



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO



DEPARTAMENTO DE FITOTECNIA
COORDINACIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO

DOCTORADO EN CIENCIAS EN AGRICULTURA MULTIFUNCIONAL PARA EL
DESARROLLO SOSTENIBLE

**PRÁCTICAS DE CONSERVACIÓN DE SUELO-AGUA Y SU CONTRIBUCIÓN
A LA RETENCIÓN DE CARBONO EN SISTEMAS AGRÍCOLAS
MULTIFUNCIONALES**

TESIS

Que como requisito parcial para obtener el grado de:

**DOCTORA EN CIENCIAS EN AGRICULTURA MULTIFUNCIONAL PARA EL
DESARROLLO SOSTENIBLE**

Presenta:

Olimpya Talya Aguirre Salado

Bajo la supervisión del:

Dr. Joel Pérez Nieto



Chapingo, Estado de México, septiembre de 2025

**PRÁCTICAS DE CONSERVACIÓN DE SUELO-AGUA Y SU CONTRIBUCIÓN
A LA RETENCIÓN DE CARBONO EN SISTEMAS AGRÍCOLAS
MULTIFUNCIONALES**

Tesis realizada por Olimpya Talya Aguirre Salado bajo la supervisión del Comité
Asesor indicado, aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para
obtener el grado de:

**DOCTORA EN CIENCIAS EN AGRICULTURA MULTIFUNCIONAL PARA EL
DESARROLLO SOSTENIBLE**

DIRECTOR:



DR. JOEL PEREZ NIETO

ASESOR:



DR. CARLOS ARTURO AGUIRRE SALADO

ASESOR:



DR. ALEJANDRO ISMAEL MONTERROSO RIVAS

LECTOR EXTERNO:



DR. JOSÉ DE JESUS LÓPEZ REYNOSO

CONTENIDO

ÍNDICE DE CUADROS	i
ÍNDICE DE FIGURAS	ii
ABREVIATURAS USADAS	iv
DEDICATORIA	v
AGRADECIMIENTOS	vi
DATOS BIOGRÁFICOS	vii
RESUMEN GENERAL	viii
GENERAL ABSTRACT	ix
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL	1
1.1. Planteamiento del problema de investigación	3
1.2. Objetivos de la investigación	3
1.2.1. General	3
1.2.2. Particulares	3
1.3. Hipótesis de la investigación	4
1.3.1. General	4
1.3.2. Particulares	4
1.4. Alcance de la investigación	5
1.5. Contenido temático	5
1.6. Literatura citada	7
CAPÍTULO 2. EROSIÓN HÍDRICA, REDISTRIBUCIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO Y CONSERVACIÓN DEL SUELO Y AGUA: UNA REVISIÓN	9
2.1 Introduction	11
2.2 Materials and Methods	12
2.3 Results and Discussion	13
2.4 Conclusion	24
2.5 References	24

CAPÍTULO 3. FACTORES RELACIONADOS CON LA VARIABILIDAD ESPACIAL DEL CARBONO ORGANICO DEL SUELO EN UNA MICROCUENCA MEXICANA	32
3.1 Introduction.....	35
3.2 Material and methods	36
3.3 Results and discussion	41
3.4 Conclusion.....	48
3.5 Literature cited.....	48
CAPÍTULO 4. EVALUACIÓN DE LA INTERACCIÓN ENTRE LA EROSION HÍDRICA Y EL ALMACENAMIENTO DE COS EN UNA MICROCUENCA MEXICANA	52
4.1 Introduction.....	54
4.2 Materials and Methods	56
4.3 Results.....	64
4.4 Discussion	75
4.5 Conclusion.....	77
CAPÍTULO 5. IDENTIFICACIÓN DE PRÁCTICAS AGRÍCOLAS QUE CONTRIBUYEN AL ALMACENAMIENTO DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO	83
4.1 Introducción	85
4.2 Materiales y métodos.....	89
4.3 Resultados y Discusión	93
4.4 Conclusiones	103
CONCLUSIONES GENERALES	109

