PCoA) del índice de Jaccard (a), índice de Bray-curtis (b) y Unifrac no ponderado (c) de la microbiota bacteriana de los tratamientos conservado, restaurado y degradado del suelo de Mapimí, Durango, México.....</i>	<i>74</i>
<i>Figura 10. Análisis de redundancia de los 15 phyla más abundantes y los principales indicadores de calidad del suelo en zonas conservada, restaurada y degradada por actividades agropecuarias en zonas áridas del norte de México. S - azufre, CE - conductividad eléctrica, PT – fósforo total, RBS – respiración basal del suelo, Fe – hierro.</i>	<i>75</i>

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT) por el apoyo financiero proporcionado para llevar a cabo el desarrollo de esta investigación.

A la UACH-URUZA por permitirme crecer y evolucionar dentro de su organización, así como por proporcionar los recursos necesarios para llevar a cabo mis estudios de posgrado.

Al Dr. Ignacio Sánchez Cohen por su liderazgo y valiosas contribuciones a lo largo del proyecto, así como los conocimientos que compartió y la paciencia que demostró durante mi etapa de formación.

A la Dra. Erika Nava Reyna por guiarme durante todo el proyecto y sobre todo por sus valiosas contribuciones durante el proceso del mismo. También estoy agradecida por los conocimientos compartidos y sobre todo por su paciencia brindada.

A mi comité asesor: Dr. Jesús Guadalupe Arreola por sus observaciones realizadas durante el desarrollo del proyecto y a la Dra. María Cristina García de la Peña por su gran aportación, herramientas y conocimiento otorgado.

DEDICATORIA

A mis padres Sara y Ricardo por apoyarme y sobre todo por todas las enseñanzas que a lo largo de mi vida me han ido transmitiendo, además de su apoyo incondicional. Ellos son mi principal motivación en la vida y solo espero un día poder regresarles un poco de todo lo que ellos me han dado.

A mi hermano Eder por acompañarme, escucharme y comprenderme durante este proceso, siempre me ha apoyado en los momentos difíciles de mi vida. Siempre tendrá mi amor y mi apoyo incondicional.

A mi esposo Isaac quien ha estado a mi lado desde el principio de este camino, siempre alentándome, dándome su apoyo incondicional y sobre todo por hacerme sentir amada cada segundo de mi vida.

DATOS BIOGRÁFICOS

Datos personales

Nombre: Sara Linnet Luna Reyes

Fecha de nacimiento: 23 de diciembre de 1994

Lugar de nacimiento: Torreón Coahuila

CURP: LURS941223MCLNYR08

Profesión: Licenciado Químico Farmacéutico Biólogo

Cédula profesional: 12443254



Desarrollo académico

Preparatoria: Colegio Nacional de Educación Profesional Técnica (CONALEP), Torreón, Coahuila. (Técnico en Química Industrial, Cédula profesional: 8665310) (2011-2014).

Licenciatura: Universidad Juárez del Estado de Durango (UJED). Facultad de Ciencias Químicas, Gómez Palacio, Durango (2015-2020).

Desarrollo científico

Participación como ponente en el VI Congreso Nacional y IV Internacional de Ciencias Agropecuarias del TECNM, en noviembre 2023 con el trabajo: Variación de las comunidades bacterianas del suelo por la restauración de suelos degradados en la sierra de Zapalinamé.

Participación como coautor en artículo: Rickettsiosis por inmunofluorescencia indirecta y por PCR en tiempo real. DOI: 10.22533/at.ed.813242230062

RESUMEN GENERAL

INDICADORES DE CALIDAD PARA EVALUAR LA FUNCIONALIDAD DE SUELOS RESTAURADOS DEL NORTE ÁRIDO DE MÉXICO

El suelo es un recurso esencial que sostiene procesos biológicos y productivos clave. Sin embargo, su degradación por actividades humanas afecta la biodiversidad, la seguridad alimentaria y la economía. Además, el cambio climático agrava la vulnerabilidad de los suelos, especialmente en zonas áridas y semiáridas. Estrategias como la reforestación y la revegetación han mostrado efectos positivos al restaurar funciones del suelo. El objetivo de este estudio fue seleccionar indicadores de calidad del suelo para evaluar la funcionalidad de prácticas de restauración en ecosistemas áridos. El estudio se realizó en una zona de Mapimí, Durango degradada por actividades agropecuarias, en la cual se instauró exclusión de pastoreo y reforestación con plantas nativas para la restauración del ecosistema un año antes. Adicionalmente, se analizó un área de mezquital conservado como control. Las prácticas de restauración mejoraron propiedades del suelo, destacando la respiración basal, fósforo, carbono, nitrógeno, fósforo disponible y hierro. Además, el análisis del bacterioma reveló cambios en algunos índices de diversidad alfa y beta, reflejando la resiliencia microbiana a la perturbación, donde los suelos degradados no necesariamente perdieron su riqueza de microorganismos, sino de una reestructuración de la comunidad bacteriana. Asimismo, se logró identificar los taxa bacterianos clave bajo las distintas condiciones: el phylum Chloroflexota destacó en suelos degradados, Acidobacteriota en el área conservada y Bacteroidota y Proteobacteria en la restaurada. Así, las prácticas de restauración mostraron su influencia positiva en el proceso de recuperación del suelo desde el corto plazo. Lo anterior, aunado a una mejor mineralización de la materia orgánica, el incremento de la concentración de nutrientes y carbono en el suelo, sugiere un mejoramiento en su calidad. De esta forma, la selección de indicadores sensibles al manejo permitió evaluar eficazmente las prácticas de restauración desde el corto plazo, facilitando así el monitoreo y la conservación sostenible del suelo.

Palabras clave: Restauración de suelo, bacterioma, índices de calidad del suelo, degradación de suelos.

Tesis de Maestría en Ciencias, Posgrado en Recursos Naturales y Medio Ambiente en Zonas Áridas, Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas.

Autor: Sara Linnet Luna Reyes

Director de tesis: Ignacio Sánchez Cohen.

GENERAL ABSTRACT

SOIL QUALITY INDICATORS TO ASSESS THE FUNCTIONALITY OF RESTORED SOILS IN ARID NORTHERN MEXICO

Soil is a vital natural resource underpinning essential biological and productive functions. Its degradation by anthropogenic activities threatens biodiversity, food security, and regional economies, while climate change further intensifies soil vulnerability in arid and semi-arid ecosystems. This study aimed to identify sensitive soil quality indicators for assessing the functional recovery of aridland restoration practices. Fieldwork was conducted in Mapimí, Durango, on a site degraded by agricultural use, where livestock exclusion and native-plant reforestation had been in place for one year. An adjacent undisturbed mesquite scrub served as a reference.

Restoration interventions significantly enhanced key soil properties, including basal respiration, total and available phosphorus, organic carbon, total nitrogen, and extractable iron. High-throughput bacterial community profiling revealed shifts in α - and β -diversity metrics, indicating microbial resilience through community restructuring rather than loss of richness. Notably, Chloroflexota dominated degraded soils, Acidobacteriota were prevalent in the reference site, and Bacteroidota and Proteobacteria increased in restored plots. These early positive trends-increased organic matter mineralization, nutrient accumulation, and carbon sequestration-demonstrate the effectiveness of the selected indicators for short-term monitoring of soil functional recovery. Implementing management-sensitive metrics thus enables robust evaluation of restoration success and supports sustainable soil conservation strategies.

Keywords: Soil restoration; bacterial community profiling; soil quality indices; soil degradation.

Master of Science Thesis, Graduate Program in Natural Resources and Environment in Arid Zones, Universidad Autónoma Chapingo, Regional University Unit of Arid Zones.

Author: Sara Linnet Luna Reyes

Advisor: Dr. Ignacio Sánchez Cohen

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL

El suelo es un componente fundamental de los ecosistemas con múltiples procesos biológicos, físicos y químicos complejos, los cuales sustentan diversos ciclos de vida, agua y nutrientes, y contribuyen a la supervivencia humana (Lu et al., 2022), confiriéndole diversas funciones conocidas como servicios ecosistémicos. Más aún, la supervivencia humana está estrechamente relacionada con las actividades productivas como la agricultura, ganadería y en el área forestal. No obstante, las actividades antropogénicas tienden a ser la causa primordial de la degradación del suelo, provocando problemas fisicoquímicos, ecológicos y socioeconómicos, lo cual se incrementado con la pérdida de la biodiversidad y el cambio climático (Figueroa et al., 2022), ocasionando grandes pérdidas en el ecosistema (Pérez & Gonzalez, 2001). Sollins et al., (1996), concretaron que la degradación de la materia orgánica del suelo (MOS) depende principalmente de tres factores: la inestabilidad molecular, las interacciones entre los componentes orgánicos e inorgánicos y la facilidad con la que los microorganismos tienen acceso a la materia orgánica del suelo. Más aún, la degradación del suelo se ha vuelto una problemática a nivel mundial, dificultando su aprovechamiento cada vez más y perjudicando factores desde la práctica hasta la economía (Lu et al., 2022), generando pérdidas irreparables de zonas de tierra productiva y el aumento de la pobreza a millones de personas (FAO, 2015).

Existen tres tipos de degradación del suelo: 1) la erosión física, que se genera de una pérdida fisicomecánica del suelo por agua o viento, alterando el ecosistema, un factor primordial de degradación sobre todo en las zonas agrícolas de muchos países del mundo (IDEAM, 2015; Pérez & Gonzalez, 2001); 2) en la degradación química, donde se tiene un incremento de la salinización, acidificación y contaminación del suelo, debido principalmente al mal uso de fertilizantes en distintos sectores sociales (IDEAM, 2015); 3) la degradación biológica, que se define como la pérdida irrecuperable de la vegetación, materia orgánica del suelo (MOS) y organismos del suelo y afecta cerca del 3.6% del país (SEMANART, 2012).

En América Latina, los problemas de degradación tienen una estrecha relación con la ocupación y tenencia del suelo, por lo que, al explotarlo desde el punto de vista silvoagropecuario, tiende a modificar el balance del ecosistema. La sobreexplotación de estos ecosistemas está asociada con la restricción de superficie disponible para los cultivos, afectando la demanda de alimentos (Pérez & Gonzalez, 2001). De esta manera, la degradación del suelo pone en riesgo la capacidad de satisfacer las necesidades de las nuevas generaciones. Más aún, se estima que las tendencias demográficas y el crecimiento de la población aumentará a 9,000 millones para el 2050, lo que conllevará a un incremento del 60% en la demanda alimentaria (Figueroa et al., 2022).

De acuerdo con la (FAO, 2023), la degradación del suelo tiende a presentarse como un cambio en su calidad, debilitando su capacidad de producir y ofrecer servicios ecosistémicos a sus posibles consumidores. Actualmente, el 33% del suelo a nivel mundial ha presentado daño debido a factores que va desde la erosión hasta la contaminación química del suelo (Figueroa et al., 2022). Más aún, el uso agrario del suelo afecta considerablemente el equilibrio del ecosistema, modificando la velocidad del deterioro y provocando enormes cambios en la naturaleza (ONU, 2015). Cabe mencionar que los suelos áridos son los más susceptibles al cambio climático, ya que puede reducir las actividades productivas y la entrada y descomposición de la hojarasca, ocasionando problemas como la erosión asociada a las fuertes lluvias (FAO, 2015). De igual forma, los suelos de las regiones áridas y semiáridas muestran problemas de salinidad y sodio debido al mal uso que se tiene en los sistemas agropecuarios (Pastor Mogollón et al., 2016).

Por otro lado, los bosques y pastizales también se encuentran gravemente expuestos a cambios ambientales y antropogénicos, representando el 10% de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) por la deforestación provocada por la introducción de nuevas tierras para uso de cultivo y actividades de extracción de madera, convirtiéndose en una fuente importante de emisión atmosférica del CO₂ (Galicia et al., 2016). De acuerdo con modelos climáticos basados en la degradación

y absorción del carbono en el suelo (Paz et al., 2016), el cambio climático aumentará el área cubierta por zonas áridas (áridas, semiáridas, hiperáridas y subhúmedas) en un 23% para el 2100 (Huang et al., 2016), cubriendo alrededor del 50% de la superficie terrestre (Huang et al., 2017).

Debido a esta situación, existen diferentes estrategias para mitigar el cambio climático, desde disminuir las emisiones de GEI, primordialmente el CO₂ y el CH₄ (Macías et al., 2005), hasta recuperar suelos degradados y reestablecer sus funciones a partir del secuestro de carbono en el suelo, dando las bases fundamentales de las políticas hechas por la Estrategia de Protección del Suelo (Macías, 2004). De acuerdo con el estudio de Flores-Rentería et al., (2020), existió una rápida capacidad de recuperación (5 años aproximadamente) del microbioma al reforestar bosques tropicales lluviosos degradados en Veracruz y una variabilidad en relación con las temporadas de lluvias y secas. En la agricultura, se ha informado que las medidas de conservación del suelo pueden reducir el riesgo de erosión y la pérdida de nutrientes (Ramírez-López et al., 2013). Mango et al., (2017), mencionaron que esto puede ocurrir especialmente en regiones áridas y semiáridas debido a que promueve la preservación de agua y suelo, lo cual disminuye la pérdida de nitrógeno del suelo y aumenta la eficiencia de los fertilizantes. De igual manera, el manejo adecuado de la materia orgánica y la implementación de estrategias de restauración como la revegetación constituyen acciones clave para promover el uso sostenible de los pastizales, por un lado, la incorporación de materia orgánica mejora la fertilidad del suelo y estimula la actividad de la biota edáfica detritívoras, organismo fundamental para mantener la estabilidad y la permanencia de los pastizales nativos (Deru et al., 2023; Deru et al., 2017). Por otro lado, prácticas como la revegetación contribuyen significativamente a la recuperación de áreas degradadas al aumentar la cobertura vegetal y controlar la erosión (Jia et al., 2023; Ma et al., 2022). Además, estas acciones restauran funciones ecosistémicas esenciales, como la retención del suelo, el secuestro de carbono, la provisión de pastizales y otros servicios ambientales relacionados con la vegetación nativa (Lázaro-González et al., 2023; Nave et al., 2018), lo que en

conjunto favorece el reciclaje de nutrientes y la funcionalidad ecológica del suelo en los pastizales tropicales de Veracruz, México (Roa-Fuentes et al., 2015; Tobón et al., 2011). Para mantener la conservación del suelo recuperado es indispensable emplear de manera permanente las técnicas de transformación de restos orgánicos, a fin de elevar la productividad del ecosistema. Cabe mencionar que los estudios sobre la evaluación de la restauración integral de la calidad del suelo son escasos, más aún en México.

De acuerdo con (INEGI, 2015), el 66% de la superficie nacional se encuentra afectada por un tipo de erosión, donde la evaluación de la restauración de suelos degradados se ha enfocado primordialmente en regiones tropicales del país (Crespo, 2008), a pesar de que las regiones áridas son altamente vulnerables a la degradación (Paustian et al., 2016). No obstante, los suelos en zonas áridas y semiáridas presentan un buen potencial como depósitos de carbono y podrían ayudar a mitigar el cambio climático (Lal, 2004).

Para el seguimiento del grado de restauración/degradación del suelo, es necesario contar con indicadores para evaluar la calidad y condición del suelo (Bautista Cruz et al., 2004). Factores como la heterogeneidad del suelo complican de gran manera la elección de adecuados índices de calidad (Barrera León et al., 2020; Lal, 2015; Mukherjee & Lal, 2014), por lo que resulta indispensable su valoración bajo las condiciones locales.

Existen pocas investigaciones sobre la efectividad combinada de métodos agrícolas, pecuarios y forestales de remediación fisicoquímica, biológica y ecológica de suelos, más aún en zonas áridas, las cuales según (Paustian et al., 2016), son consideradas altamente vulnerables a la degradación. Por lo tanto, es importante establecer programas de monitoreo que ofrezcan una evaluación integral en la vegetación y la calidad del suelo que ayuden a la planeación, adopción e instauración de estrategias de restauración desde el corto plazo. Sin embargo, estas áreas también tienen un gran potencial como sumideros de carbono que ayuden a mitigar el cambio climático (Paustian et al., 2016). Además, se ha demostrado que

la restauración de la cubierta vegetal en estas zonas genera un aumento en la absorción y almacenamiento de carbono (Williams et al., 2024).

JUSTIFICACIÓN

La evaluación de la restauración de suelos degradados en México se ha enfocado principalmente en áreas tropicales (Roa-Fuentes et al., 2015). Más aún, los estudios integrales sobre la restauración física, química y biológica son escasos, especialmente en las zonas áridas y semiáridas, a pesar de que representan el 52% del territorio nacional, sobre todo en el norte, las cuales son muy susceptibles a la degradación (INEGI, 2015).

En México, alrededor de 43.56 millones de hectáreas, el 43% de los suelos secos y el 22.17% que representan al territorio nacional sufre degradación (SEMANART, 2012). De acuerdo con estas cifras, el 5% corresponde a zonas áridas, mientras que el 61.2% a zonas semiáridas y el 33.8% a las zonas subhúmedas secas. Por lo que, la actividad agrícola y ganadera son las principales causantes de la degradación de los suelos del país, ocupando el 35% del total (SEMANART, 2012). Adicionalmente, la pérdida de la cobertura vegetal también contribuye significativamente con el 7.4% de la degradación (SEMANART, 2012), el resto se debe a la urbanización, el uso excesivo de la vegetación y las actividades industriales (SEMANART, 2012).

Por otro lado, la agricultura, la silvicultura y otros usos del suelo son responsables de más de una cuarta parte de las emisiones de gases de efecto invernadero antropogénicos, por lo que se necesitan tecnologías a gran escala que puedan eliminar estas emisiones (Anderson & Peters, 2016), como la reforestación, la exclusión del pastoreo y la agricultura de conservación. Sin embargo, la lenta respuesta de los suelos en ambientes áridos y semiáridos a los cambios en su manejo puede retrasar la aparición de señales de restauración y dificultar su adopción (Kimmell et al., 2023). Por lo tanto, para ayudar en el diseño, la adopción y la implementación de prácticas de restauración, es indispensable establecer

programas de monitoreo efectivos que proporcionen una evaluación integral en el impacto de la vegetación y la calidad del suelo.

La evaluación de la calidad del suelo requiere considerar de manera integrada las propiedades y la dinámica del suelo en el espacio y el tiempo. El almacenamiento de carbono orgánico del suelo (COS) puede utilizarse como un indicador de la calidad del suelo en su restauración (Lorenz & Lal, 2016), así como el índice de la biodiversidad, y la actividad de los microorganismos (Aravindh et al., 2020). Asimismo, el estado del suelo puede ser monitoreado en campo (Druille et al., 2020), donde se implica la observación y recopilación de datos directamente en el entorno natural, sin depender de fuentes secundarias de información. Tradicionalmente, la evaluación de la calidad del suelo se ha basado principalmente en parámetros físicos y químicos como la textura, el pH, suministro de nutrientes y al porcentaje de materia orgánica en el suelo (Aravindh et al., 2020). Aunque estos indicadores son útiles, su variación suele ser lenta y, por tanto, pueden tardar en reflejar los efectos de las prácticas de manejo o restauración. En cambio, los indicadores biológicos (como la biomasa microbiana, la diversidad funcional y la actividad de los organismos del suelo) han demostrado ser más sensibles a los cambios recientes en el uso del suelo, lo que los convierte en herramientas clave para evaluar mejoras o deterioros en un periodo de tiempo más corto (Lehmann et al., 2020). Esta capacidad de respuesta inmediata los hace una herramienta clave para evaluar los procesos de restauración y con ello, tomar decisiones de manejo eficaces.

OBJETIVOS

Objetivo general

Seleccionar indicadores de calidad del suelo que permitan evaluar la funcionalidad de suelos restaurados en ecosistemas del norte árido de México.

Objetivos específicos

- Determinar la calidad química de los suelos de estudio.

- Analizar la calidad biológica de los suelos evaluados.

HIPÓTESIS GENERAL

La selección de indicadores de calidad sensibles a cambios en el manejo del suelo, permitirá evaluar adecuadamente la eficacia de prácticas de restauración de suelos degradados en ecosistemas del norte árido de México desde el corto plazo.