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Global-scale literature references associated with discussion group 1: Redistribution of soil organic carbon because of water erosion.	14
Cuadro 2. Bibliographic references according to scale associated with discussion group 2: Effect of soil management and soil and water conservation practices on soil organic carbon.....	16
Cuadro 3. Literature references according to scale associated with discussion groups 3 (Estimation of soil organic carbon [SOC] storage in sediments trapped in erosion control studies) and 4 (Modeling SOC storage using spatial analysis and erosion scenarios).....	17
Cuadro 4. Jaccard's similarity coefficients between keyword codes related to the topic water erosion and soil organic carbon (SOC).....	19
Cuadro 5. SOC variability by land use	44
Cuadro 6. SOC variability respect to soil and water conservation practices	46
Cuadro 7. SOC variability with respect to the depth of the sampled soil.....	47
Cuadro 8. P factor values for contouring, strip-cropping, and terracing focusing on slope classes	62
Cuadro 9. K values estimated by soil textural class.....	65
Cuadro 10. P values associated with slope (%).....	66
Cuadro 11. Descriptive statistics and Shapiro-Wilk test for erosion and SOC..	69
Cuadro 12. Sampled Points and Corresponding Data.....	73
Cuadro 13. Resultados del análisis estadístico stepwise.....	98

ÍNDICE DE FIGURAS

Figure 1. Clustering of research trends related to water erosion and soil organic carbon (SOC).....	14
Figure 2. Cloud and frequency of keywords generated by the Nvivo program.	18
Figure 3 Process of CO ₂ dynamics influenced by water erosion (+ emitter, - sink) (Lal, 2019).	21
Figure 4. Location of study area. The study area is a small watershed with 44.6 ha, called “El Arenal”, located in the municipality of San Miguel Tulancingo, Oaxaca, México. The yellow and red dots correspond to the 77 COS samples collected in the field.....	37
Figure 5. Map SOC Prediction (t.ha ⁻¹) and cross-validation results	42
Figure 6. Environmental variables cross-correlated to soil organic carbon. a) Vegetation and land use, b) Vegetation cover (%), c) Slope (%), and d) Soil and water conservation practices.	43
Figure 7. Profile analyses the lower part in small watershed, regarding elevation, slope, land use and SOC storage	45
Figure 8. Study Area Location.....	57
Figure 9. SOC map in Mg ha ⁻¹ . The 50 georeferenced points correlating erosion and SOC are shown in red. Source:[12].....	63
Figure 10. Spatial representation of the five input factors used in the RUSLE model to estimate soil erosion in the “El Arenal” micro-watershed.Source: The authors	64
Figure 11. Point selected to show landscape with high values of LS factor.....	66

Figure 12. Spatial distribution of estimated soil erosion rates ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) and soil organic carbon (SOC) content (Mg ha^{-1}) across the "El Arenal" micro-watershed. Source: The authors.....	68
Figure 13. Graphical comparison of erosion and SOC.....	69
Figure 14. Asymmetric distribution was observed in both the histograms and Q-Q plots. (a) Scatterplot illustrating the negative linear correlation between soil erosion ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) and soil organic carbon (SOC, Mg ha^{-1}), including the regression line, equation, coefficient of determination ($R^2 = 0.21$), and Pearson's correlation coefficient ($r = -0.46$). (b) Histogram with density curve of erosion values, indicating a right-skewed distribution. (c) Normal Q-Q plot showing that erosion values deviate from normality, particularly in the upper quantiles. (d) Histogram with density curve of SOC values, approximating a normal distribution. (e) Normal Q-Q plot confirming that SOC values closely follow a normal distribution. Source: The authors.....	71
Figure 15. View of some representative sites. Source: The authors	74
Figura 16. Ubicación del área de estudio	94
Figura 17. Valores medidos de COS en t ha^{-1} de las parcelas agrícolas	94