LITERATURA CITADA

- Anderson, K., & Peters, G. (2016). The trouble with negative emissions. *Science*, 354(6309), 182-183. <https://doi.org/10.1126/science.aah4567>
- Aravindh, S., Chinnadurai, C., & Balachandar, D. (2020). Development of soil biological quality index for soils of semi-arid tropics. *SOIL*, 6, 483-497. <https://doi.org/10.5194/soil-6-483-2020>
- Barrera León, J., Barrezueta Unda, S., & García Bastidas, R. M. (2020). Evaluation of Soil Quality Indices of Different Crops Under Different Topographic Conditions. *Revista Metropolitana de Ciencias Aplicadas*, 3(1), 182-190.
- Barrera León, J., Barrezueta Unda, S., & García Bastidas, R. M. (2020). Evaluation of Soil Quality Indices of Different Crops Under Different Topographic Conditions. *Revista Metropolitana de Ciencias Aplicadas*, 3(1), 182-190.
- Crespo, G. (2008). Importancia de los sistemas silvopastoriles para mantener y restaurar la fertilidad del suelo en las regiones tropicales. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*, 42(4), 329-335.
- Deru, J. G. C., Bloem, J., de Goede, R., Brussaard, L., & van Eekeren, N. (2023). Effects of organic and inorganic fertilizers on soil properties related to the regeneration of ecosystem services in peat grasslands. *Applied Soil Ecology*, 187, 104838. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.104838>
- Deru, J. G. C., Bloem, J., de Goede, R., Keidel, H., Kloen, H., Rutgers, M., van den Akker, J., Brussaard, L., & van Eekeren, N. (2017). Soil ecology and ecosystem services of dairy and semi-natural grasslands on peat. *Applied Soil Ecology*, 125, 26-34. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.12.011>
- Druille, M., Williams, A. S., Torrecillas, M., Kim, S., Meki, N., & Kiniry, J. R. (2020). Modeling Climate Warming Impacts on Grain and Forage Sorghum Yields in Argentina. *Agronomía*, 10(7), 964. <https://doi.org/10.3390/agronomy10070964>

- FAO. (2015). Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Estado mundial del recurso suelo: Resumen técnico. FAO. <https://www.fao.org/3/i5126s/i5126s.pdf>
- FAO. (2023). Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación. Portal de suelos de la FAO. <https://www.fao.org/soils-portal/soil-degradation-restoration/es/>
- Figuerola, V. M., Larreal Ríos, M. H., Jaimes Cárdenas, E. J., Ulloa Morejón, J. P., & Dueñas Alvarado, D. J. (2022). Soils, Vegetation and Erosion in a Toposequence of the farm la Estrella municipality machiques de perijá, state Zulia, Venezuela. *Revista Metropolitana de Ciencias Aplicadas*, 5(3), 77-87. <https://doi.org/10.62452/dkctcp27>
- Flores-Rentería, D., Sánchez-Gallén, I., Morales-Rojas, D., Larsen, J., & Álvarez-Sánchez, J. (2020). Changes in the abundance and composition of a microbial community associated with land use change in a Mexican tropical rain forest. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 20(3), 1144-1155. <https://doi.org/10.1007/s42729-020-00200-6>
- Galicia, L., Gamboa Cáceres, A. M., Cram, S., Chávez Vergara, B., Peña Ramírez, V., Saynes, V., & Siebe, C. (2016). Stocks and Dynamics of Soil Organic Carbon in Temperate Forests of Mexico. *Terra latinoamericana*, 34(1), 1-29.
- Huang, J., Yu, H., Dai, A., Wei, Y., & Kang, L. (2017). Drylands face potential threat under 2 °C global warming target. *Nature Climate Change*, 7(6), 417-422. <https://doi.org/10.1038/nclimate3275>
- Huang, J., Yu, H., Guan, X., Wang, G., & Guo, R. (2016). Accelerated dryland expansion under climate change. *Nature Climate Change*, 6(2), 166-171. <https://doi.org/10.1038/nclimate2837>
- IDEAM. (2015). Colombia Ministerio de Ambiente & Desarrollo Sostenible Instituto de Hidrología, M. y E. A. Estudio nacional de la degradación de suelos por erosión en Colombia 2015: Ministerio del Medio Ambiente y Desarrollo sostenible.

- INEGI. (2015). *Conjunto de datos de erosión hídrica del suelo. Escala 1:250,000*.
<https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html>
- Jia, Y., Chen, S., Wu, M., Gu, Y., Wei, P., Wu, T., Shang, Z., Wang, S., & Yu, H. (2023). Improved permafrost stability by revegetation in extremely degraded grassland of the Qinghai-Tibetan Plateau. *Geoderma*, 430, 116350.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116350>
- Kimmell, L. B., Fagan, J. M., & Havrilla, C. A. (2023). Soil restoration increases soil health across global drylands: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 60(9), 1939-1951. <https://doi.org/10.1111/1365-2664-14459>
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123(1-2), 1-22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma-2004.01.032>
- Lal, R. (2015). Restoring soil quality to mitigate soil degradation. *Sustainability*, 7(5), 5875-5895. <https://doi.org/10.3390/su7055875>
- Lázaro-González, A., Andivia, E., Hampe, A., Hasegawa, S., Marzano, R., Santos, A. M., Castro, J., & Leverkus, A. B. (2023). Revegetation through seeding or planting: A worldwide systematic map. *Journal Environ Manage*, 337, 117713.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117713>
- Lehmann, J., Bossio, D. A., Kögel-Knabner, I., & Rillig, M. C. (2020). The concept and future prospects of soil health. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1(10), 544-553. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8>
- Lorenz, K., & Lal, R. (2016). Soil organic carbon - an appropriate indicator to monitor trends of land and soil degradation within the SDG framework. *Dessau-Roßlau, Germany* (available at: http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1968/publikationen/2016-11-30_soil_organic_carbon_as_indicator_final.pdf).

- Lu, J. K. G., Cierito, L. E. O., Aliaga, W. C. L., & Cierito, J. D. O. (2022). Sembrío de Inga edulis (guaba) y aporte de macronutrientes en suelos degradados excocales. *FitoVida*, 1(2), 02-05.
- Ma, S., Yang, B., Zhao, J., Tan, C., Chen, J., Mei, Q., & Hou, X. (2022). Hydrothermal Dynamics of Seasonally Frozen Soil With Different Vegetation Coverage in the Tianshan Mountains. *Frontiers in Earth Sciences*, 9, 806309. <https://doi.org/10.3389/feart.2021.806309>
- Macías, F. (2004). Recuperación de suelos degradados, reutilización de residuos y secuestro de carbono. Una alternativa integral de mejora de la calidad ambiental. *Recursos rurales*, 1, 49-56.
- Macías, F., Arbestain, M. C., & Lado, L. R. (2005). Alternativas de secuestro de carbono orgánico en suelos y biomasa de Galicia. *Recursos rurales*(1), 71-85. <https://doi.org/10.15304/rr.id5342>
- Mango, N., Siziba, S., & Makate, C. (2017). The impact of adoption of conservation agriculture on smallholder farmers' food security in semi-arid zones of southern Africa. *Agriculture & Food Security*, 6(1), 1-8. <https://doi.org/10.1186/s40066-017-0109-5>
- Mukherjee, A., & Lal, R. (2014). Comparison of soil quality index using three methods. *PloS one*, 9(8), e105981. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105981>
- Nave, L. E., Domke, G. M., Hofmeister, K. L., Mishra, U., Perry, C. H., Walters, B. F., & Swanston, C. W. (2018). Reforestation can sequester two petagrams of carbon in US topsoils in a century. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(11), 2776-2781. <https://doi.org/10.1073/pnas.1719685115>
- ONU. (2015). Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación & Agricultura (FAO) & Grupo Técnico Intergubernamental del SUELO (GTIS). Estado Mundial del Recurso Suelo (EMRS). (Resumen Técnico). Roma, Italia. P.1.

- Pastor Mogollón, J., Martínez, A., & Torres, D. (2016). Efecto de la aplicación de vermicompost en las propiedades biológicas de un suelo salino-sódico del semiárido venezolano. *Bioagro*, 28(1), 029-038.
- Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G. P., & Smith, P. (2016). Climate-smart soils. *Nature*, 532(7597), 49-57. <https://doi.org/10.1038/nature17174>
- Paz, F., Covalada, S., Hidalgo, C., Etchevers, J., & Matus, F. (2016). Simple and operational modeling of organic carbon in physical fractions in soils. *Terra latinoamericana*, 34(3), 321-337.
- Pérez, C., & Gonzalez, J. (2001). Diagnóstico sobre el estado de degradación del recurso suelo en el país.
- Ramírez-López, A., Désirée Beuchelt, T., & Velasco-Misael, M. (2013). Factors for adoption and abandonment of conservation agriculture systems in the high valleys of Mexico. *Agricultura, sociedad y desarrollo*, 10(2), 195-214.
- Roa-Fuentes, L. L., Martínez-Garza, C., Etchevers, J., & Campo, J. (2015). Recovery of soil C and N in a tropical pasture: passive and active restoration. *Land Degradation & Development*, 26(3), 201-210. <https://doi.org/10.1002/ldr.2197>
- SEMANART. (2012). *Secretaría de Medio Ambiente & Recursos Naturales (SEMANART). La degradación de suelos en Mexico*. https://paot.org.mx/centro/ine-semanart/informe02/estadisticas_2000/compendio/03dim_ambiental//03_suelos/index.htm
- Sollins, P., Homann, P., & Caldwell, B. A. (1996). Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma*, 74(1-2), 65-105. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(96\)00036-5](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(96)00036-5)
- Tobón, W., Martínez-Garza, C., & Campo, J. (2011). Soil responses to restoration of a tropical pasture in Veracruz, south-eastern Mexico. *Journal of Tropical Forest Science*, 23(3), 338-344.

Williams, B. A., Beyer, H. L., Fagan, M. E., Chazdon, R. L., Schmoeller, M., Sprenkle-Hyppolite, S., Griscom, B. W., Watson, J. E. M., Tedesco, A. M., Gonzalez-Roglich, M., Daldegan, G. A., Bodin, B., Celentano, D., Wilson, S. J., Rhodes, J. R., Alexandre, N. S., Kim, D. H., Bastos, D., & Crouzeilles, R. (2024). Global potential for natural regeneration in deforested tropical regions. *Nature*, 1-7. <https://doi.org/10.1038/s41586-024-08106-4>

CAPITULO 2. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 El suelo y su importancia

Los suelos son un componente esencial de los ecosistemas, donde se desarrollan diversos procesos biológicos, físicos y químicos muy complejos. Estos procesos sustentan los ciclos de vida, agua y otros nutrientes y, por lo tanto, contribuyen con la supervivencia humana (Lu et al., 2022; Martínez Soto et al., 2023). El suelo se forma en la intersección de la atmósfera, biósfera, litosfera e hidrósfera, y tiene diversas funciones que van desde ser productor de alimentos, fibras, etc., hasta ser un sistema dinámico que soporta cualquier actividad humana (Elramady et al., 2022). Además, es vital para la preservación, restauración y conservación de los ecosistemas, ya que suele brindar elementos nutritivos para el desarrollo de las plantas (Arcila et al., 2007; SECS, 2017).

Los suelos juegan diversos roles dentro de los ecosistemas, siendo esenciales para mantener el equilibrio entre las interacciones y condiciones de los ecosistemas (Zaccagnini et al., 2014), entre los que destacan los siguientes (Arcila et al., 2007; Burbano-Orjuela, 2016):

- Disponibilidad de nutrientes, indispensables para el desarrollo de las plantas.
- Resistencia a la erosión, ya que un suelo conservado tiende a soportar posibles eventos de mayor o menor magnitud por diversas condiciones.
- Enraizamiento, que se refiere a la penetración de las raíces al suelo para la obtención de agua y nutrientes para su eficiente desarrollo.
- Disponibilidad de agua, ya que tiene como función transportar nutrientes hacia el suelo y con ello, puedan ser adheridos a las plantas; además suele proporcionar un excelente rendimiento y desarrollo de las especies presentes en ese ecosistema.
- Actividad microbiológica, que mantiene la fertilidad del suelo y la nutrición de las plantas y, por consiguiente, llevan a cabo la biodegradación de la materia orgánica y desempeña un papel clave en el reservorio de carbono lábil, el nitrógeno y el fósforo.

- Sumidero de CO₂, que, en el contexto del cambio climático y las altas concentraciones de dióxido de carbono en la atmósfera, el suelo, debido a sus características relacionadas con el clima y el aporte de materia orgánica, puede facilitar u obstaculizar la liberación de CO₂. Esto se logra mediante la transformación del CO₂ en carbono orgánico, mediante el apoyo de los microorganismos y las plantas.

En los últimos años, los monocultivos, agroquímicos, cambio de uso de suelo y eventos causados por el cambio climático han estado afectando negativamente a los servicios ecosistémicos, ocasionando un deterioro en el suelo, lo cual ha repercutido en la pérdida del carbono orgánico, el desequilibrio de los nutrientes que por consiguiente está afectando a la biodiversidad (FAO, 2015).

Los microorganismos del suelo desempeñan un papel fundamental en la preservación del equilibrio ecológico y en la disponibilidad de servicios ecosistémicos esenciales (Schloter et al., 2018; Thiele-Bruhn et al., 2020). Estos organismos microscópicos intervienen activamente en procesos como el reciclaje de nutrientes, la descomposición de materia orgánica, la formación de agregados del suelo y la regulación del ciclo del carbono (Delgado-Baquerizo et al., 2018; Fierer, 2017), funciones que son clave para la fertilidad del suelo y la salud de los ecosistemas terrestres. Según (Thiele-Bruhn et al., 2020), la actividad microbiana no solo mejora la disponibilidad de nutrientes para las plantas, sino que también contribuye a la retención de agua y a la estabilidad estructural del suelo, lo que fortalece su capacidad de resistir perturbaciones como la erosión y la compactación (Lehmann et al., 2017). Además, los microorganismos influyen directamente en los servicios ecosistémicos al modular la captura de carbono, regular los flujos de gases de efecto invernadero y sostener la productividad primaria (Jansson & Hofmockel, 2020), haciendo del suelo un componente activo en la mitigación del cambio climático y en la provisión de bienes y servicios esenciales para los seres humanos. Por lo tanto, conservar la biodiversidad microbiana es vital para asegurar la resiliencia y sostenibilidad de los ecosistemas terrestres (Wall et al., 2015).

2.2 Servicios ecosistémicos

Los ecosistemas proporcionan diversos beneficios a la población, conocidos como servicios ambientales o ecosistémicos, que se agrupan en cuatro categorías fundamentales: soporte, regulación, provisión y culturales (Millennium ecosystem assessment, 2005; SEMANART, 2015) (Figura 1). Aunado a ello, el suelo representa un componente fundamental de los ecosistemas y desempeña un papel clave en la generación de servicios ecosistémicos esenciales para el bienestar y la supervivencia humana.

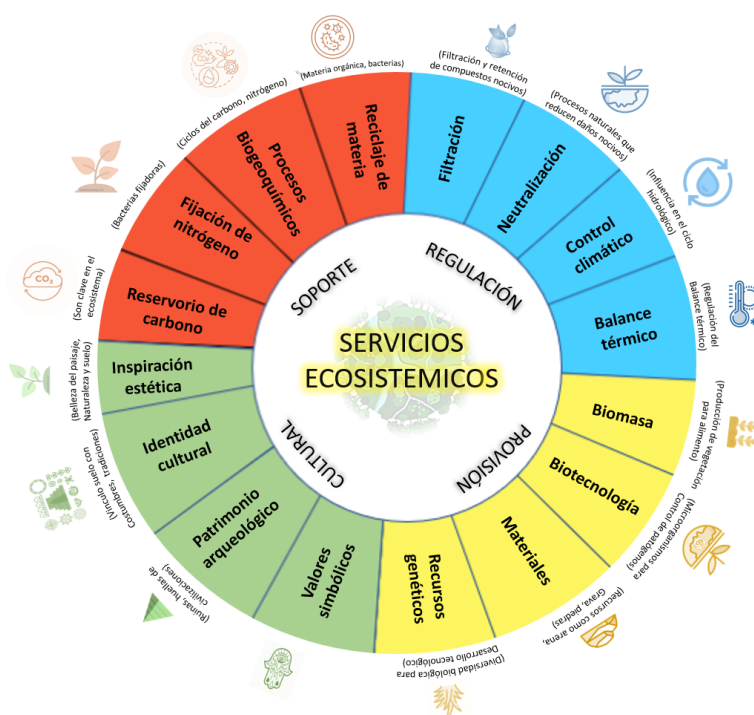


Figura 1. Servicios ecosistémicos del suelo. Fuente: Elaboración del autor.

El suelo proporciona diversos servicios ecosistémicos importantes, de los cuales destacan:

- Los servicios de soporte, suelen estar relacionados con la diversidad del suelo, ya que ofrece una variedad de nichos ambientales para bacterias, protozoarios, artrópodos y nemátodos. Estos microorganismos son indispensables para el reciclaje de materia orgánica y la continuidad de los

ciclos biogeoquímicos. Asimismo, el suelo actúa como reservorio de bacterias fijadoras de nitrógeno atmosférico, que posteriormente es aprovechado por las plantas. Además, constituye el principal reservorio de carbono en los ecosistemas terrestres. De hecho, los suelos contienen mucho más carbono que la vegetación y casi el doble de lo que se encuentra en la atmósfera (Figura 2) (FAO, 2004), lo que contribuye a reducir su liberación en forma de dióxido de carbono, uno de los principales gases de efecto invernadero.

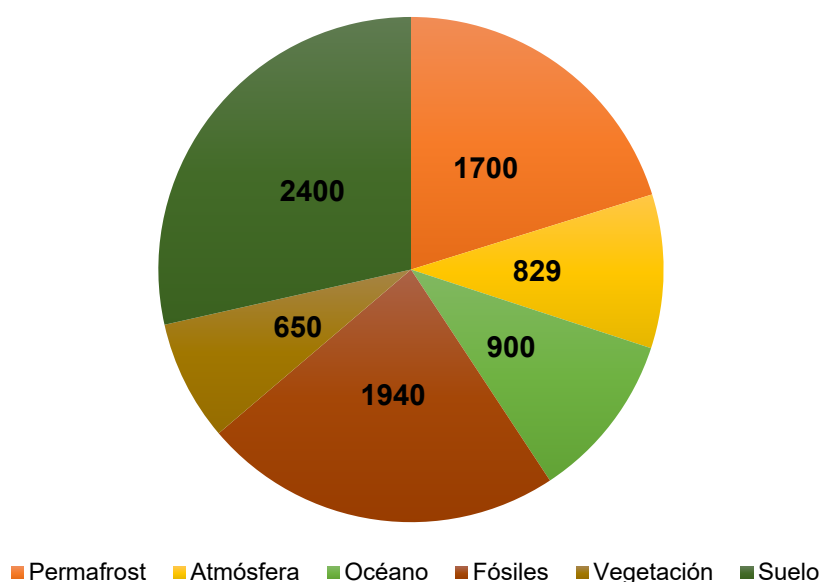


Figura 2. Almacenes de carbono global en PgC. No se consideró el carbono en el océano medio y profundo (Bruhwiler et al., 2018; Rodríguez Franco et al., 2024).

- El servicio de regulación del suelo destaca por su función como barrera natural, capaz de filtrar, retener o transformar compuestos que podrían resultar perjudiciales para otros ecosistemas. Esta capacidad se encuentra vinculada con la interacción entre los microorganismos del suelo y las reacciones químicas que ocurren entre las partículas de arcilla y la materia orgánica. Asimismo, el suelo influye positivamente en la regulación del clima,

interviene en el ciclo hidrológico y actúa como reservorio y modulador térmico mediante la absorción y liberación de calor.

- El servicio de provisión desempeña un papel indirecto en la generación de biomasa vegetal, lo que beneficia tanto la alimentación humana y animal como la obtención de insumos para la producción de combustibles y textiles. Por otro lado, el suelo constituye un hábitat para microorganismos fundamentales en el desarrollo biotecnológico, la reducción de patógenos y la estimulación de la cubierta vegetal. Además, representa una fuente valiosa de recursos minerales, como arena, arcilla y metales preciosos, empleados en la construcción (Millennium ecosystem assessment, 2005; SEMANART, 2015).
- Los servicios culturales del suelo incluyen aquellos no materiales, como la inspiración estética, la identidad cultural, ruinas arqueológicas, entre otras.

2.3 El suelo como sumidero de carbono

Los suelos son un elemento clave para almacenar carbono en los ecosistemas globales. Las plantas, tanto árboles, arbustos como hierbas, pueden absorber el dióxido de carbono del aire y convertirlo en materia vegetal, donde parte de esta biomasa aérea o subterránea se acumula en el suelo, enriqueciendo su contenido de carbono orgánico (Gómez et al., 2021). El nivel de carbono en los ecosistemas depende del equilibrio entre los procesos de acumulación y descomposición (Karlin et al., 2021). Más aún, la captura del carbono en el suelo es un factor indispensable para la mitigación del cambio climático (Wagner-Riddle et al., 2007). De acuerdo con (Burbano-Orjuela, 2016), los suelos tienen la capacidad de almacenar 1,500 Pg de carbono a 1 metro de profundidad aproximadamente. Además, la cantidad de carbono y nitrógeno son indicadores de calidad de la materia orgánica y juegan un papel importante en el ecosistema, ya que el carbono participa en los procesos biogeoquímicos y el nitrógeno en la productividad del mismo. Los reservorios de carbono y nitrógeno presentes en el suelo están en función del uso del suelo y que la disponibilidad del COS y del NT en los 100 cm, variando de 1462-1548 Pg de C y 133-140 Pg de NT (Batjes, 1996).

Finalmente, Martínez Soto et al., (2023), determinaron que el suelo es sometido a diversas actividades antropogénicas que están relacionadas a la degradación del suelo a nivel mundial, ya que suelen alterar la capacidad que tiene como reservorio.

El carbono presente en suelos, suele dividirse en dos tipos: carbono orgánico e inorgánico.

2.4 Carbono orgánico del suelo

Carbono orgánico, que tiende a regular las funciones fisicoquímicas y biológicas del suelo, con el fin de mantener su fertilidad y productividad (Cai et al., 2016). El carbono orgánico del suelo (COS) permanece en el suelo después de que los organismos vivos descomponen parcialmente la materia orgánica, puede ser durante décadas, siglos o incluso milenios. Sin embargo, el COS es muy dinámico y puede liberarse a la atmósfera como dióxido de carbono (CO_2) o metano (CH_4). El COS es fundamental en el ciclo del carbono debido a que representa el principal componente de la materia orgánica del suelo (MOS), lo cual contribuye a importantes funciones del suelo, como el ciclo de nutrientes, la estabilidad estructural, la aireación, la productividad, la infiltración, la humedad y el almacenamiento de agua (Gentsch et al., 2024). El ciclo del carbono en el suelo involucra procesos clave como la captura de CO_2 atmosférico por las plantas a través de la fotosíntesis, la transferencia de carbono al suelo mediante residuos vegetales y raíces, y la descomposición de estos materiales por microorganismos, lo que genera liberación de CO_2 y CH_4 (Figura 3) (Gougoulas et al., 2014). Estos procesos son modulados por factores como la temperatura, la humedad y las prácticas de manejo del suelo, que determinan si el suelo actúa como sumidero o fuente de carbono (Ayala Niño et al., 2018). Estrategias agrícolas sostenibles, como el uso de coberturas vegetales y compost, pueden mejorar la capacidad de secuestro de carbono en el suelo, reforzando su papel en la mitigación del cambio climático (Schön et al., 2024).

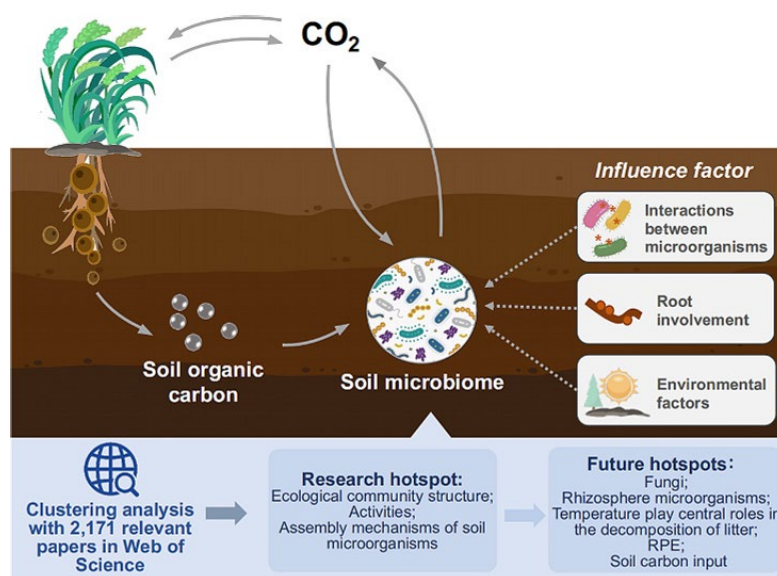


Figura 3. El ciclo del carbono: interacción de las condiciones físico-químicas y la actividad microbiana del suelo (Wu et al., 2024).

Por lo tanto, la pérdida de COS es un indicador del grado de degradación del suelo, donde un mayor contenido de COS se relaciona con una mayor calidad y salud del suelo (Loayza et al., 2020), siendo una variable indispensable para el monitoreo del ciclo del carbono bajo distintos escenarios de uso del suelo, ya que estos, son considerados componentes básicos en el control del cambio climático debido a que pueden convertirse en buenos reservorios de carbono atmosférico (Lal, 2004).

Etchevers et al., (2006), realizaron la primera estimación detallada de los almacenes de carbono en los suelos superficiales de México, ofreciendo aportes preliminares sobre la cantidad de carbono orgánico del suelo (COS) y su distribución a lo largo del territorio nacional. En su estudio, identificaron que los suelos agrícolas del país contienen en promedio entre 50 y 100 megagramos de carbono por hectárea, dependiendo del tipo de suelo, el uso y las prácticas de manejo, resaltando la importancia de este reservorio para el secuestro de carbono y la mitigación del cambio climático. Por su parte, Halldorsson et al., (2015), reportaron el primer informe cuantificado de los reservorios de COS en México, estimando un contenido total de 7.1 gigatoneladas (Gt). Además, el Programa de las Naciones Unidas para

el Desarrollo (PNUD) indicó que aproximadamente el 68% de las emisiones de gases de efecto invernadero del país provienen del carbono orgánico del suelo. A pesar de eso, México presenta pocos estudios sobre el contenido del carbono en suelos, cambios en los almacenes y detección de puntos vulnerables de pérdidas y ganancias del suelo (Cotler et al., 2016); ya que, la información disponible se encuentra limitada o inexistente para muchas regiones del país y es necesario para un mejor manejo y desarrollo de estrategias nacionales de reserva de carbono y mitigación del cambio climático (Vargas-Larreta et al., 2023).

Las pérdidas potenciales del carbono en los ecosistemas que tienen relación a la conversión de ecosistemas natural a agroecosistemas son mucho mayores en las reservas de carbono en el suelo que en el carbono contenido en la biomasa vegetal. En virtud de ello, el nitrógeno en el suelo, intrínsecamente asociado al carbono orgánico tiene dependencia directa con el bajo contenido de materia orgánica, especialmente en las zonas áridas y semiáridas, debido a la escasa cubierta vegetal y productividad limitada que se tiene (Celaya Michel et al., 2015). Más aún, en las zonas áridas y semiáridas las reservas del carbono orgánico en el suelo oscilan en un 27% de las reservas globales del carbono orgánico (Pastor Mogollón et al., 2015). Por consiguiente, el análisis de la cantidad de carbono almacenada en el suelo puede generar datos importantes para gestionar los ecosistemas y las actividades de preservación en zonas áridas, como, por ejemplo, para decidir la ubicación de las plantas en experiencias agroforestales (Karlin et al., 2021).

2.5 Carbono inorgánico

El carbono inorgánico en forma de carbonato (CO_3^{2-}) representa una reserva de aproximadamente entre 700 y 1000 Pg de un total de 2200 Pg (alrededor de 2.2×10^{15} kg de carbono) en los primeros metros de profundidad del suelo (Batjes, 1996).

Además, en los 2 metros superiores del suelo (aproximadamente 2.3×10^{15} kg de carbono), esta reserva de carbono inorgánico llega a ser comparable con los niveles de carbono orgánico (Sharififar et al., 2023; Zamanian et al., 2021).

Los suelos contienen dos tipos de carbonatos: los primarios o lito génicos, que están asociados con el material original del suelo, y los secundarios o pedogénicos, que se forman a partir de la disolución y recristalización de los primarios u otros procesos de formación del suelo. Estos últimos pueden contribuir al almacenamiento de carbono en el suelo. Generalmente, el contenido de carbono inorgánico en el suelo aumenta con la profundidad, a diferencia del carbono orgánico. Esto se debe a diversos factores, como las fuentes de calcio, los cambios en el uso del suelo y la vegetación asociada (Bughio et al., 2017).

2.6 Degradación del suelo

La degradación del suelo se entiende como un cambio negativo en la salud del suelo, ocasionando una disminución de la capacidad de los ecosistemas para proveer bienes y servicios esenciales (FAO, 2021). Este proceso abarca la degradación fisicoquímica y biológica del suelo, impactando gravemente su estructura, fertilidad y biodiversidad microbiana (Lal, 2015).

La degradación del suelo es el resultado de la interacción de diversos factores, como las propiedades edáficas, las variaciones climáticas, la disminución de la cobertura vegetal, el exceso de pastoreo, la densidad poblacional, el uso de los recursos naturales y el estado de la cubierta vegetal (Campuzano et al., 2025). En los ecosistemas naturales, se observan diferentes niveles de degradación del suelo. Las selvas húmedas, los bosques templados y los manglares presentan una degradación leve (Alvarado-Rosales et al., 2024), mientras que los matorrales xerófilos y los pastizales naturales muestran una degradación moderada (Jurado-Guerra et al., 2021). Sin embargo, en todos los tipos de vegetación pueden encontrarse áreas con degradación severa y extrema, especialmente cuando se utilizan como zonas de pastoreo (SEMANART, 2015).

La degradación del suelo puede presentarse como fisicoquímica y biológica (Lal, 2015), y se refiere a la alteración o pérdida de las propiedades del suelo. La degradación física suele interferir en la correcta funcionalidad de este (Muñoz Iniestra et al., 2013), y puede observarse en la compactación y reducción de la

estabilidad de los agregados, los cuales ocasiona un problema al momento de intercambiar gases y agua (Osman, 2014). De igual manera, la biológica es la menos estudiada de todas, y esta, hace referencia a la pérdida o disminución de la microbiota y degradación de la materia orgánica por acción de la mineralización acelerada (Lal, 2015).

La degradación del suelo es debido a la presencia de dos sistemas involucrados, los cuales son denominados como ecosistema natural y medio social humano (Piscitelli, 2015).

El ecosistema natural, en conjunto con los eventos climáticos extremos y persistentes provocan la degradación del suelo. Asimismo, el entorno humano suele producir este efecto mediante ciertas actividades preocupantes, que van desde la deforestación, eliminación de la cubierta vegetal, la expansión urbana, hasta la actividad agrícola, la cual, puede volverse insostenible debido a malas prácticas culturales (uso y abuso de fertilizantes, pesticidas y equipos agrícolas), pastoreo excesivo, mala organización de cultivos y aplicación de riegos erróneos, los cuales conllevan a una degradación irreparable del suelo (Campuzano et al., 2022; Ramírez et al., 2011). Cabe destacar que, la actividad agrícola convencional ocupa una gran responsabilidad en el empobrecimiento de la vegetación, lo cual, conduce a la degradación del suelo y a su vez, a la desaparición de los cuerpos de agua presentes (Pastor Mogollón et al., 2015).

Los suelos degradados suelen poseer una deficiente calidad, lo cual tiende a limitar la capacidad de los ecosistemas para proporcionar servicios ambientales y productivos.

La degradación del suelo es uno de los principales desafíos ambientales globales, amenazando biodiversidad, seguridad alimentaria y resiliencia climática (FAO, 2024). Se estima que cerca del 75% de los suelos del planeta ya presentan degradación, principalmente por erosión, salinización, compactación y pérdida de carbono orgánico (FAO, 2024; UNESCO, 2022). Asimismo, cada año se pierden

aproximadamente 75 mil millones de toneladas de suelo fértil por erosión hídrica y eólica, generando pérdidas económicas globales que podrían alcanzar los 625 mil millones de dólares hacia 2070 si no se aplican prácticas sostenibles (Pimentel & Burgess, 2013; UNDRR, 2015). Esto no solo reduce la productividad agrícola, sino que también incrementa la sedimentación en cuerpos de agua, afectando el suministro de agua potable y la infraestructura hídrica (FAO, 2024). Por otro lado, la degradación del suelo en las zonas áridas de México afecta aproximadamente el 64% del territorio nacional, siendo causada principalmente por la erosión hídrica y eólica, así como por el mal manejo del ganado y el cambio de uso del suelo (CONAFOR-UACH, 2013). El cambio climático ha agravado esta situación al reducir el carbono orgánico del suelo, disminuyendo su fertilidad y capacidad para almacenar carbono (Díaz-Martínez et al., 2024). Además, la salinización afecta alrededor del 20% de los distritos de riego, limitando la productividad agrícola y la disponibilidad de agua (SEMANART, 2024). Finalmente, la degradación biológica, evidenciada por la pérdida de materia orgánica y biodiversidad microbiana, es un problema crítico en el noreste del país (Campuzano et al., 2022).

Por otro lado, la desertificación es un proceso crítico que transforma tierras fértiles en zonas áridas e improductivas, intensificando la degradación del suelo a nivel global (AbdelRahman, 2023). Cada año, cerca de 20 millones de hectáreas de suelo fértil se deterioran, poniendo en riesgo los medios de vida de comunidades rurales, especialmente en países en desarrollo, donde la falta de infraestructura y recursos dificulta la gestión sostenible de los suelos (UNCCD, 2012). Según estimaciones recientes, alrededor de un tercio de los suelos agrícolas del mundo ha perdido productividad en los últimos 40 años, reduciendo la resiliencia de los suelos y afectando la capacidad de los cultivos para mantener rendimientos adecuados (FAO, 2024). Este proceso impacta directamente la seguridad alimentaria global, con proyecciones que advierten que la producción mundial de alimentos podría disminuir hasta un 12% en los próximos 25 años si no se aplican medidas efectivas (AbdelRahman, 2023; FAO, 2024).

Las zonas áridas tienden a ser las regiones más afectadas del planeta, esto es debido a su dependencia por las lluvias. En estas zonas, la degradación del suelo se enfatiza por la falta de agua, lo cual ocasiona que los organismos vivan al límite de sus umbrales de supervivencia, generando que éstos sean sensibles (Muñoz Iniestra et al., 2013). En México, la mayor parte de los suelos secos son ubicados en el norte, noreste y algunas regiones del centro del país, cubriendo aproximadamente 125.3 millones de hectáreas (65% del territorio nacional), siendo las zonas áridas las más predominantes (54%) (CONAFOR-UACH, 2013). Además, cerca del 45% de los suelos del país sufren de algún tipo de degradación ocasionada por el hombre especialmente en zonas áridas (SEMANART, 2015).

La investigación sobre los efectos del cambio de uso del suelo en las propiedades del suelo en sistemas áridos en México es limitada, con algunos estudios realizados en las regiones central y norte del país (Leija Loredo et al., 2020). Estos estudios han observado que la degradación física y biológica del suelo se relaciona significativamente con la cubierta vegetal o el uso del sitio (Campuzano et al., 2022).

Además, se ha demostrado que el cambio de uso del suelo (de matorral xerófilo a agrícola), la estacionalidad (época seca y de lluvias) y las prácticas de riego (secano, agua dulce, aguas residuales y/o tratadas) influyen en las comunidades bacterianas del suelo (Lüneberg et al., 2019; Lüneberg et al., 2018). Tapia-Torres et al., (2018), determinaron que el cambio de uso de suelo (agrícola con alfalfa, agrícola abandonado y pastizal nativo) afectaron los nutrientes y la composición de las comunidades bacterianas de los diferentes sitios estudiados en Cuatro Ciénegas, Coahuila. Los sitios agrícolas (el abandonado y el de alfalfa) mostraron una mayor similitud entre sí en comparación con el pastizal.

2.7 Restauración de suelos

La restauración del suelo es un proceso integral que busca recuperar la salud, funcionalidad y productividad de suelos degradados, asegurando su capacidad para sostener ecosistemas y actividades humanas mediante acciones como mejorar la materia orgánica, la estructura y la actividad biológica del suelo para contrarrestar

los efectos de la degradación (FAO, 2024). Kimmel et al., (2023), destacan que, a nivel global, las intervenciones de restauración incrementan la salud del suelo, especialmente en zonas áridas, fortaleciendo su resiliencia frente a condiciones climáticas extremas. Por otro lado, Farrell et al., (2020), subrayan que los organismos del suelo desempeñan un papel clave en la recuperación de procesos ecológicos esenciales. Además, nuevas técnicas innovadoras amplían las herramientas disponibles para la restauración, como la aplicación de adhesivos poliméricos para mejorar la estabilidad y el rendimiento del suelo (Cao et al., 2024), o el uso del intemperismo mejorado, que no solo genera beneficios agrícolas, sino que también contribuye a la captura de carbono y al secuestro de CO₂ (Beerling et al., 2024). Finalmente, Yang et al., (2023), muestran que la revegetación no solo ayuda a controlar la erosión, sino que también mejora los ciclos de carbono y nitrógeno, reforzando los servicios ecosistémicos del suelo.

En este contexto, la agricultura puede contribuir con la mitigación de las emisiones de GEI, mediante el secuestro de carbono atmosférico, como carbono orgánico en los suelos mediante la remoción del carbono de la atmosfera a través de la fotosíntesis de las plantas y su almacenamiento como materia orgánica estables y de larga vida en el suelo (Pérez Iglesias et al., 2021). Asimismo, se emplean prácticas sostenibles de gestión del suelo, que van desde la fertilización, control de riego, cobertura orgánica, siembra de cultivos hasta la reducción de la labranza para preservar el COS con el fin de mitigar la emisión de gases de efecto invernadero y reducir los efectos del cambio climático (Loayza et al., 2020).

De igual modo, la restauración de pastizales puede lograrse mediante soluciones basadas en la naturaleza, como la revegetación y el manejo sostenible del pastoreo, lo cual permite recuperar áreas degradadas y aumentar el secuestro del carbono (Sun et al., 2024). Por otra parte, los ecosistemas forestales se pueden restaurar mediante técnicas como la remoción selectiva de árboles, combinadas con manejo con o sin uso del fuego según el caso, tales técnicas han resultado ser efectivas para regenerar especies nuevas y a su vez recuperar funciones ecológicas

importantes (Halpern et al., 2012). Ambas estrategias pueden fortalecer la biodiversidad y los servicios ecosistémicos esenciales.

Por lo tanto, es indispensable contar con indicadores de calidad basados en los procesos que ocurren en una región determinada (Duval et al., 2016), para llevar a cabo las mejores prácticas para restaurar la calidad y salud del suelo.

2.8 Indicadores de calidad

Para evaluar el estado del suelo se emplean indicadores de calidad del suelo (ICS), los cuales son herramientas de medición que suelen proporcionar información sobre las características y procesos del suelo. Estos indicadores son atributos medibles, los cuales pueden pronosticar el estado actual del suelo en cuanto a su entorno, y así, indicar si su calidad está mejorando, manteniéndose o decreciendo (Nuñez-Peñaloza et al., 2023). Asimismo, los indicadores proporcionan información sobre los efectos del cambio en el uso del suelo y el impacto de las actividades humanas en la degradación y funcionamiento del suelo (Campuzano et al., 2022).

Estos ICS pueden ser propiedades fisicoquímicas y biológicas o bien, procesos biogeoquímicos que suelen ocurrir en el suelo o tienden a relacionarse con otros sistemas.

Aunque se tiene la importancia del componente biológico del suelo para la preservación de los servicios ambientales, la evaluación de su calidad ha sido predominada por los indicadores químicos principalmente. Desafortunadamente, no existen indicadores universalmente aplicables, por lo que, la evaluación de la calidad del suelo debería ser específica para cada región, evaluando los servicios proporcionados para establecer el mejor indicador que se adecue a esa región (Estrada-Herrera et al., 2017; Lehmann et al., 2020).

La materia orgánica del suelo (MOS) y el almacenamiento de carbono son indicadores esenciales para evaluar la calidad del suelo debido a su impacto directo

en la fertilidad y la estructura del suelo, mejorando las propiedades físicas y químicas del suelo, e incrementando su capacidad para retener agua y nutrientes, lo cual es crucial para el crecimiento vegetal y la salud del ecosistema (Voltr et al., 2021). Además, el carbono orgánico del suelo, que representa una parte importante de la MOS, responde a prácticas agrícolas como la fertilización y la labranza, que influyen en sus fracciones y, en consecuencia, en la calidad del suelo (Liu et al., 2024). Los procesos de estabilización y almacenamiento a largo plazo del carbono protegen este recurso frente a la descomposición, contribuyendo también a la mitigación del cambio climático (Basile-Doelsch et al., 2020). Por lo tanto, la MOS no solo mejora la productividad agrícola, sino que también desempeña un papel central en el secuestro de carbono, reafirmando su importancia como indicador clave para la evaluación y gestión sostenible del suelo (Gerke, 2022).

Desafortunadamente, los indicadores tradicionales de calidad del suelo, como la materia orgánica y el carbono almacenado, suelen reflejarse de manera lenta debido a la estabilidad y complejidad de los procesos biogeoquímicos involucrados (Basile-Doelsch et al., 2020; Liu et al., 2024). La descomposición y estabilización gradual de la materia orgánica, junto con los mecanismos de almacenamiento y liberación del carbono, ocurren en escalas temporales prolongadas que dificultan la detección rápida de variaciones (Gerke, 2022). Esta lentitud en la respuesta limita la evaluación temprana y continua de la calidad del suelo basada en estos indicadores (Liu et al., 2024). Por ello, los indicadores biológicos, como la actividad microbiana y la diversidad de organismos del suelo, se consideran herramientas más sensibles y de respuesta rápida a modificaciones ambientales y prácticas de manejo (Sánchez-Navarro et al., 2022; Singh et al., 2023). Estos indicadores permiten monitorear la salud del suelo en períodos más cortos, facilitando una evaluación oportuna que contribuye a la adopción de prácticas sostenibles efectivas (Singh et al., 2023).

Uno de los principales indicadores biológicos del estado del suelo es el intercambio de CO₂, ya que refleja diversos procesos relacionados con sus características

físicas, químicas (pH, nutrientes, etc.) y la composición biológica de organismos heterótrofos (bacterias, hongos) y autótrofos (raíces de plantas) (Cueva et al., 2016). Este intercambio de carbono entre el suelo y la atmósfera se conoce como respiración del suelo, resultado de la respiración de los organismos autótrofos (exudados de raíces) y heterótrofos (metabolismo de macro y microorganismos) (Phillips & Nickerson, 2015). La respiración del suelo varía estacionalmente y está controlada principalmente por la temperatura y humedad del suelo. Además, la respiración del suelo es un componente importante del ciclo del carbono y uno de los flujos más significativos entre los ecosistemas terrestres y la atmósfera (Cueva et al., 2016). Como resultado, cualquier cambio en las emisiones de dióxido de carbono en el suelo debido a modificaciones ambientales podría tener un efecto considerable al aumentar sus niveles (principal gas de efecto invernadero) en la atmósfera y proporcionar un impacto positivo al calentamiento global (Phillips & Nickerson, 2015). A pesar de su relevancia, la incorporación del intercambio de dióxido de carbono en la definición de la calidad del suelo fue recientemente sugerida (Lehmann et al., 2020).

Por otro lado, la actividad enzimática del suelo es un indicador biológico fundamental para evaluar la salud y fertilidad del suelo, ya que refleja la intensidad de los procesos bioquímicos que regulan el ciclo de nutrientes (Wang et al., 2023). En pastizales templados, las actividades enzimáticas se han utilizado para determinar la relación entre el pH del suelo y su fertilidad, evidenciando cómo estos indicadores biológicos pueden captar cambios en las propiedades químicas del suelo (Wang et al., 2020). Además, la actividad de enzimas como la fosfatasa, la ureasa y la β -glucosidasa está estrechamente vinculada a la disponibilidad de nutrientes esenciales, lo que la convierte en un buen reflejo del estado general del suelo (Sakín et al., 2024). Por otro lado, estos indicadores enzimáticos también responden rápidamente a las prácticas agrícolas y de manejo, mostrando sensibilidad ante modificaciones en la microbiota y la materia orgánica del suelo (Semenov et al., 2025). Por lo tanto, la medición de la actividad enzimática permite

un monitoreo eficaz y temprano de la calidad del suelo, siendo crucial para la implementación de estrategias de manejo sostenible (Wang et al., 2023).

El estudio de las poblaciones microbianas del suelo se ha convertido en una herramienta clave para evaluar la calidad del suelo, ya que los microorganismos responden rápida y sensiblemente a los cambios ambientales (Semenov et al., 2025). De acuerdo con Schlöter et al., (2018), los indicadores microbianos permiten detectar alteraciones en funciones ecológicas esenciales, como el ciclo de nutrientes, reflejando así la salud del suelo. Además, Hermans et al., (2020), demostraron que la composición de las comunidades bacterianas puede predecir variables fisicoquímicas del suelo, como el pH y la materia orgánica, lo que destaca su potencial como bioindicadores precisos. Por su parte, Hartmann et al., (2015), encontraron que los sistemas agrícolas orgánicos y convencionales generan comunidades microbianas distintas, mostrando cómo las prácticas de manejo impactan directamente en la biodiversidad microbiana y, en consecuencia, en la calidad del suelo. Finalmente, Semenov et al., (2025), resaltó que los indicadores microbiológicos, como la biomasa microbiana y la respiración basal, ofrecen una respuesta más rápida y sensible que los indicadores físico-químicos tradicionales, permitiendo evaluar de manera más eficaz los efectos de las prácticas agrícolas sobre la salud del suelo.

2.9 literatura citada

- AbdelRahman, M. A. (2023). An overview of land degradation, desertification and sustainable land management using GIS and remote sensing applications. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*, 34(3), 767-808. <https://doi.org/10.1007/s12210-023-01155-3>
- Alvarado-Rosales, D., Saavedra-Romero, L. D. L., Franco-Islas, Y., Villa-Castillo, J., Quiroz-Reygadas, A. D., & Plascencia-González, A. (2024). Damaging agents in the temperate and tropical Forest of Mexico: analysis 2012-2016. *Madera y bosques*, 30(3). <https://doi.org/10.21829/myb.2024.3032618>
- Ayala Niño, F., Maya Delgado, Y. M., & Troyo Diéguez, E. (2018). Carbon storage and flux in arid soils as an environmental service: An example in northwestern Mexico. *Terra latinoamericana*, 36(2), 93-104. <https://doi.org/10.28940/terra.v36i2.334>
- Basile-Doelsch, I., Balesdent, J., & Pellerin, S. (2020). Reviews and syntheses: The mechanisms underlying carbon storage in soil. *Biogeosciences*, 17(21), 5223-5242. <https://doi.org/10.5194/bg-17-5223-2020>
- Batjes, N. H. (1996). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European journal of Soil Science*, 47(2), 151-163. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01386.x>
- Bautista Cruz, A., Etchevers Barra, J., del Castillo, R. F., & Gutiérrez, C. (2004). La calidad del suelo y sus indicadores. *Ecosistemas*, 13(2).
- Beerling, D. J., Epihoy, D. Z., Kantola, I. B., Masters, M. D., Reershemius, T., Planavsky, N. J., Reinhard, C. T., Jordan, J. S., Thorne, S. J., Weber, J., Val Martin, M., Freckleton R. P., Heartley, S. E., James, R. H., Pearce, C. R., DeLucia, E. H., & Banwart, S. A. (2024). Enhanced weathering in the US Corn Belt delivers carbon removal with agronomic benefits. *Proc Natl Acad Sci USA*, 121(9), e2319436121. <https://doi.org/10.1073/pnas.2319436121>

- Bughio, M. A., Wang, P., Meng, F., Chen, Q., Li, J., & Shaikh, T. A. (2017). Neoformation of pedogenic carbonate and conservation of lithogenic carbonate by farming practices and their contribution to carbon sequestration in soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 180(4), 454-463. <https://doi.org/10.1002/jpln.201500650>
- Burbano-Orjuela, H. (2016). The soil and its relationship with ecosystem services and food security. *Revista de Ciencias Agrícolas*, 33(2), 117-124. <https://doi.org/10.22267/rcia.163302.58>
- Cai, A., Feng, W., Zhang, W., & Xu, M. (2016). Climate, soil texture, and soil types affect the contributions of fine-fraction-stabilized carbon to total soil organic carbon in different land uses across China. *Journal of Environmental Management*, 172, 2-9. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.02.009>
- Campuzano, E. F., Briones, O., Larsen, J., Guillén Cruz, G., Fernández Luqueño, F., & Flores Rentería, D. (2022). Procedimiento para evaluar la degradación biológica del suelo en zonas áridas del noreste de México. *Realidad, datos y espacio. Revista internacional de estadística y geografía*, 13(1).
- Campuzano, E. F., Guillen-Cruz, G., Juárez-Altamirano, R., & Flores-Rentería, D. (2025). Seasonal and Land Use Effects on Soil Respiration and Its Controlling Factors in Arid Lands from Northeastern Mexico. *Soil Systems*, 9(1), 12. <https://doi.org/10.3390/soilsystems9010012>
- Cao, C., Cai, M., Zhao, L., & Li, G. (2024). Improving Water Stability of Soil Aggregates with Polyvinyl Alcohol as a Polymeric Binder. *Polymers*, 16(13), 1758. <https://doi.org/10.3390/polym16131758>
- Celaya Michel, H., García Oliva, F., Rodríguez, J. C., & Castellanos Villegas, A. E. (2015). Changes in Nitrogen and Water Storage in the Soil of a Desert Scrub Transformed to Buffel (*Pennisetum ciliare* (L.) Link) Savanna. *Terra latinoamericana*, 33(1), 79-93.

- CONAFOR-UACH. (2013). Línea base nacional de degradación de tierras y desertificación. Informe final. Zapopan, Jalisco, México, Comisión Nacional Forestal-Universidad Autónoma Chapingo.
- Cotler, H., Martínez, M., & Etchevers, J. D. (2016). Organic Carbon in Agricultural Soils of Mexico: Research and Public Policy. *Terra latinoamericana*, 34(1), 125-138.
- Cueva, A., Robles Zazueta, C. A., Garatuza Payan, J., & Yépez, E. A. (2016). Soil respiration in Mexico: Advances and future directions. *Terra latinoamericana*, 34(3), 253-269.
- Delgado-Baquerizo, M., Oliverio, A. M., Brewer, T. E., Benavent-González, A., Eldridge, D. J., Bardgett, R. D., Maestre, F. T., Singh, B. K., & Fierer, N. (2018). A global atlas of the dominant bacteria found in soil. *Science*, 359(6373), 320-325. <https://doi.org/10.1126/science.aap9516>
- Díaz-Martínez, P., Maestre, F. T., Moreno-Jiménez, E., Delgado-Baquerizo, M., Eldridge, D. J., Saiz, H., Gross, N., Le Bagousse-Pinguet, Y., Gozalo, B., Ochoa, V., Guirado E., García-Gómez, M., Valencia, E., Asensio, S., Berdujo, M., Martínez-Valderrama, J., Mendoza, B. J., García-Gil, J. C., & Zacccone, C. (2024). Vulnerability of mineral-associated soil organic carbon to climate across global drylands. *Nature Climate Change*, 14(9), 976-982. <https://doi.org/10.1038/s41558-024-02087-y>
- Duval, M. E., Galantini, J. A., Martínez, J., & Iglesias, J. O. (2016). Comparación de índices de calidad de suelos agrícolas y naturales basados en el carbono orgánico. *Ciencia del suelo*, 34(2), 197-209.
- Elramady, H., Brevik, E. C., Elsakhawy, T., Omara, A. E. D., Amer, M. M., Abowaly, M., El-Henawy, A., & Prokisch, J. (2022). Soil and humans: A comparative and a pictorial mini-review. *Egyptian Journal of Soil Science*, 62(2), 101-122. <https://doi.org/10.21608/EJSS.2022.144794.1508>

- Estrada-Herrera, I. R., Hidalgo-Moreno, C., Guzmán-Plazola, R., Almaraz Suárez, J. J., Navarro-Garza, H., & Etchevers-Barra, J. D. (2017). Soil Quality Indicators to Evaluate Soil Fertility. *Agrociencia*, 51(8), 813-831.
- Etchevers, B., Maser, O., Balbontín, D., Gómez, D., Monterroso, A., Martínez, R., M., A., Martínez, M., & Ortiz, C. (2006). Soil carbon sequestration in Mexico and Central America (biome a). *Carbon sequestration in soils of Latin America*, 119-146.
- FAO. (2004). Carbon sequestration in dryland soils. World Soils Resources Reports. No. 102. Rome. <https://www.fao.org/docrep/007/y5738e/y5738e00.htm>
- FAO. (2015). Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Estado mundial del recurso suelo: Resumen técnico. FAO. <https://www.fao.org/3/i5126s/i5126s.pdf>
- FAO. (2021). Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación. The State of the World's Land and Water Resource for Food and Agriculture: Systems at Breaking Point. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <https://www.fao.org/3/cb7654en/cb7654en.pdf>
- FAO. (2024). Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación. Acondicionamiento y restauración de suelos. <https://www.fao.org/family-farming/detail/es/c/1709718/>
- Farrell, H. L., Léger, A., Breed, M. F., & Gornish, E. S. (2020). Restoration, soil organisms, and soil processes: emerging approaches. *Restoration Ecology*, 28(1), S307-S310. <https://doi.org/10.1111/rec.13237>
- Fierer, N. (2017). Embracing the unknown: disentangling the complexities of the soil microbiome. *Nature Reviews Microbiology*, 15(10), 579-590. <https://doi.org/10.1038/nrmicro.2017.87>
- Gentsch, N., Riechers, F. L., Boy, J., Schweneker, D., Feuerstein, U., Heuermann, D., & Guggenberger, G. (2024). Cover crops improve soil structure and change organic

carbon distribution in macroaggregate fractions. *Soil*, 10(1), 139-150.
<https://doi.org/10.5194/soil-10-139-2024>

Gerke, J. (2022). El papel central de la materia orgánica del suelo en la fertilidad del suelo y el almacenamiento de carbono. *Sistemas de Suelos*, 6(2), 33.

Gómez, J. D., Etchevers, J. D., Monterroso, A. I., Campo, J., Paustian, K., & Asensio, C. (2021). Soil organic carbon and root biomass of *Quercus* sp. *Madera y bosques*, 27(4), e2742445. <https://doi.org/10.21829/myb.2021.2742445>

Gougoulas, C., Clark, J. M., & Shaw, L. J. (2014). The role of soil microbes in the global carbon cycle: tracking the below-ground microbial processing of plant-derived carbon for manipulating carbon dynamics in agricultural systems. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 94(12), 2362-2371.
<https://doi.org/10.1002/jsfa.6577>

Halldorsson, G., Sigurdsson, B. D., Finér, L., Gudmundsson, J., Kätterer, T., Singh, B.R., Vesterdal, L., & Arnalds, A. (2015). *Soil Carbon Sequestration—for climate, food security and ecosystem services*. Nordic Council of Ministers.

Halpern, C. B., Haugo, R. D., Antos, J. A., Kaas, S. S., & Kilanowski, A. L. (2012). Grassland restoration with and without fire: evidence from a tree-removal experiment. *Ecological Society of America*, 22(2), 425-441.
<https://doi.org/10.1890/11-1061.1>

Hartmann, M., Frey, B., Mayer, J., Mäder, P., & Widmer, F. (2015). Distinct soil microbial diversity under long-term organic and conventional farming. *The ISME journal*, 9(5), 1177-1194. <https://doi.org/10.1038/ismej.2014.210>

Hermans, S. M., Buckley, H. L., S., C. B., Curran-Cournane, F., Taylor, M., & Lear, G. (2020). Using soil bacterial communities to predict physico-chemical variables and soil quality. *Microbiome*, 8(1), 79. <https://doi.org/10.1186/s40168-020-00858-1>

- Jansson, J. K., & Hofmockel, K. S. (2020). Soil microbiomes and climate change. *Nature Reviews Microbiology*, 18(1), 35-46. <https://doi.org/10.1038/s41579-019-0265-7>
- Jurado-Guerra, P., Velázquez-Martínez, M., Sánchez-Gutiérrez, R. A., Álvarez-Holguín, A., Domínguez-Martínez, P. A., Gutiérrez-Luna, R., Garza-Cedillo, R. D., Luna-Luna, M., & Chávez-Ruiz, M. G. (2021). The grasslands and scrublands of arid and semi-arid zones of Mexico: Current status, challenges and perspectives. *Revista mexicana de ciencias pecuarias*, 12, 261-285. <https://doi.org/10.22319/rmcp.v12s3.5875>
- Karlin, M. S., Zapata, R. M., & Coirini, R. O. (2021). Soil organic carbon and dead biomass pools in woodlands from Monte region (Argentina). *Bosque*, 42(1), 67-79. <https://doi.org/10.4067/S0717-9200202100067>
- Kimmell, L. B., Fagan, J. M., & Havrilla, C. A. (2023). Soil restoration increases soil health across global drylands: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 60(9), 1939-1951. <https://doi.org/10.1111/1365-2664-14459>
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123(1-2), 1-22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma-2004.01.032>
- Lal, R. (2015). Restoring soil quality to mitigate soil degradation. *Sustainability*, 7(5), 5875-5895. <https://doi.org/10.3390/su7055875>
- Lehmann, A., Zheng, W., & Rillig, M. C. (2017). Soil biota contributions to soil aggregation. *Nature ecology & evolution*, 1(12), 1828-1835. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0344-y>
- Lehmann, J., Bossio, D. A., Kögel-Knabner, I., & Rillig, M. C. (2020). The concept and future prospects of soil health. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1(10), 544-553. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8>
- Leija Loredó, E. G., Valenzuela Ceballos, S. I., Valencia Castro, M., Jiménez González, G., Castañeda Gaytán, G., Reyes Hernández, H., & Mendoza Cantú, M. E. (2020).

Analysis of change in vegetation cover and land use in the north-central region of Mexico. The case of the lower basin of the Nazas river. *Ecosistemas*, 29, 1826. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1826>

Liu, C., He, C., Chang, S. X., Chen, X., An, S., Wang, D., Yan, J., Zhang, Y., & Li, P. (2024). Fertilization and tillage influence on soil organic carbon fractions: A global meta-analysis. *Catena*, 246, 108404. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2024.108404>

Loayza, N. V., Sevilla, V., Olivera, C., Guevara, M., Olmedo, G., Vargas, R., Oyonarte, C., & Jiménez, W. (2020). Mapeo digital de carbono orgánico en suelos de Ecuador. *Ecosistemas*, 29(2), 1852-1852. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1852>

Lu, J. K. G., Cierito, L. E. O., Aliaga, W. C. L., & Cierito, J. D. O. (2022). Sembrío de *Inga edulis* (guaba) y aporte de macronutrientes en suelos degradados excocales. *FitoVida*, 1(2), 02-05.

Lüneberg, K., Schneider, D., Brinkmann, N., Siebe, C., & Daniel, R. (2019). Land Use Change and Water Quality Use for Irrigation Alters Drylands Soil Fungal Community in the Mezquital Valley, Mexico. *FRONTIERS IN MICROBIOLOGY*, 10:1220. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.01220>

Lüneberg, K., Schneider, D., Siebe, C., & Daniel, R. (2018). Drylands soil bacterial community is affected by land use change and different irrigation practices in the Mezquital Valley, Mexico. *Scientific Reports*, 8(1), 1413. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-19743-x>

Martínez Soto, R. A., Cantú Silva, I., Yáñez Díaz, M. I., González Rodríguez, H., & Béjar Pulido, S. J. (2023). Carbon and nitrogen stock in a Cambisol soil under two land uses in Linares, Nuevo Leon, Mexico. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 14(79), 4-30. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v14i79.1339>

Millennium ecosystem assessment, M. (2005). *Ecosystems and human well-being* (Vol. 5). Island press Washington, DC.

- Muñoz Iniestra, D. J., Ferreira Ramírez, M., Escalante Arriaga, I. B., & López García, J. (2013). Relationship Between Land Cover and Physical and Biological Degradation an Alluvial Soil in a Semiarid Region. *Terra latinoamericana*, 31(3), 201-210.
- Núñez-Peñaloza, J. L., Pérez-Nieto, J., & Prado-Hernández, J. V. (2023). Analysis of soil quality indicators and indices in Mexico. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 14(6). <https://doi.org/10.29312/remexca.v14i6.3148>
- Osman, K. T. (2014). *Soil degradation, conservation and remediation* (Vol. 820). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7590-9>
- Pastor Mogollón, J., Martínez, A., Rivas, W., Meseda, C., Muñoz, B., Marquez, E., Colmenares, M., & Campos, Y. (2015). Carbono orgánico como indicador del proceso de desertificación en suelos agrícolas al norte de Venezuela. *Suelos Ecuatoriales*, 45(1), 24-30.
- Pérez Iglesias, H. I., Rodríguez Delgado, I., & García Batista, R. M. (2021). Carbon sequestration by soil and its fractions in tropical agroecosystems of the ecuadorian coastal region. *Revista Universidad y Sociedad*, 13(2), 141-149.
- Phillips, C. L., & Nickerson, N. (2015). Soil respiration. Module in Earth Systems and Environment Sciences. . *Elsevier*, 1-20.
- Pimentel, D., & Burgess, M. (2013). Soil erosion threatens food production. *Agriculture*, 3(3), 443-463. <https://doi.org/10.3390/agriculture3030443>
- Piscitelli, M. (2015). Degradación de suelos. Obtenido de: <https://www.unicen.edu.ar/content/degradaci%C3%B3n-de-suelos>.
- Ramírez, M. E., Limas, E. A., Ortiz, P. R., & Díaz, A. R. (2011). Degradación de suelos por actividades antrópicas en el norte de Tamaulipas, México. *Papeles de geografía*(53-54), 77-88.

- Sakın, E., Yanardağ, H. İ., Firat, Z., ÇelİK, A., Beyyavaş, V., & Cun, S. (2024). Some indicators for the assessment of soil health: A mini review. *MAS Journal of Applied Sciences*, 9(2), 297-310. <https://doi.org/10.5281/zenodo.11665000>
- Sánchez-Navarro, A., Jiménez-Ballesta, R., Girona-Ruiz, A., Alarcón-Vera, I., & Delgado-Iniesta, M. J. (2022). Rapid response indicators for predicting changes in soil properties due to solarization or biosolarization on an intensive horticultural crop in semiarid regions. *Land*, 11(1), 64. <https://doi.org/10.3390/land11010064>
- Schlöter, M., Nannipieri, P., Sørensen, S. J., & van Elsas, J. D. (2018). Microbial indicators for soil quality. *Biology and Fertility of Soils*, 54, 1-10. <https://doi.org/10.1007/s00374-017-1248-3>
- Schön, J., Gentsch, N., & Breunig, P. (2024). Cover crops support the climate change mitigation potential of agroecosystems. *PloS one*, 19(5), e0302139. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0319516>
- SECS. (2017). Sociedad Española de la Ciencia del Suelo (SECS). Libro Blanco sobre el tratamiento del suelo en los libros de texto de Enseñanza Secundaria Obligatoria y de Bachillerato en España. 2a edición. <https://www.secs.com.es>
- SEMANART. (2015). Suelos. Informe de la situación del medio ambiente en México. Compendio de estadísticas, indicadores clave, de desempeño ambiental y de crecimiento verde. <https://bit.ly/3Lg6o1c>
- SEMANART. (2024). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Informe sobre la degradación del suelo en México. . <https://bit.ly/3Lg6o1c>
- Semenov, M. V., Zhelezova, A. D., Ksenofontova, N. A., Ivanova, E. A., Nikitin, D. A., & Semenov, V. M. (2025). Microbiological Indicators for Assessing the Effects of Agricultural Practices on Soil Health: A Review. *Agronomy*, 15(2), 335. <https://doi.org/10.3390/agronomy15020335>

- Sharififar, A., Minasny, B., Arrouays, D., Boulonne, L., Chevallier, T., Van Deventer, P., Field, D. J., Gomez, C., Jang, H. J., Jeon, S. H., Koch, J., McBratney, A. B., Malone, B. P., Marchant, B. P., Martin, M. P., Monger, C., Munera-Echeverri, J. L., Padarian, J., Pfeiffer, M., Richer-de-Forges, A., & van Zijl, G. (2023). Soil inorganic carbon, the other and equally important soil carbon pool: distribution, controlling factors, and the impact of climate change. *Advances in Agronomy*, 178, 165-231. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2022.11.005>
- Singh, G., Sharma, K. R., Bhatt, R., Singh, J., Wani, O. A., Dewidar, A. Z., & Mattar, M. A. (2023). Soil carbon and biochemical indicators of soil quality as affected by different conservation agricultural and weed management options. *Land*, 12(9), 1783. <https://doi.org/10.3390/land12091783>
- Sun, J., Wang, Y., Lee, T. M., Nie, X., Wang, T., Liang, E., Wang, Y., Zhang, L., Wang, J., Piao, S., Chen, F., & Fu, B. (2024). Nature-based Solutions can help restore degraded grasslands and increase carbon sequestration in the Tibetan Plateau. *Communications Earth & Environment*, 5(1), 154. <https://doi.org/10.1038/s43247-024-01330-w>
- Tapia-Torres, Y., Chávez Ortiz, P., Hernández-Becerra, N., Morón Cruz, A., Beltrán, O., & García-Oliva, F. (2018). How do agricultural practices modify soil nutrient dynamics in CCB? *Ecosystem Ecology and Geochemistry of Cuatro Ciénegas: How to Survive in an Extremely Oligotrophic Site*, 153-161. https://doi.org/10.1007/978-3-319-95855-12_12
- Thiele-Bruhn, S., Schloter, M., Wilke, B. M., Beaudette, L. A., Martin-Laurent, F., Cheviron, N., Mougin, C., & Römcke, J. (2020). Identification of new microbial functional standards for soil quality assessment. *Soil*, 6(1), 17-34. <https://doi.org/10.5194/soil-6-17-2020>
- UNCCD. (2012). (United Nations Convention to Combat Desertification). Land degradation and desertification: The role of the United Nations Convention to Combat Desertification. <https://www.unccd.int>

- UNDRR. (2015). *United Nations Office for Disaster Risk Reduction. Soil Erosion*. .
<https://www.undrr.org/undesrtanding-disaster-risk/terminology/hips/en0019>
- UNESCO. (2022). UNESCO raises global alarm on rapid degradation of soils. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. .
<https://www.unesco.org/en/articles/unesco-raises-global-alarm-rapid-degradation-soils>
- Vargas-Larreta, B., Amezcua Rojas, M., López-Martínez, J. O., Cueto-Wong, J. A., Cruz-Cobos, F., Nájera-Luna, J. A., & Aguirre-Calderón, C. G. (2023). Estimating soil organic carbon stocks in three temperate forest types in Durango, Mexico. *Botanical Sciences*, 101(1), 90-101. <https://doi.org/10.17129/botsci.3094>
- Voltr, V., Menšík, L., Hlisnikovský, L., Hruška, M., Pokorný, E., & Pospíšilová, L. (2021). The soil organic matter in connection with soil properties and soil inputs. *Agronomy*, 11(4), 779. <https://doi.org/10.3390/agronomy11040779>
- Wagner-Riddle, C., Furon, A., Mclaughlin, N. L., Lee, I., Barbeau, J., Jayasundara, S., Parkin, G., Von Bertoldi, P., & Warland, J. (2007). Intensive measurement of nitrous oxide emissions from a corn–soybean–wheat rotation under two contrasting management systems over 5 years. *Global Change Biology*, 13(8), 1722-1736. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01388.x>
- Wall, D. H., Nielsen, U. N., & Six, J. (2015). Soil biodiversity and human health. *Nature*, 528(7580), 69-76. <https://doi.org/10.1038/nature15744>
- Wang, C., Shi, B., Sun, W., & Guan, Q. (2020). Different forms and rates of nitrogen addition show variable effects on the soil hydrolytic enzyme activities in a meadow steppe. *Soil Research*, 58(3), 258-267. <https://doi.org/10.1071/SR19195>
- Wang, L., Hamel, C., Lu, P., Wang, J., Sun, D., Wang, Y., Lee, S. J., & Gan, G. Y. (2023). Using enzyme activities as an indicator of soil fertility in grassland-an academic

dilemma. *Frontiers in Plant Science*, 14, 1175946.
<https://doi.org/10.3389/fpls.2023.1175946>

Wu, H., Cui, H., Fu, C., Li, R., Qi, F., Liu, Z., Yang, G., Xiao, K., & Qiao, M. (2024). Unveiling the crucial role of soil microorganisms in carbon cycling: A review. *Science of the Total Environment*, 909, 168627. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168627>

Yang, R., Yang, S., Chen, L. L., Yang, Z., Xu, L., Zhang, X., Liu, G., Zhang X., Jiao, C., Bai, R., Zhang, X., Zhai, B., Wang Z., Zheng, W., Li, Z., & Zamanian K. (2023). Effect of vegetation restoration on soil erosion control and soil carbon and nitrogen dynamics: a meta-analysis. *Soil and Tillage Research*, 230, 105705.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2023.105705>

Zaccagnini, M. E., Wilson, M., & Oszust, J. (2014). Manual de buenas prácticas para la conservación del suelo, la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos. *Área piloto Aldea Santa María, Entre Ríos. PNUD. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, INTA. Buenos Aires.*

Zamanian, K., Zhou, J., & Kuzyakov, Y. (2021). Soil carbonates: The unaccounted, irrecoverable carbon source. *Geoderma*, 384, 114817.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114817>

CAPITULO 3. Impacto de la restauración de pastizales degradados sobre las comunidades microbianas y la calidad de suelos en zonas semiáridas

Impact of degraded grassland restoration on microbial communities and soil quality in semi-arid areas

Erika Nava-Reyna¹, Sara Luna-Reyes², Ignacio Sánchez-Cohen¹, Jesús Arreola-Ávila², Cristina García-De la Peña³

¹Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Relación Agua, Suelo, Planta, Atmósfera, Gómez Palacio, Dgo., México. ²Universidad Autónoma Chapingo, URUZA, Bermejillo, Dgo., México. ³Universidad Juárez del estado de Durango, Facultad de Ciencias Biológicas, Gómez Palacio, Dgo., México. nava.erika@inifap.gob.mx

Summary

Soil degradation, exacerbated by anthropogenic activities and mismanagement, is a global issue, particularly in arid regions. In Mexico, overgrazing has been the primary cause of this degradation. Recent metagenomic advancements have highlighted the relevance of edaphic microbial dynamics as an early indicator of environmental alterations and their correlation with soil physicochemical properties. Therefore, this research aimed to evaluate changes in the structure and diversity of soil bacterial communities, and their relationship with soil characteristics, as indicators of quality in response to grassland degradation and restoration. The study was conducted in Mapimi, Durango, Mexico, comparing a conserved area, an area degraded by overgrazing and conventional agriculture, and other undergoing restoration site (one year after implementing grazing exclusion and reforestation with native species). Several soil physicochemical and biological variables were determined, along with 16S rRNA gene metagenomic analysis. Results indicated that overgrazing-induced degradation altered microbial structure and composition, favoring stress-tolerant taxa like Chloroflexota and decreasing metabolic activity and nutrient concentration. In contrast, the conserved area exhibited a diverse community with the proliferation of Acidobacteriota, indicating a healthy ecosystem. Restoration, conversely, promoted the proliferation of taxa such as Bacteroidota and Proteobacteria, improving organic matter mineralization and increasing soil nutrient and carbon concentrations, suggesting an improvement in soil quality. Furthermore, the strong relationship between soil properties and bacteriome structure confirmed that these properties shape the dynamics of bacterial communities. These findings provide key information for developing restoration and conservation strategies for degraded grasslands in arid northern Mexico.

Keywords: Soil degradation; 16S rRNA; structure of the soil bacterial community, soil restoration.

Journal: Soil Systems

Status: Sent

Resumen

La degradación del suelo, exacerbada por las actividades antropogénicas y el mal manejo, es un problema global, especialmente en zonas áridas. En México, el pastoreo intensivo ha sido la principal causa de esta degradación. Por otro lado, recientes avances metagenómicos han destacado la relevancia de la dinámica microbiana edáfica como un indicador temprano de alteraciones ambientales y su correlación con las propiedades fisicoquímicas del suelo. Por lo anterior, esta investigación tuvo como objetivo evaluar los cambios en la estructura y diversidad de las comunidades bacterianas del suelo, así como su relación con las características del suelo, como indicadores de calidad en respuesta a la degradación y restauración de pastizales. El estudio se realizó en Mapimí, Durango, México, comparando una zona conservada, un área degradada por pastoreo intensivo y agricultura convencional y otra en un sitio en proceso de restauración (un año después de la implementación de exclusión de pastoreo y reforestación con especies nativas). Se determinaron diversas variables fisicoquímicas y biológicas del suelo, así como el análisis metagenómico del gen 16S de ARN. Los resultados indicaron que la degradación por sobrepastoreo alteró la estructura y composición microbiana, favoreciendo taxa tolerantes al estrés como *Chloroflexota* y disminuyendo la actividad metabólica y la concentración de nutrientes. En contraste, el área conservada mostró una comunidad diversa con proliferación de *Acidobacteriota*, indicando un ecosistema saludable. La restauración, por otro lado, promovió la proliferación de taxa como *Bacteroidota* y *Proteobacteria*, mejorando la mineralización de la materia orgánica y el incremento de nutrientes y carbono en el suelo, lo que sugiere una mejora en la calidad del suelo. Más aún, la fuerte relación entre las propiedades del suelo y la estructura del bacterioma confirmó que estas propiedades moldean la dinámica de las comunidades bacterianas. Estos hallazgos proporcionan información clave para el desarrollo de estrategias de restauración y conservación de pastizales degradados en zonas áridas del norte de México.

Palabras clave: Degradación del suelo, 16S rRNA, estructura de la comunidad bacteriana del suelo, restauración del suelo.

3.1 Introducción

Los pastizales de las zonas áridas y semiáridas de México tienden a comprender el 25% de la superficie nacional, y poseen la capacidad de proporcionar diversos servicios ecosistémicos, de los cuales, la captura de carbono es considerado uno de los más importantes de estos servicios (Jurado-Guerra et al., 2021). Desafortunadamente, los pastizales se han visto afectados en los últimos años debido al mal uso de suelo, sobrepastoreo y al cambio climático, ocasionando graves daños de este recurso.

Las actividades antropogénicas y un mal manejo de suelo son la principal causa de degradación del suelo a nivel mundial, especialmente en zonas áridas y semiáridas (Lal, 2001). En este sentido, la degradación de los pastizales se ha visto afectada principalmente por el pastoreo intensivo que se ha estado llevando en los últimos años en México. Actualmente se ha perdido alrededor de 6.5 millones de hectáreas de este recurso (INECC, 2015), ya que México presenta el 95% de pastizales degradados por pastoreo intensivo (Jurado-Guerra et al., 2021). El principal daño ocasionado por el sobrepastoreo en las plantas es la disminución de la capacidad fotosintética, por lo cual, se ve disminuido el flujo de nutrientes para las plantas, donde los pastizales que han sido pastoreados de manera excesiva y han impedido su tiempo de recuperación, han ocasionado debilitamiento y muerte de las especies de las plantas (Beltrán-López et al., 2024).

Ante el continuo proceso de degradación de pastizales es indispensable mejorar la salud de estos recursos naturales (Gutiérrez-Luna et al., 2022). El fuego suele ser una alternativa ecológica para la restauración de pastizales, además de ser una alternativa económica (Luna et al., 2014). Asimismo, es recomendable el ajuste de la carga animal al momento de pastorear, con el fin de mejorar las condiciones de los pastizales áridos y semiáridos (Bailey & Brown, 2011). Por otra parte, la resiembra de plantas nativas sigue siendo una de las mejores opciones de restauración (Jurado-Guerra et al., 2021; Krogh et al., 2002). Además, existen prácticas culturales que son empleadas en la restauración de pastizales

degradados, incluidos el surcado en contorno, surcado lister, bordos a nivel, barbecho, zonas de exclusión, entre otras (Issoufou et al., 2020). Estas prácticas proporcionan excelentes condiciones para la germinación de las plantas, asimismo, tienden a proteger la estructura del suelo debido a que regulan la infiltración de agua, aumentan la porosidad y favorecen el intercambio de gases (Gutiérrez-Luna et al., 2022).

Por otra parte, los microorganismos del suelo desempeñan un papel fundamental en los procesos biogeoquímicos y en la funcionalidad del ecosistema, mostrando una alta sensibilidad frente a las variaciones en las condiciones ambientales (Osburn et al., 2019). Si bien se ha investigado ampliamente la respuesta microbiana en diferentes tipos de pastizales, aún existe un conocimiento limitado respecto a cómo la degradación de estos ecosistemas afecta la composición, diversidad y redes de coocurrencia microbiana (Wu et al., 2021).

Debido al papel central que desempeñan los microorganismos del suelo en procesos clave como el ciclado de nutrientes, la promoción del crecimiento vegetal, la sucesión ecológica y la transferencia de energía dentro de las redes tróficas edáficas (Dose et al., 2015; Frouz, 2013), el uso de indicadores microbianos ha sido sugerido como una herramienta eficaz para monitorear la calidad del suelo, dado que tanto la diversidad como la composición de las comunidades microbianas responden de forma sensible a alteraciones provocadas por actividades humanas o fenómenos naturales (Arias Fernández et al., 2005; Nkuekam et al., 2018). De igual manera, la eficacia de los microorganismos del suelo como bioindicadores ha sido ampliamente reconocida debido a la estrecha vinculación entre la diversidad microbiana y el funcionamiento del ecosistema edáfico (Ferris & Tuomisto, 2015; Maron et al., 2018). En este contexto, diversos estudios han abordado la caracterización de la composición y funcionalidad de las comunidades microbianas en suelos sujetos a perturbaciones de origen tanto natural como antropogénico, con el fin de evaluar el impacto potencial de dichos cambios sobre los procesos

ecológicos y la salud del suelo para la recuperación de los servicios ecosistémicos (Dose et al., 2015; Goulart et al., 2025; Muñoz-Rojas et al., 2016).

En los últimos años, los avances en enfoques metagenómicos han permitido profundizar en la comprensión de la dinámica microbiana edáfica, revelando con mayor precisión su relevancia ecológica (Lema et al., 2023; Schlöter et al., 2018). Se ha observado que variaciones en la composición de las comunidades microbianas pueden actuar como señales tempranas de alteraciones ambientales (Murugan et al., 2014; X. Wu et al., 2021). Asimismo, la diversidad microbiana ha mostrado correlaciones significativas con múltiples propiedades físicas y químicas del suelo, lo que resulta especialmente relevante en escenarios de cambio climático y en procesos de restauración de suelos degradados (Bastida et al., 2021). Esta información podría ser clave para el desarrollo de estrategias de restauración y conservación de pastizales degradados. Por lo tanto, el objetivo de esta investigación fue evaluar la estructura y diversidad de las comunidades bacterianas del suelo como indicadores de calidad en pastizales degradados, restaurados y conservados en zonas semiáridas, con el fin de identificar indicadores funcionales que permitan monitorear el proceso de restauración del suelo.

3.2 Materiales y métodos

3.2.1 Área de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en el ejido la Purísima localizado en el Municipio de Mapimí, Durango, México (Tabla 1), el cual tiene una elevación de 1,195 m s.n.m., una temperatura media anual de 20.8°C y una precipitación anual de 264 mm, con un clima semicálido muy seco durante la mayor parte del año (INEGI, 2015).

Tabla 1. Descripción y ubicación geográfica de las zonas de estudio.

Clave	Descripción	Coordenadas
R	Área restaurada por exclusión de pastoreo y reforestación con plantas nativas en 2022.	25°51'14"N, 103°45'8"O
C	Área natural sin disturbios aparentes con <i>Prosopis glandulosa</i> .	25°50'49"N 103°45'0"O
D	Zona degradada por sobrepastoreo.	25°51'16"N 103°45'9"O

3.2.2 Toma y manejo de muestras

Se seleccionaron tres condiciones del ecosistema: una zona conservada donde con exclusión de pastoreo, un área degradada por pastoreo intensivo y otra en proceso de restauración (Tabla 1).

El muestreo de suelos se realizó en agosto del 2023, luego de 1 año que se estableció la restauración del sitio. Se recolectaron cuatro muestras de suelo rizosférico de cada condición a una profundidad de 0-20 cm completamente al azar, utilizando una técnica de muestreo por cuadrantes.

Se colocaron 0.25 g de suelo rizosférico en tubos BashingBead Zymo Research para lisis celular, con 750 µl de solución de lisis y se procesó cada tubo en un disruptor celular TerraLyzer™ durante 30 s; las muestras se mantuvieron en congelación hasta la extracción de ADN en el laboratorio.

3.2.3 Análisis de indicadores de calidad del suelo

Se determinaron distintos parámetros fisicoquímicos y biológicos del suelo. El carbono y nitrógeno total (CT y NT) fueron cuantificados con un analizador elemental (TOC-L, Shimadzu), mientras el contenido de materia orgánica del suelo (MOS) por digestión húmeda (Walkley & Black, 1934). Por su parte, el P total se analizó por ignición (550°C/1h), donde luego fue extraído con HCl 1 M (Wuenschel et al., 2015) y determinado por el método de azul de molibdeno (Murphy & Riley, 1962). Se comprobó el pH y conductividad eléctrica (CE) en una solución de suelo 1:2 y 1.2.5 (p/v), respectivamente, utilizando un medidor multiparamétrico HI 2550 (HANNA Instruments, EUA).

El contenido de fósforo disponible se determinó por el método de Olsen (1954) y la concentración de carbonatos totales por el método del calcímetro de Bernard. La capacidad de intercambio catiónico (CIC), las bases intercambiables (Mg, K y Ca), y el contenido de Fe se comprobaron por espectrofotometría de absorción atómica, así como el contenido de nitratos (N.NO₃) (SEMARNAT, 2002). Adicionalmente, se evaluó el contenido de azufre por el método de extracción con acetato de amonio ácido acético.

Posteriormente, se midió la respiración basal mediante pruebas de incubación de los suelos muestreados durante 7 días a 25°C en oscuridad (Anderson & Domsch, 1993).

3.2.4 Extracción DNA

El ADN de las bacterias del suelo se extrajo empleando el kit ADN Zymobiomics MiniPrep de Zymo Research™. La calidad y concentración del ADN fue medida mediante una placa µDrop de la marca ThermoFischer™ en el espectrofotómetro de microplacas Thermo Scientific Multiskan SkyHigh™.

segundos y 72 °C durante 30 segundos; seguido de una extensión final de 72 °C durante 5 minutos.

Las bibliotecas obtenidas se purificaron utilizando perlas Agencourt® AMPure® XP al 1,2 %. Para confirmar el tamaño esperado del amplicón (~630 pb), se tomó 1 µl de algunas bibliotecas seleccionadas al azar y se volvió a analizar en un chip Bioanalyzer DNA 1000. Por último, se llevó a cabo la cuantificación, la normalización (para alcanzar concentraciones equimolares), la agrupación de bibliotecas y la secuenciación masiva de última generación utilizando Illumina® MiSeq (2 × 250 lecturas, extremos emparejados), de acuerdo con el protocolo metagenómico 16S (Illumina, 2017a).

3.2.6 Análisis bioinformático

Las secuencias fueron analizadas en QIIME2 (Quantitative Insights Into Microbial Ecology 2) en la plataforma Linux Ubuntu (Bolyen et al., 2019); se empleó el algoritmo de DADA2 (diverse amplicon denoising algorithm) (Callahan et al., 2016), para la eliminación de secuencias de baja calidad, filtración de secuencias quiméricas y generar las variantes de secuencia de amplicones (ASVs) (Callahan et al., 2017).

Se utilizó la base de datos de Greengenes2 (McDonald et al., 2012) para la asignación taxonómica. Los ASVs a nivel de especie fueron confirmados en la base de datos del Centro Nacional de Información Biotecnológica (NCBI) utilizando la herramienta Basic Local Alignment Search Tool (BLAST).

Para comparar estadísticamente las comunidades microbianas entre los distintos tratamientos, se llevó a cabo un proceso de rarefacción para unificar el número de secuencias de todas las muestras. Con este nuevo archivo de abundancia absoluta, se obtuvieron cuatro métricas de diversidad alfa (observed features, índice de Shannon, uniformidad de Pielou e índice de diversidad filogenética de Faith). Asimismo, se obtuvieron cuatro métricas de diversidad beta: Jaccard (Jaccard, 1912), Bray-Curtis (Beals, 1984), Unweighted UniFrac y Weighted UniFrac

(Lozupone & Knight, 2005). Adicionalmente, se emplearon pruebas de análisis de varianza multivariado PERMANOVA ($p < 0.05$) a las métricas de diversidad beta. Se visualizaron las métricas significativas en la diversidad beta mediante los gráficos de análisis de PCoA generados por Emperor (Vázquez-Baeza et al., 2013). Para la determinación de taxa bacterianos causantes de disimilitud entre tratamientos, se empleó un análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) (Clarke, 1993) a nivel de phylum, familia y especie empleando PAST 5.1. Finalmente, los taxa bacterianos más significativos fueron representados en mapas de calor empleando el programa CLUSTVIS (Metsalu & Vilo, 2015).

3.2.7 Análisis estadístico

Los datos de los indicadores de calidad del suelo fueron sometidos a pruebas de normalidad y homogeneidad de varianza, aquellas variables que no cumplieron los supuestos fueron transformadas. Posteriormente, se realizaron análisis de ANOVA y prueba de Tukey ($p < 0.05$) para determinar diferencias significativas entre tratamientos.

Se realizó también un análisis de componentes principales (ACP) para observar asociaciones entre los principales phyla con las variables del suelo bajo los diferentes estados del suelo en Rstudio y así determinar las variables con relación más significativa con las bacterias del suelo. Posteriormente, se analizaron patrones entre los tratamientos y las propiedades biológicas utilizando un análisis de redundancia (ARD) con la función RDC de la librería “vegan” en Rstudio.

3.3 Resultados

3.3.1 Análisis de indicadores de calidad del suelo

Los resultados de la medición de los distintos indicadores de calidad del suelo se encuentran en la Tabla 2. Los datos demostraron una influencia de las prácticas de restauración en la mayoría de las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo analizadas, donde el área restaurada presentó un incremento en la respiración basal del suelo, el contenido de fósforo, carbono y nitrógeno total en relación con la degradada, aunque menor a la conservada. Por otro lado, el fósforo disponible y el contenido de hierro fueron mayores en la zona restaurada que en el resto de los sitios analizados. Asimismo, los suelos degradados presentaron una mayor conductividad eléctrica, una mayor concentración de carbono lábil, potasio y magnesio, así como un contenido de calcio y capacidad de intercambio catiónico similar a la encontrada en el área restaurada.

Tabla 2. Indicadores fisicoquímicos y biológicos del suelo bajo los diferentes grados de degradación. Valores de la media y desviación estándar ($\pm$). Letras diferentes indican diferencia significativa entre los sitios analizados determinada por la prueba de Tukey. pH – potencial de hidrógeno, CE – conductividad eléctrica, CL – carbono lábil, MOS – materia orgánica del suelo, RBS – respiración basal del suelo, PT – fósforo total, CT – carbono total, NT – nitrógeno total, P_dis – fósforo disponible, K – potasio, Ca – Calcio, Mg – magnesio, Fe – hierro, S – azufre, N.NO₃ – nitratos, CIC – capacidad de intercambio catiónico.

Indicador	Conservado	Restaurado	Degradado	p
pH	7.37 $\pm$ 0.04 ^a	7.22 $\pm$ 0.15 ^a	7.25 $\pm$ 0.02 ^a	0.225
CE, ms cm ⁻³	167.16 $\pm$ 2.83 ^b	175.06 $\pm$ 5.52 ^b	224.80 $\pm$ 8.21 ^a	<0.001
CL, gC kg ⁻¹	27.22 $\pm$ 0.19 ^b	27.21 $\pm$ 0.05 ^b	27.69 $\pm$ 0.01 ^a	0.004
MOS, g kg ⁻¹	13.35 $\pm$ 1.99 ^a	18.11 $\pm$ 3.04 ^a	19.21 $\pm$ 3.49 ^a	0.101
CaCO ₃ , g kg ⁻¹	156.55 $\pm$ 1.00 ^a	154.96 $\pm$ 4.95 ^a	151.91 $\pm$ 2.65 ^a	0.285
RBS	939.00 $\pm$ 4.58 ^a	928.33 $\pm$ 3.51 ^b	354.33 $\pm$ 4.04 ^c	<0.001
PT, g kg ⁻¹	97.74 $\pm$ 0.83 ^a	86.73 $\pm$ 1.88 ^b	63.19 $\pm$ 1.25 ^c	<0.001
CT, g kg ⁻¹	32.70 $\pm$ 0.17 ^a	31.13 $\pm$ 0.15 ^b	27.83 $\pm$ 0.15 ^c	<0.001
NT, g kg ⁻¹	3.96 $\pm$ 0.20 ^a	3.50 $\pm$ 0.17 ^b	3.33 $\pm$ 0.15 ^b	0.012
P_dis, mg kg ⁻¹	37. $\pm$ 0.81 ^b	43.70 $\pm$ 1.60 ^a	30.70 $\pm$ 0.60 ^c	<0.001
K, mg kg ⁻¹	975 $\pm$ 26.00 ^a	864 $\pm$ 11.13 ^b	1010.33 $\pm$ 3.05 ^a	<0.001
Ca, mg kg ⁻¹	4020.00 $\pm$ 7.54 ^b	4855.33 $\pm$ 58.79 ^a	4773.00 $\pm$ 2.08 ^a	<0.001
Mg, mg kg ⁻¹	173.33 $\pm$ 3.51 ^c	192.66 $\pm$ 4.16 ^b	211.33 $\pm$ 3.78 ^a	<0.001
Fe, mg kg ⁻¹	4.25 $\pm$ 0.05 ^b	5.49 $\pm$ 0.05 ^a	4.03 $\pm$ 0.04 ^c	<0.001
S, mg kg ⁻¹	8.33 $\pm$ 0.46 ^a	1.41 $\pm$ 0.07 ^c	7.41 $\pm$ 0.03 ^b	<0.001
N.NO ₃ , mg kg ⁻¹	21.40 $\pm$ 1.50 ^b	9.15 $\pm$ 0.17 ^c	48.43 $\pm$ 0.90 ^a	<0.001
CIC, meq/100g	24.16 $\pm$ 0.15 ^b	28.03 $\pm$ 0.15 ^a	28.26 $\pm$ 0.15 ^a	<0.001

El análisis de componentes principales (Figura 4), demostró diferencia estadística entre los tres tratamientos, con una distribución agregada y descentralizada entre

las muestras de los diferentes grupos. Además, de acuerdo con el análisis, 86.7% de la varianza puede ser explicado por dos componentes. De esta forma, los indicadores del suelo más representativos fueron el contenido de N amoniacal (N.NO3), fósforo total (PT) y hierro (Fe), conductividad eléctrica (CE) y la respiración basal del suelo (SBR).

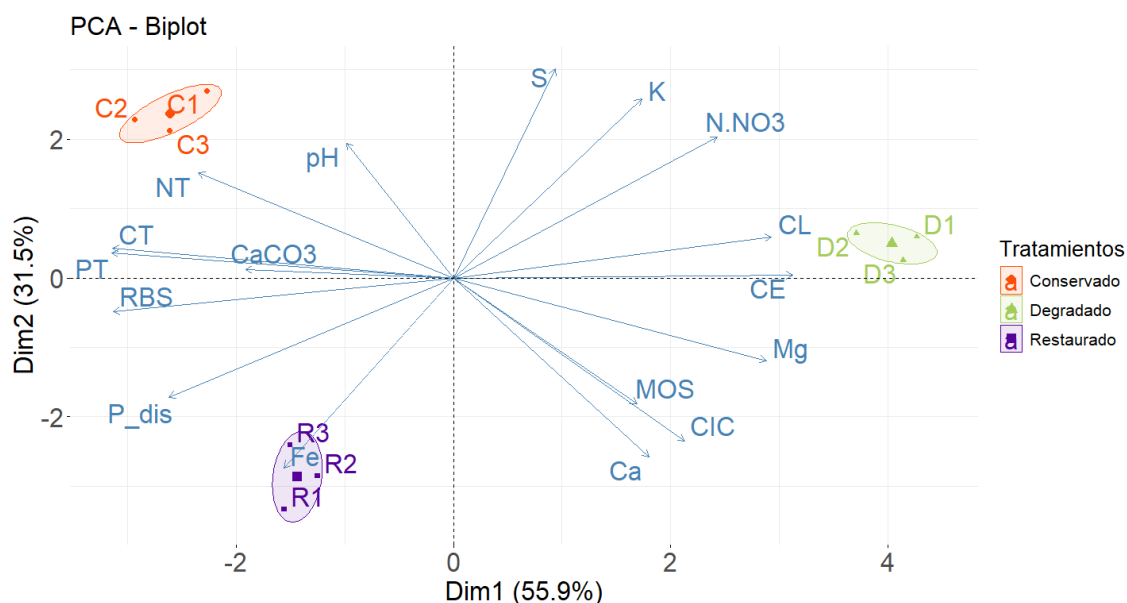


Figura 4. Análisis de componentes principales de las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo de los diferentes sitios de estudio. pH - potencial hidrógeno, S - azufre, K- potasio, N.NO3 - nitratos, CL - carbono lábil, CE - conductividad eléctrica, Mg – manganeso, MOS – materia orgánica del suelo, Ca – Calcio, Fe – hierro, P_dis – fosforo disponible, RBS – respiración basal, PT – fósforo total, CR – carbono total, NT – nitrógeno total, CaCO3 – carbonatos.

3.3.2 Composición taxonómica del microbioma

La identificación de diversos phyla en el microbioma del suelo resalta la riqueza y complejidad de la biodiversidad presente en este ecosistema. De acuerdo con los resultados, la media del número de lecturas obtenidas para las muestras del tratamiento conservado fue de 203,978, mientras que para el tratamiento restaurado fue de 203,788.33 y finalmente para el tratamiento degradado fue de 206,698.33. El número promedio de secuencias no quiméricas fue de 121, 337, donde el porcentaje

de secuencias no quiméricas fue del 55.82%, 57.45% y 64.4% para las zonas conservada, restaurada y degradada, respectivamente (Tabla 3).

Tabla 3. Depuración de secuencias bacterianas obtenidas de muestras con diferente condición de suelo mediante DADA2.

ID	Secuencias iniciales	Secuencias de calidad (filtro)	Secuencias de calidad	ASVs preliminares	Secuencias ensambladas (filtro)	% Secuencias ensambladas	Quimeras	Ensambladas (secuencias no quiméricas)	% Secuencias no quiméricas (finales)
C1	204,997	196,642	95.92	190,533	148,724	72.55	35,564	113,160	55.2
C2	203,796	194,882	95.63	186,998	147,510	72.38	41,865	105,645	51.84
C3	203,141	194,155	95.58	188,824	158,958	78.25	36,224	122,734	60.42
Mean	203,978	195,226.3	95.71	188,785	151,730.6	74.39	37,884.3	113,846.3	55.82
R1	204,020	196,957	96.54	190,847	150,818	73.92	36,202	114,616	56.18
R2	202,765	195,891	96.61	189,637	145,255	71.64	33,974	111,281	54.88
R3	204,580	197,719	96.65	192,480	160,205	78.31	34,808	125,397	61.29
Mean	203,788.3	196,855.6	96.6	190,988	152,092.6	74.62	34,994.6	117,098	57.45
D1	211,765	202,313	95.54	198,305	163,800	77.35	31,113	132,687	62.66
D2	204,673	196,052	95.79	191,295	168,508	82.33	35,940	132,568	64.77
D3	203,657	196,394	96.43	191,678	171,060	83.99	37,110	133,950	65.77
Mean	206,6983	198,253	95.92	193,759.3	167,789.3	81.22	34,721	133,068.3	64.4

El número de ASVs obtenido en las muestras registró una profundidad de cobertura adecuada, donde todas las secuencias alcanzaron la asíntota cercana a 104,500 secuencias, lo que indica una representación suficiente de la diversidad microbiana (Figura 5). Este resultado indica que el muestreo logró capturar una representación amplia y precisa de la diversidad bacteriana, lo que respalda la solidez de las conclusiones sobre el efecto de las prácticas de restauración de suelos en las comunidades microbianas.

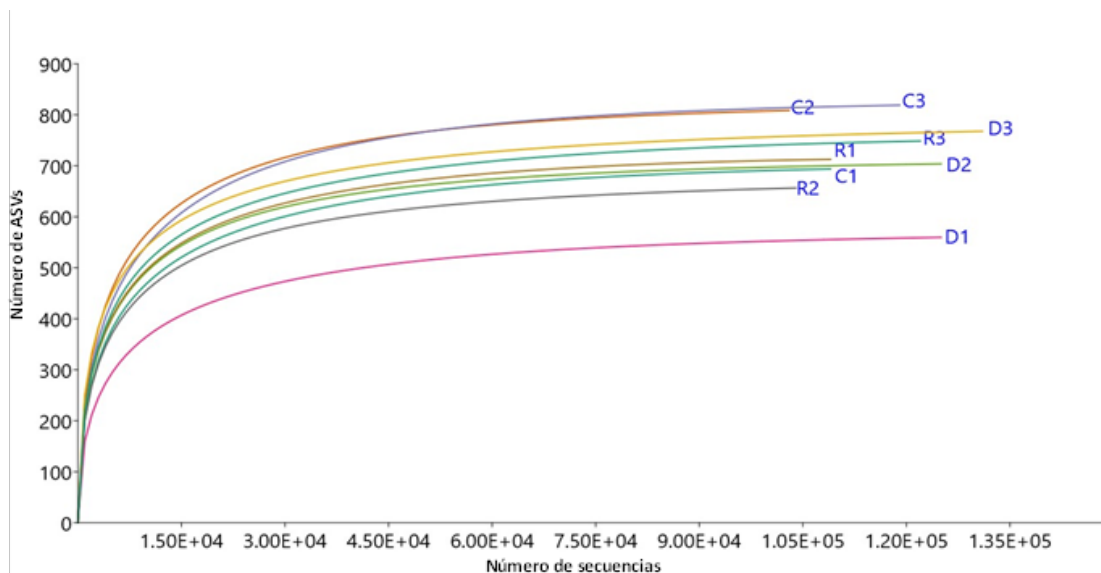


Figura 5. Gráfica de profundidad de cobertura por curvas de rarefacción de las secuencias obtenidas en las diferentes áreas de estudio, donde la asíntota se alcanzó a las 104,578 secuencias. Área conservada (c), con mezquite *Prosopis levigata* con exclusión de pastoreo; Área restaurada (R) con mezquite *P. levigata*, pastos nativos y exclusión de ganado; Área degradada (D) por deforestación, uso agrícola y sobrepastoreo.

La riqueza del ASV de la zona conservada fue de 39 phyla, 104 clases, 282 órdenes, 476 familias, 847 géneros y 1086 especies (216 lograron un nombre latinizado), mientras que para el área restaurada incluyó 38 filos, 91 clases, 247 órdenes, 408 familias, 751 géneros y 956 especies (216 lograron un nombre latinizado); finalmente, el área degradada presentó 36 phyla, 92 clases, 251 órdenes, 425 familias, 777 géneros y 1008 especies (234 lograron un nombre latinizado). *Actinobacteriota*, *Proteobacteria* y *Acidobacteriota* destacaron como los phyla predominantes en los suelos de todas las condiciones del ecosistema analizadas (Figura 6). En suelos degradados, el phylum *Chloroflexota* fue más abundante, mientras que en el suelo de área conservada predominaron las bacterias del phylum *Acidobacteriota*. En el suelo de la zona en restauración destacó el phylum *Bacteroidota*. *Proteobacteria* fue abundante en los suelos conservados y restaurados.

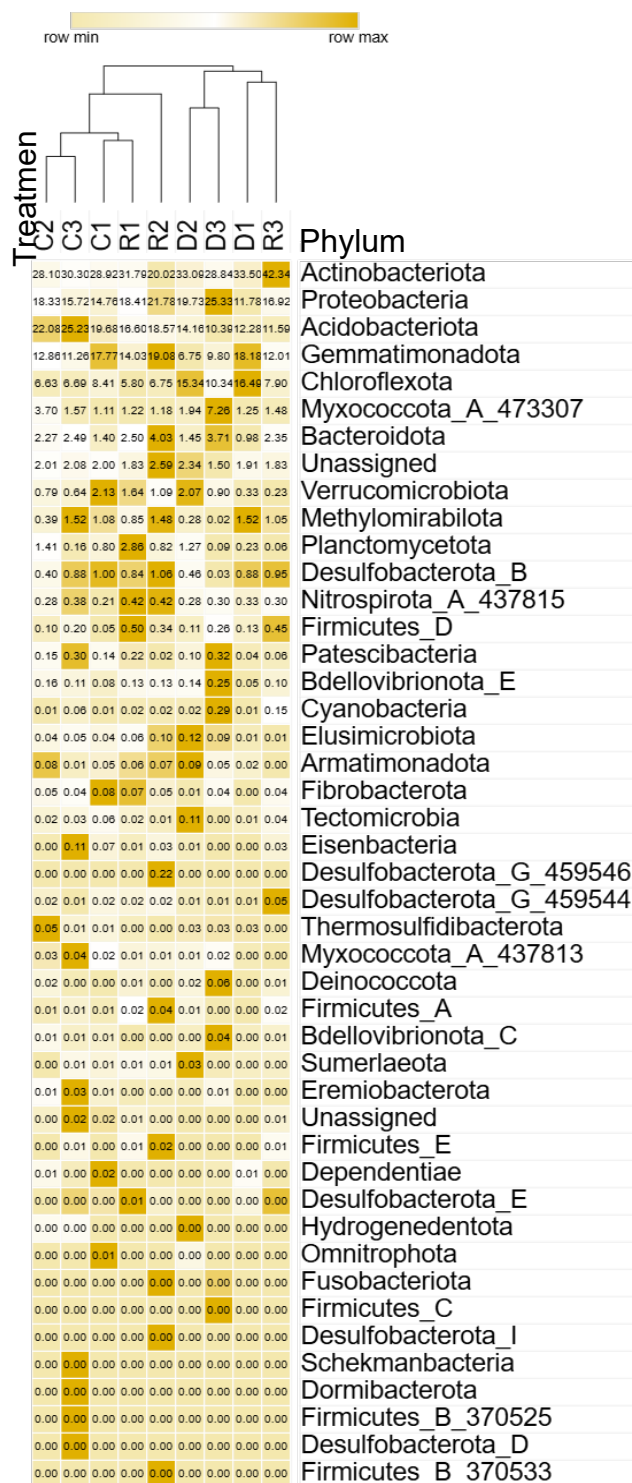


Figura 6. Abundancia relativa de los principales phyla en suelo bajo diferentes estados del ecosistema: conservado con exclusión de pastoreo (C); restaurado con pastos nativos y exclusión de pastoreo (R), y degradado con deforestación y excesivo uso agrícola y pecuario

(D). Los valores de cada rectángulo representan el porcentaje de abundancia relativa de cada taxón.

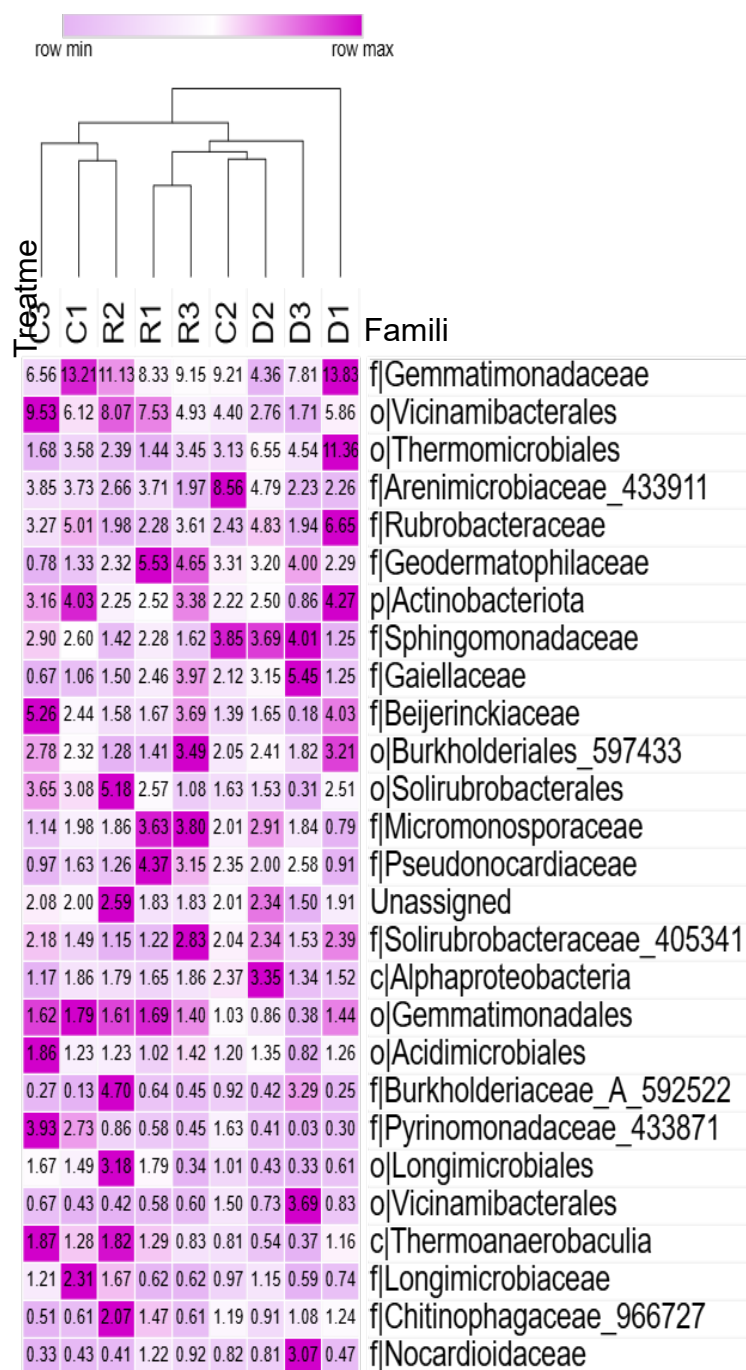


Figura 7. Abundancia relativa de los principales phyla (a) y familias (b) en suelos bajo diferentes estados del ecosistema: conservado con exclusión de pastoreo (C); restaurado con pastos nativos y exclusión de pastoreo (R) y degradado con deforestación y excesivo uso agrícola y pecuario (D). Los valores de cada rectángulo representan el porcentaje de abundancia relativa de cada taxón.

Por otro lado, *Geodermatophilaceae* y *Micromonosporaceae* fueron las familias que incrementaron su abundancia relativa en el suelo del área bajo restauración en comparación de las áreas conservada y degradada. Asimismo, las familias *Pseudonocardiaceae*, *Solirubrobacteraceae_405341* y *Burkholderiaceae_A_592522* (Figura 7).

De acuerdo con el análisis de diversidad alfa, solo se detectaron diferencias significativas entre los sitios de estudio en el índice de número de características (ASV), con un valor de $H=7.20$ y una $p=0.027$, donde C sólo presentó diferencia significativa con D, pero no con R y el área D y R no registraron distinción (Figura 8). En contraste, no se observaron diferencias estadísticamente significativas en los índices de Shannon ($H=3.82$, $p=0.147$), Evenness ($H=1.68$, $p=0.429$) ni en el número de linajes bacterianos ($H=5.95$, $p=0.050$).

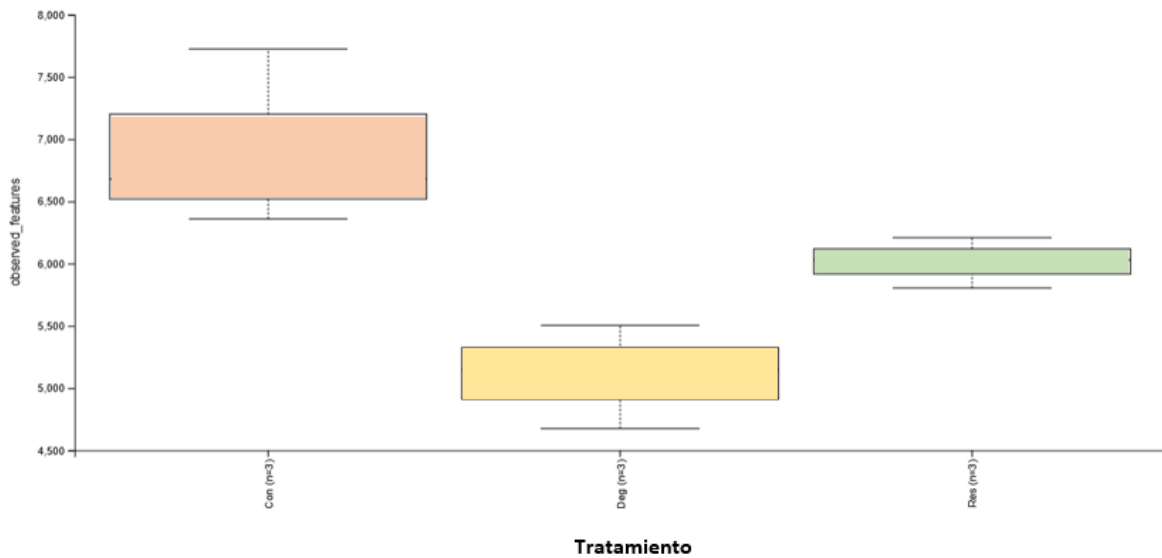


Figura 8. Diagrama de caja y bigotes del índice de número de características (ASV) de los sitios conservado, restaurado y degradado del suelo, Mapimí, Durango, México.

Con respecto a la diversidad beta, tres métricas mostraron diferencias significativas: el índice de Jaccard (pseudo-F = 1,26, $p = 0,013$), Bray-Curtis (pseudo-F = 1.64, $p = 0.033$) y Unifrac (pseudo-F = 1.22, $p = 0.015$). Por otro lado, el índice de Unifrac ponderado no registró diferencia entre zonas (pseudo-F = 1.51, $p = 0.066$). Los gráficos de análisis de coordenadas principales (PCoA) muestran la separación de los tratamientos de suelo para las tres métricas de diversidad beta significativas (Figura 9).

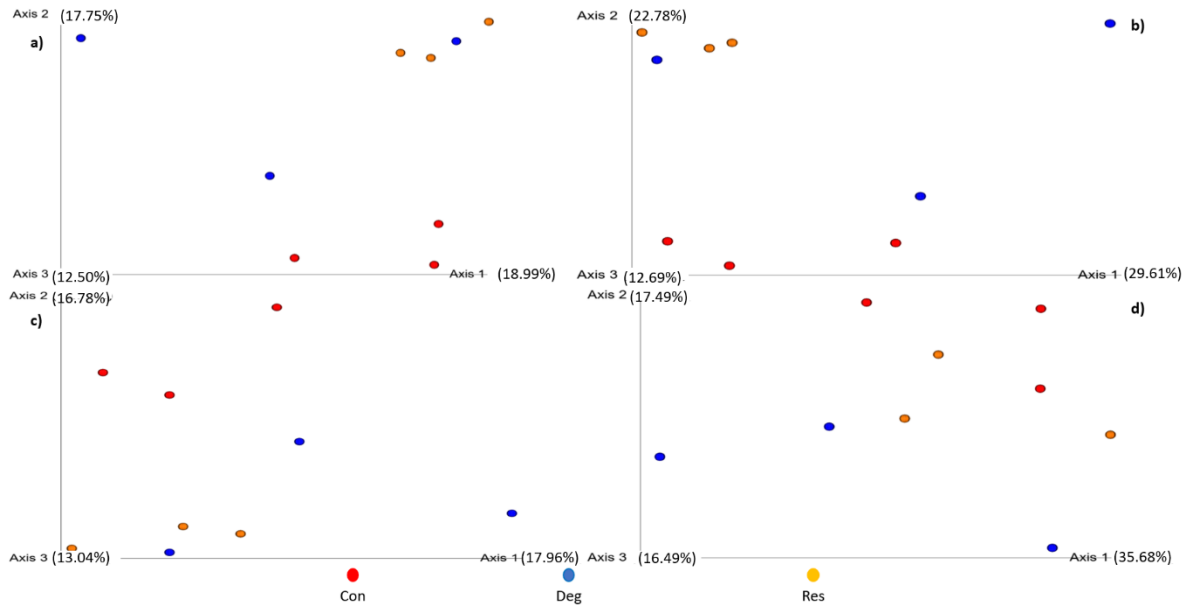


Figura 9. Gráficos de coordenadas principales (PCoA) del índice de Jaccard (a), índice de Bray-curtis (b) y Unifrac no ponderado (c) de la microbiota bacteriana de los tratamientos conservado, restaurado y degradado del suelo de Mapimí, Durango, México.

De acuerdo con el análisis de redundancia (RDA) existió una influencia de los principales indicadores de calidad del suelo bajo los distintos tratamientos y la abundancia relativa de los 10 phyla más abundantes en el suelo ($F=2.3934$, $p=0.006$) y una r^2 de 0.7053. Más aún, el 60.32% de la varianza puede ser explicado con dos componentes (Figura 10).

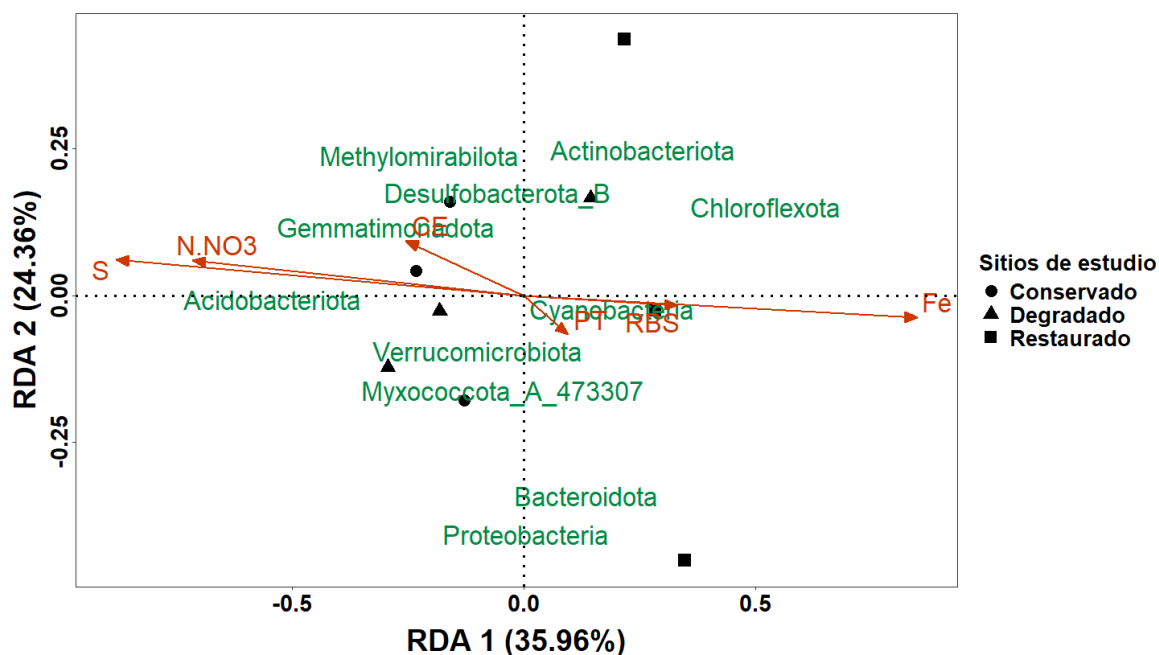


Figura 10. Análisis de redundancia de los 15 phyla más abundantes y los principales indicadores de calidad del suelo en zonas conservada, restaurada y degradada por actividades agropecuarias en zonas áridas del norte de México. S - azufre, CE - conductividad eléctrica, PT – fósforo total, RBS – respiración basal del suelo, Fe – hierro.

3.4 Discusión

La influencia positiva de la restauración de suelos degradados por reforestación y exclusión de pastoreo se reflejó en un mayor secuestro de carbono, así como de nutrientes esenciales como el nitrógeno y fósforo, lo que coincide con lo reportado por Cao et al. (2023). El ciclaje de nutrientes en ecosistemas terrestres depende de múltiples factores, entre los cuales destaca la vegetación (Yang et al., 2022). Más aún, la reforestación y la exclusión de pastoreo favorecen el incremento de la vegetación en sitios degradados, beneficiando también la entrada de materia orgánica en el suelo y su descomposición en el suelo, lo que se reflejó en una mayor tasa de respiración basal del suelo, similar a la encontrada en el área de mezquital conservado. De esta forma, la actividad microbiana parece haber aumentado el contenido de nutrientes como **P**, **N** y **Fe**, así como el almacén de carbono.

Por el contrario, los suelos degradados presentaron un incremento en la conductividad eléctrica, tal como lo encontraron Dong et al. (2021) en praderas alpinas de China sobrepastoreadas. Este incremento en la CE indica un aumento en la concentración de sales solubles, que tiene a su vez un efecto negativo sobre la salud del suelo y la vegetación, derivado probablemente a la reducción de la cobertura vegetal, que reduce la absorción de agua y minerales y favorece su acumulación en la superficie del suelo (observado como un incremento en la concentración de K^+ , Mg^{+2} y Ca^{+2}) (Dlamini et al., 2016) y la mineralización acelerada de la materia orgánica (reflejada como una alta concentración de CL) que puede liberar iones solubles (incluidos K^+ , Mg^{+2} y Ca^+), aumentando así también la CIC por sodificación del suelo (Datta & Jong, 2002; Rengasamy, 2006). Otras posibles causas del incremento de la CE en el área degradada es la erosión del suelo, lo que expone horizontes más salinos o contribuye a la acumulación de sales por disminución de la lixiviación (Fernández-Buces et al., 2006), además de procesos de compactación por el pisoteo del ganado que reducen la porosidad del suelo (Abril & Bucher, 2001).

Asimismo, la degradación del suelo por sobrepastoreo se relacionó también con un incremento en el N-NO_3 , lo que también refleja una acelerada mineralización de la MOS y, por la escasez de vegetación, no es aprovechada por las plantas y se acumula en el suelo (Zhang & Zhou, 2022). Además, las excretas y orina del ganado son ricas en nitrógeno ureico, que pasa luego a amoníaco y finalmente a nitrato por un proceso de nitrificación (López-Aizpún et al., 2020); igualmente, la disminución de microorganismos fijadores de nitrógeno por la pérdida de MOS y compactación del suelo, y el aumento de nitrificadores y desnitrificadores se modifica el ciclo del N, favoreciendo formas solubles como nitratos (Zhang & Zhou, 2022).

Por otro lado, una mayor acumulación de PT en el área Conservada, seguida de la Restaurada y, finalmente la Degradada, refleja la influencia positiva de las prácticas de restauración, debido probablemente a una mayor acumulación de materia orgánica por la reforestación, la cual al ser mineralizada (con una mayor RBS), libera fósforo disponible para las plantas (Wang et al., 2021). Además, de acuerdo con Li et al. (2019), la vegetación por la reforestación limita la lixiviación de los fosfatos y la erosión del suelo.

Composición taxonómica del microbioma

Entender cómo responden estas comunidades microbianas a diferentes formas de manejo puede ayudar tanto a productores agropecuarios como a investigadores a tomar decisiones más sostenibles sobre el uso del suelo.

El hecho de que no se observó diferencia significativa en los índices de Shannon, Evenness, ni en el número de linajes bacterianos, refleja la resiliencia microbiana a la perturbación, donde los suelos degradados no necesariamente perdieron su cantidad de tipos de microorganismos (riqueza), sino de una reestructuración de la comunidad bacteriana, lo que se reflejó con cambio en la diversidad beta (Figura 6) (Wu et al., 2023). Por otro lado, que el índice de ASV del Restaurado no difiriera del Conservado, pero si del Degradado demuestra que la diversidad taxonómica de las comunidades microbianas se está reorganizando, aunque aún no llega al nivel del Conservado dado el corto plazo. Por otro lado, la falta de significancia en el índice

Unifrac ponderado, que se relaciona más a las especies abundantes, sugiere que las diferencias en la diversidad beta está más relacionada con los taxones raros o a cambios en la distribución de taxones menos abundantes en términos filogenéticos (Anderson et al., 2011).

En cuanto a los phyla más abundantes, *Actinobacteriota*, *Proteobacteria* y *Acidobacteriota*, éstos son universalmente abundantes en suelos, actuando con un rol fundamental en el ciclaje de nutrientes y la degradación de la materia orgánica (Kalam et al., 2020; Kielak et al., 2016; Kim et al., 2021; Pan et al., 2024; Zhu et al., 2025). Por otro lado, el phylum *Chloroflexota* destacó en los suelos degradados. Las bacterias pertenecientes a este grupo se caracterizan por una gran diversidad de metabolismos, incluidos fototrófico anoxigénico, heterotróficos anaeróbico obligado, respiración organohalida, anaeróbicos facultativos y heterotrófico aeróbico. Esta gran diversidad permite que el phylum *Chloroflexota* pueda vivir en muchos ecosistemas (Freches & Fradinho, 2024), permitiéndoles adaptarse a las condiciones ambientales incluso extremas, como las encontradas en el Degradado. Asimismo, en el suelo de área conservada predominaron las bacterias del phylum *Acidobacteriota*. De acuerdo con el meta-análisis realizado por Trivedi et al., (2016), *Acidobacteriota* correlaciona fuertemente con los ecosistemas naturales en biomas templados, tropicales y áridos, tal como se encontró en este estudio. Este phylum ha sido definido como un taxa clave en la ecología microbiana del suelo, siendo uno de los conductores más importantes de la estructura de la comunidad microbiana y su función en diferentes ecosistemas (Banerjee et al., 2018), dado su papel en la descomposición de la MOS, la desnitrificación y en el ciclo del carbono, así como por modular selectivamente los procesos ecológicos (Banerjee et al., 2016, 2018). Por lo tanto, su proliferación en el suelo podría aumentar el secuestro de carbono en el suelo y el crecimiento de las plantas (Kalam et al., 2020).

En el suelo de la zona en restauración destacó el phylum *Bacteroidota*. Este grupo de bacterias cumple un papel clave en el almacenamiento de carbono en el suelo y participa activamente en el ciclo del carbono, contribuyendo a procesos

fundamentales para el sostenimiento ecológico (Chen et al., 2023). Asimismo, Wang et al., (2021), mencionan que estas bacterias se encuentran estrechamente relacionadas con la descomposición de la materia orgánica, lo que resalta su importancia en el reciclaje de nutrientes. De igual manera, suelen prosperar en ambientes con elevada disponibilidad de nutrientes (Bennett et al., 2020), lo que sugiere que los procesos de revegetación podrían mejorar las condiciones del suelo (Li et al., 2022). Finalmente, estos microorganismos suelen presentar mecanismos de adaptación a ambientes salinos, ya que, tienden a modificar sus membranas celulares para tolerar condiciones extremas (Etesami & Beattie, 2018).

Proteobacteria, un phylum fue abundante en los suelos conservados y restaurados, lo que sugiere que tiene la capacidad de sobrevivir a ecosistemas áridos con baja disponibilidad de nutrientes, gracias a la capacidad de degradar polisacáridos, lo que les permite adaptarse a condiciones extremas (Vikram et al., 2015; Zhang et al., 2017). Además, posee la capacidad de establecer relaciones simbióticas con las plantas, lo que facilita la fijación de nitrógeno en las raíces. Esta interacción suele ser mutuamente beneficiosa, debido a que las plantas obtienen el nitrógeno esencial, mientras que, las bacterias tienen acceso a compuestos orgánicos y nutrientes (Kong et al., 2023). Asimismo, estas bacterias contribuyen con la restauración del suelo mediante la producción de enzimas y la descomposición de la materia orgánica, lo que restaura la calidad edáfica y promueve la disponibilidad de nutrientes para otros microorganismos del suelo (Kong et al., 2023; Banning et al., 2011).

3.5 Conclusiones

La degradación del suelo por sobrepastoreo y agricultura convencional parece no haber erradicado toda la comunidad microbiana, pero si afectó su estructura, alterando su composición y abundancia relativa de los distintos taxones, favoreciendo la proliferación de grupos bacterianos tolerantes al estrés como *Chloroflexota*, y disminuyendo fuertemente la actividad metabólica y la degradación de la materia orgánica del suelo, reflejada principalmente con una baja en la tasa de respiración basal del suelo y disminución de la concentración de nutrientes esenciales, en comparación a los suelos del área conservada.

Por otro lado, el área de mezquital conservado presentó una comunidad microbiana diversa y estable, con una proliferación importante de *Acidobacteriota*, lo que demuestra un ecosistema saludable con un ciclaje de nutrientes adecuado.

Finalmente, la exclusión de pastoreo, aunado a la reforestación con plantas nativas, mostró su influencia positiva en el proceso de restauración del suelo desde el corto plazo, destacando la proliferación de taxones clave como Bacteroidota, pioneros resilientes, y Proteobacteria, clave en el ciclo del nitrógeno. Lo anterior, aunado a una mejor mineralización de la materia orgánica, el incremento de la concentración de nutrientes y carbono en el suelo, sugiere un mejoramiento en la calidad del suelo.

Por otro lado, la divergencia en la diversidad beta y la fuerte relación con las características del suelo de cada área analizada, de acuerdo con los resultados del RDA, demuestran que las propiedades del suelo están moldeando la estructura del bacterioma. Así, se logró establecer los factores que median la dinámica de las comunidades bacterianas en el proceso de restauración y degradación del suelo de zonas áridas del norte de México.

3.6 Literatura citada

- Abril, A., & Bucher, E. H. (2001). Overgrazing and soil carbon dynamics in the western Chaco of Argentina. *Applied Soil Ecology*, 16(3), 243–249. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(00\)00122-0](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00122-0)
- Anderson, M. J., Crist, T. O., Chase, J. M., Vellend, M., Inouye, B. D., Freestone, A. L., Sanders, N. J., Cornell, H. V., Comita, L. S., Davies, K. F., Harrison, S. P., Kraft, N. J. B., Stegen, J. C., & Swenson, N. G. (2011). Navigating the multiple meanings of β diversity: A roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, 14(1), 19–28. <https://doi.org/10.1111/J.1461-0248.2010.01552.x>
- Anderson, T. H., & Domsch, K. H. (1993). The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 25(3), 393–395. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(93\)90140-7](https://doi.org/10.1016/0038-0717(93)90140-7)
- Arias Fernández, M. E., González-Pérez, J. A., González-Vila, F. J., & Ball, A. S. (2005). Soil health—a new challenge for microbiologists and chemists. *International Microbiology*, 8(1), 13–21. <https://digital.csic.es/handle/10261/2130>
- Banning, N. C., Gleeson, D. B., Grigg, A. H., Grant, C. D., Andersen, G. L., Brodie, E. L. & Murphy, D. V. (2011). Soil Microbial Community Successional Patterns during Forest Ecosystem Restoration. *Applied and Environmental Microbiology*, 77(17), 6158–6164. <https://doi.org/10.1128/AEM.00764-11>
- Banerjee, S., Kirkby, C. A., Schmutter, D., Bissett, A., Kirkegaard, J. A., & Richardson, A. E. (2016). Network analysis reveals functional redundancy and keystone taxa amongst bacterial and fungal communities during organic matter decomposition in an arable soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 97, 188–198. <https://doi.org/10.1016>
- Banerjee, S., Schlaeppi, K., & van der Heijden, M. G. A. (2018). Keystone taxa as drivers of microbiome structure and functioning. *Nature Reviews Microbiology*, 16(9), 567–576. <https://doi.org/10.1038/S41579-018-0024-1>

- Bastida, F., Eldridge, D. J., García, C., Kenny Png, G., Bardgett, R. D., & Delgado-Baquerizo, M. (2021). Soil microbial diversity–biomass relationships are driven by soil carbon content across global biomes. *The ISME Journal*, 15(7), 2081–2091. <https://doi.org/10.1038/S41396-021-00906-0>
- Beals, E. W. (1984). Bray-curtis ordination: An effective strategy for analysis of multivariate ecological data. *Advances in Ecological Research*, 14(C), 1–55. [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60168-3](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60168-3)
- Beltrán-López, S., Urrutia-Morales, J., Loredó-Ostí, C., Velázquez-Martínez, M., Km, L., San Luis Potosí -Matehuala, C., Palma de la Cruz, E., de Graciano Sánchez, S., México, S., & Sánchez, G. (2024). Respuesta a la defoliación y acumulación de forraje de siete arbustos forrajeros de zonas áridas. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 11(IV). <https://doi.org/10.19136/ERA.A11NIV.4058>
- Bennett, C. A., Murugapiran, S. K., & Hamilton, T. L. (2020). Temperature impacts community structure and function of phototrophic Chloroflexi and Cyanobacteria in two alkaline hot springs in Yellowstone National Park. *Environmental Microbiology Reports*, 12(5), 503–513. <https://doi.org/10.1111/1758-2229.12863>
- Bolyen, E., Rideout, J. R., Dillon, M. R., Bokulich, N. A., Abnet, C. C., Al-Ghalith, G. A., Alexander, H., Alm, E. J., Arumugam, M., Asnicar, F., Bai, Y., Bisanz, J. E., Bittinger, K., Brejnrod, A., Brislawn, C. J., Brown, C. T., Callahan, B. J., Caraballo-Rodríguez, A. M., Chase, J., ... Caporaso, J. G. (2019). Reproducible, interactive, scalable and extensible microbiome data science using QIIME 2. *Nature Biotechnology*, 37(8), 852–857. <https://doi.org/10.1038/s41587-019-0209-9>
- Callahan, B. J., McMurdie, P. J., & Holmes, S. P. (2017). Exact sequence variants should replace operational taxonomic units in marker-gene data analysis. *The ISME Journal*, 11(12), 2639–2643. <https://doi.org/10.1038/ismej.2017.119>

- Callahan, B. J., McMurdie, P. J., Rosen, M. J., Han, A. W., Johnson, A. J. A., & Holmes, S. P. (2016). DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nature Methods*, 13(7), 581–583. <https://doi.org/10.1038/nmeth.3869>
- Cao, W., Li, Y., Chen, Y., & Wang, X. (2023). Grazing exclusion is more beneficial for restoring soil organic carbon and nutrient balance than afforestation on degraded sandy land. *Frontiers in Plant Science*, 14. <https://doi.org/10.3389/fpls.2023.1326244>
- Chen, L., Sun, S., Zhou, Y., Zhang, B., Peng, Y., Zhuo, Y., Ai, W., Gao, C., Wu, B., Liu, D., & Sun, C. (2023). Straw and straw biochar differently affect fractions of soil organic carbon and microorganisms in farmland soil under different water regimes. *Environmental Technology & Innovation*, 32, 103412. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103412>
- Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18(1), 117–143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- Datta, K. K., & Jong, C. De. (2002). Adverse effect of waterlogging and soil salinity on crop and land productivity in northwest region of Haryana, India. *Agricultural Water Management*, 57(3), 223–238. [https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(02\)00058-6](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(02)00058-6)
- Dlamini, P., Chivenge, P., & Chaplot, V. (2016). Overgrazing decreases soil organic carbon stocks the most under dry climates and low soil pH: A meta-analysis shows. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 221, 258–269. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.026>
- Dong, L., Li, J., Sun, J., & Yang, C. (2021). Soil degradation influences soil bacterial and fungal community diversity in overgrazed alpine meadows of the Qinghai-Tibet Plateau. *Scientific Reports*, 11(1), 11538. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-91182-7>

- Dose, H. L., Fortuna, A. M., Cihacek, L. J., Norland, J., Desutter, T. M., Clay, D. E., & Bell, J. (2015). Biological indicators provide short term soil health assessment during sodic soil reclamation. *Ecological Indicators*, 58, 244–253. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.059>
- Etesami, H., & Beattie, G. A. (2018). Mining Halophytes for Plant Growth-Promoting Halotolerant Bacteria to Enhance the Salinity Tolerance of Non-halophytic Crops. *Frontiers in Microbiology*, 9, 148. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.00148>
- Fernández-Buces, N., Siebe, C., Cram, S., & Palacio, J. L. (2006). Mapping soil salinity using a combined spectral response index for bare soil and vegetation: A case study in the former lake Texcoco, Mexico. *Journal of Arid Environments*, 65(4), 644–667. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2005.08.005>
- Ferris, H., & Tuomisto, H. (2015). Unearthing the role of biological diversity in soil health. *Soil Biology and Biochemistry*, 85, 101–109. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.02.037>
- Freches, A., & Fradinho, J. C. (2024). The biotechnological potential of the *Chloroflexota* phylum. *Applied and Environmental Microbiology*, 90(6). <https://doi.org/10.1128/aem.01756-23>
- Frouz, J. (2013). Soil Biota and Ecosystem Development in Post-Mining Sites—Conclusions and Practical Implications. In J. Frouz (Ed.), *Soil Biota and Ecosystem Development in Post Mining Sites* (pp. 301–313). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/B15502-19>
- Goulart, P. W., Santini, A. T., Medina, L. R., Cerqueira, A. E. S., Gazolla, A. C., Silva, W. M., de Assis, I. R., Aniceto, D., de Paula, S. O., & da Silva, C. C. (2025). Microbial Indicators Show the Rehabilitation Flow of Soil Microbiota After the Brumadinho Dam Collapse. *Mining*, 5(1), 16. <https://doi.org/10.3390/mining5010016>

- Gutiérrez-Luna, R., Castillo-Quiroz, D., Castillo-Reyes, F., Antonio- Bautista, A., Martínez-Trejo, G., & Sáenz-Reyes, J. T. (2022). Evaluación de prácticas de manejo de suelo para la siembra de zacate Buffel (*Cenchrus ciliaris* L.), bajo condiciones de temporal en el sureste de Coahuila. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 18(1), 39–47.
- Illumina (2017a). Metagenomic sequencing library preparation, Preparing 16S ribosomal RNA gene amplicons for the Illumina MiSeq system. https://support.illumina.com/content/dam/illumina-support/documents/documentation/chemistry_documentation/16S/16smetagenomic-library-prep-guide-15044223-b.pdf
- Illumina (2019). Nextera XT DNA library prep kit reference guide. https://support.illumina.com/content/dam/illumina-support/documents/documentation/chemistry_documentation/samplepreps_nextera/nextera-xt/nextera-xt-library-prep-referenceguide-15031942-02.pdf
- INECC. (2015). Informe de la situación medio ambiente en México.
- INEGI. (2015). *Uso del suelo y vegetación, escala 1:250000, serie V (continuo nacional)*. <Http://Geoportal.Conabio.Gob.Mx/Metadatos/Doc/Html/Usv250s5ugw.Html>.
- Issoufou, A. A., Soumana, I., Maman, G., Konate, S., & Mahamane, A. (2020). Dynamic relationship of traditional soil restoration practices and climate change adaptation in semi-arid Niger. *Heliyon*, 6(1). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e03265>
- Jaccard, P. (1912). The distribution of the flora in the alpine zone. *New Phytologist*, 11(2), 37–50. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1912.tb05611.x>
- Jurado-Guerra, P., Velázquez-Martínez, M., Sánchez-Gutiérrez, R. A., Álvarez-Holguín, A., Domínguez-Martínez, P. A., Gutiérrez-Luna, R., Garza-Cedillo, R. D., Luna-Luna, M., Chávez-Ruiz, M. G., Jurado-Guerra, P., Velázquez-Martínez, M., Sánchez-Gutiérrez, R. A., Álvarez-Holguín, A., Domínguez-Martínez, P. A., Gutiérrez-Luna,

- R., Garza-Cedillo, R. D., Luna-Luna, M., & Chávez-Ruiz, M. G. (2021). Los pastizales y matorrales de zonas áridas y semiáridas de México: Estatus actual, retos y perspectivas. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*, 12, 261–285. <https://doi.org/10.22319/rmcp.v12s3.5875>
- Kalam, S., Basu, A., Ahmad, I., Sayyed, R. Z., El-Enshasy, H. A., Dailin, D. J., & Suriani, N. L. (2020). Recent Understanding of Soil Acidobacteria and Their Ecological Significance: A Critical Review. *Frontiers in Microbiology*, 11, 580024. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.580024>
- Kielak, A. M., Barreto, C. C., Kowalchuk, G. A., van Veen, J. A., & Kuramae, E. E. (2016). The ecology of Acidobacteria: Moving beyond genes and genomes. *Frontiers in Microbiology*, 7(MAY), 171794. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.00744>
- Kim, H. S., Lee, S. H., Jo, H. Y., Finneran, K. T., & Kwon, M. J. (2021). Diversity and composition of soil Acidobacteria and Proteobacteria communities as a bacterial indicator of past land-use change from forest to farmland. *Science of The Total Environment*, 797, 148944. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148944>
- Klindworth, A., Pruesse, E., Schweer, T., Peplies, J., Quast, C., Horn, M., & Glöckner, F. O. (2013). Evaluation of general 16S ribosomal RNA gene PCR primers for classical and next-generation sequencing-based diversity studies. *Nucleic Acids Research*, 41(1), e1. <https://doi.org/10.1093/nar/gks808>
- Krogh, S. N., Zeisset, M. S., Jackson, E., & Whitford, W. G. (2002). Presence/absence of a keystone species as an indicator of rangeland health. *Journal of Arid Environments*, 50(3), 513–519. <https://doi.org/10.1006/jare.2001.0900>
- Kong, L., Zhang, L., Wang, Y., & Huang, Z. (2023). Impact of Ecological Restoration on the Physicochemical Properties and Bacterial Communities in Alpine Mining Area Soils. *Microorganisms*, 12(1), 41. <https://doi.org/10.3390/microorganism12010041>

- Lal, R. (2001). Potential of desertification control to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. *Climatic Change*, 51(1), 35–72. <https://doi.org/10.1023/A:1017529816140>
- Lema, N. K., Gemed, M. T., & Woldeamay, A. A. (2023). Recent Advances in Metagenomic Approaches, Applications, and Challenges. *Current Microbiology* 2023 80:11, 80(11), 1–14. <https://doi.org/10.1007/s00284-023-03451-5>
- Li, X., Li, Y., Peng, S., Chen, Y., & Cao, Y. (2019). Changes in soil phosphorus and its influencing factors following afforestation in Northern China. *Land Degradation & Development*, 30(14), 1655–1666. <https://doi.org/10.1002/ldr.3345>
- Li, Z., Liu, B., Chen, Z., Mao, D., & Jiang, X. (2022). Re-vegetation Improves Soil Quality by Decreasing Soil Conductivity and Altering Soil Microbial Communities: A Case Study of an Opencast Coal Mine in the Helan Mountains. *Frontiers in Microbiology*, 13, 833711. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.833711>
- López-Aizpún, M., Horrocks, C. A., Charteris, A. F., Marsden, K. A., Ciganda, V. S., Evans, J. R., Chadwick, D. R., & Cárdenas, L. M. (2020). Meta-analysis of global livestock urine-derived nitrous oxide emissions from agricultural soils. *Global Change Biology*, 26(4), 2002–2013. <https://doi.org/10.1111/gcb.15012>
- Lozupone, C., & Knight, R. (2005). UniFrac: a New Phylogenetic Method for Comparing Microbial Communities. *Applied and Environmental Microbiology*, 71(12), 8228–8235. <https://doi.org/10.1128/AEM.71.12.8228-8235.2005>
- Maron, P. A., Sarr, A., Kaisermann, A., Lévêque, J., Mathieu, O., Guigue, J., Karimi, B., Bernard, L., Dequiedt, S., Terrat, S., Chabbi, A., & Ranjard, L. (2018). High microbial diversity promotes soil ecosystem functioning. *Applied and Environmental Microbiology*, 84(9). <https://doi.org/10.1128/AEM.02738-17>
- McDonald, D., Price, M. N., Goodrich, J., Nawrocki, E. P., DeSantis, T. Z., Probst, A., Andersen, G. L., Knight, R., & Hugenholtz, P. (2012). An improved Greengenes

- taxonomy with explicit ranks for ecological and evolutionary analyses of bacteria and archaea. *The ISME Journal*, 6(3), 610–618. <https://doi.org/10.1038/ismej.2011.139>
- Metsalu, T., & Vilo, J. (2015). ClustVis: a web tool for visualizing clustering of multivariate data using Principal Component Analysis and heatmap. *Nucleic Acids Research*, 43(W1), W566–W570. <https://doi.org/10.1093/nar/gkv468>
- Muñoz-Rojas, M., Erickson, T. E., Martini, D., Dixon, K. W., & Merritt, D. J. (2016). Soil physicochemical and microbiological indicators of short, medium and long term post-fire recovery in semi-arid ecosystems. *Ecological Indicators*, 63, 14–22. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.038>
- Murphy, J., & Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27(C), 31–36. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88444-5](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88444-5)
- Murugan, R., Loges, R., Taube, F., Sradnick, A., & Joergensen, R. G. (2014). Changes in Soil Microbial Biomass and Residual Indices as Ecological Indicators of Land Use Change in Temperate Permanent Grassland. *Microbial Ecology*, 67(4), 907–918. <https://doi.org/10.1007/s00248-014-0383-8>
- Nkuekam, G. K., Cowan, D. A., & Valverde, A. (2018). Arable agriculture changes soil microbial communities in the South African Grassland Biome. *South African Journal of Science*, 114(5–6), 1–7. <https://doi.org/10.17159/sajs.2018/20170288>
- Olsen, S. R. (1954). Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate (1st ed., Vol. 1). U.S. Department of Agriculture.
- Pan, Y., Kang, P., Qu, X., Zhang, H., & Li, X. (2024). Response of the soil bacterial community to seasonal variations and land reclamation in a desert grassland. *Ecological Indicators*, 165, 112227. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112227>
- Rengasamy, P. (2006). World salinization with emphasis on Australia. *Journal of Experimental Botany*, 57(5), 1017–1023. <https://doi.org/10.1093/jxb/erj108>

- Schlöter, M., Nannipieri, P., Sørensen, S. J., & van Elsas, J. D. (2018). Microbial indicators for soil quality. *Biology and Fertility of Soils*, 54(1), 1–10. <https://doi.org/10.1007/s00374-017-1248-3>
- SEMARNAT. (2002). *NOM-021-RECNAT-2000*. chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcgiclfefindmkaj/http://www.ordenjuridico.gob.mx/Documentos/Federal/wo69255.pdf
- Trivedi, P., Delgado-Baquerizo, M., Anderson, I. C., & Singh, B. K. (2016). Response of Soil Properties and Microbial Communities to Agriculture: Implications for Primary Productivity and Soil Health Indicators. *Frontiers in Plant Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.00990>
- Vázquez-Baeza, Y., Pirrung, M., Gonzalez, A., & Knight, R. (2013). EMPoror: A tool for visualizing high-throughput microbial community data. *GigaScience*, 2(1). <https://doi.org/10.1186/2047-217X-2-16>
- Vikram, S., Guerrero, L. D., Makhalanyane, T. P., Le, P. T., Seely, M., & Cowan, D. A. (2015). Metagenomic analysis provides insights into functional capacity in a hyperarid desert soil niche community. 18(6), 1875-1888. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.13088>
- Walkley, A., & Black, I. A. (1934). An Examination of the Degtjareff Method for Determining Soil Organic Matter, and a Proposed Modification of the Chromic Acid Titration Method. *Soil Science*, 37(1), 29–38. http://journals.lww.com/soilsci/citation/1934/01000/an_examination_of_the_degtjareff_method_for.3.aspx
- Wang, J., Zhao, W., Wang, G., Yang, S., & Pereira, P. (2021). Effects of long-term afforestation and natural grassland recovery on soil properties and quality in Loess Plateau (China). *Science of The Total Environment*, 770, 144833. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144833>

- Wu, B., Ding, M., Zhang, H., Devlin, A. T., Wang, P., Chen, L., Zhang, Y., Xia, Y., Wen, J., Liu, L., Zhang, Y., & Wang, M. (2023). Reduced soil multifunctionality and microbial network complexity in degraded and revegetated alpine meadows. *Journal of Environmental Management*, 343, 118182. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118182>
- Wuenschel, R., Unterfrauner, H., Peticzka, R., & Zehetner, F. (2015). A comparison of 14 soil phosphorus extraction methods applied to 50 agricultural soils from Central Europe. *Plant, Soil and Environment*, 61(2), 86–96. <https://doi.org/10.17221/932/2014-PSE>
- Wu, X., Yang, J., Ruan, H., Wang, S., Yang, Y., Naeem, I., Wang, L., Liu, L., & Wang, D. (2021). The diversity and co-occurrence network of soil bacterial and fungal communities and their implications for a new indicator of grassland degradation. *Ecological Indicators*, 129, 107989. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107989>
- Yang, Y., Dou, Y., Wang, B., Wang, Y., Liang, C., An, S., Soromotin, A., & Kuzyakov, Y. (2022). Increasing contribution of microbial residues to soil organic carbon in grassland restoration chronosequence. *Soil Biology and Biochemistry*, 170, 108688. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108688>
- Zhang, F. H., Yang, H. C., Gale, W. J., Cheng, Z. B., & Yan, J. H. (2016). Temporal changes in soil organic carbon and aggregate-associated organic carbon after reclamation of abandoned, salinized farmland. *The Journal of Agricultural Science*, 155(2), 205–215. <https://doi.org/10.1017/S002185961600023X>
- Zhang, H., & Zhou, S. (2022). Why does overgrazing promote nitrifiers and denitrifiers abundance and the resultant soil N₂O emissions? *Land Degradation and Development*, 33(15), 2822–2829. <https://doi.org/10.1002/ldr.4337>
- Zhu, W., Kang, Y., Zhu, Y., & Wan, S. (2025). Changes in soil bacterial abundance and diversity in response to drip irrigation to Establish plant communities on highly saline

Lands in north China. *CATENA*, 252, 108874.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2025.108874>