ABREVIATURAS USADAS

App: Adult Pine Plantation - Plantación de Pino Adulto.
Bs: Bare soil - Suelo Desnudo.
C: Contorno.
C Factor: Factor de cultivo y manejo.
CO₂: Dióxido de Carbono.
CONAZA: Comisión Nacional de Zonas Áridas.
COP: Conferencia de las Partes.
COS/SOC: Carbono Orgánico del Suelo (incluye Carbono Orgánico del Suelo en Mg ha⁻¹).
E: Erosión en Mg ha⁻¹ año⁻¹.
Gv: Gallery vegetation - Vegetación de Galería.
ID: Identificación del punto muestreado.
IPCC: Panel Intergubernamental del Cambio Climático.
IT: Infiltration trench - Zanja de Infiltración.
LS Factor: Factor topográfico.
LSV: Land Use and Vegetation - Uso del Suelo y Vegetación.
Mg ha⁻¹ yr⁻¹: Megagramos o Toneladas por hectárea por año.
MOS: Materia Orgánica del Suelo.
NDC: Contribuciones Determinadas a Nivel Nacional.
P Factor: Factor de prácticas de conservación.
PCONSA: Prácticas de Conservación de Suelo y Agua.
p-value: Valor p.
ppm: partes por millón.
Q-Q plots: Gráficos Cuantil-Cuantil.
QGIS: Quantum Geographic Information System.
R²: Coeficiente de determinación.
Ra: Rainfed agriculture - Agricultura de Temporal.
r: Coeficiente de correlación de Pearson.
RUSLE: Revised Universal Soil Loss Equation.
SWCP: Soil and Water Conservation Practices - Práctica de Conservación de Suelo y Agua.
T: Terrazas.
Tau de Kendall: Coeficiente de correlación de rangos de Kendall.
Ts: Thorn Scrub - Matorral Espinoso.
UNFCCC: Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático.
W: Estadístico de Shapiro-Wilk.

DEDICATORIA

A Dios: Por darme salud, amor y felicidad cada día, con lo cual es suficiente para cumplir mis objetivos y vivir en tranquilidad moral.

A mi amado esposo: **Carlos Solano Cárdenas** quien es mi fortaleza y sin él yo no sería Olimpya, ni habría logrado los éxitos que ahora tenemos, te amo.

A mis hijos: **Ithan Carlos, Emereck Savier y Olimpya Valhaya**, quienes son nuestros acompañantes más preciados en este universo.

A mis padres: Gracias por no quitar el dedo del renglón, los amo.

A mis hermanos: **Carlos Arturo Aguirre Salado** de quien me asombra su calidad humana para ayudarme cada vez que lo necesité y **Alejandro Iván Aguirre Salado** mi hermano gemelo, quien es una inspiración para seguir sus pasos.

AGRADECIMIENTOS

Dr. Joel Pérez Nieto

Mis respetos siempre y mi más profunda admiración por su calidad humana. Su dedicación como director de esta tesis fue de tiempo completo; su trato profesional y siempre cordial, fueron puntos fundamentales para concluir esta investigación; su acompañamiento en el trabajo de campo me enseñó cómo debo ser con mis futuros tesisistas. Gracias nuevamente por todo el apoyo brindado.

Dr. Carlos Arturo Aguirre Salado

Gracias por que siempre conté con tu apoyo y disponibilidad para atenderme en las asesorías y revisiones para el desarrollo de esta investigación, tu calidad humana y tiempo han sido una fortaleza, la rapidez con la que trabajas me asombra y quiero ser como tú... hermanito.

Dr. Alejandro I. Monterroso Rivas

Gracias por su apoyo y asesoría en la realización de esta investigación, sus siempre puntuales observaciones, me permitieron mejorar la calidad de este trabajo, me quedo tranquila, porque sé que, si pasó por sus manos, entonces las cosas están bien hechas.

SECIHTI

Hago extensivo mi agradecimiento a la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI), la tía Seci, que me brindó su confianza por medio de la beca con la cual pude realizar mis estudios de Doctorado.

DATOS BIOGRÁFICOS



Olimpya Talya Aguirre Salado estudió la carrera de Ingeniería en Recursos Naturales Renovables en la Universidad Autónoma Chapingo (2002-2006). Inmediatamente después de su licenciatura, ingresó al ámbito profesional. De septiembre de 2006 a septiembre de 2009, se desempeñó como Coordinadora Estatal de PIASRE-COUSSA en Oaxaca para la Comisión Nacional de Zonas Áridas (CONAZA). Durante este periodo de tres años, estuvo a cargo de la elaboración, supervisión y ejecución de proyectos de Conservación de Suelo y Agua en la Heroica Ciudad de Huajuapán de León, Oaxaca. Posteriormente, retomó sus estudios de posgrado en enero de 2009 en el Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Allí estudió la Maestría en Hidrociencias, con un enfoque en Hidrología y Manejo de Recursos Hídricos, completándola en diciembre de 2011. Una vez graduándose de la maestría, se incorporó a la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA) como Subdirectora de Fomento a la Inversión Rural, un puesto de tiempo completo que ocupó desde octubre de 2011 hasta diciembre de 2013 en la Ciudad de México. Luego, de enero de 2014 a diciembre de 2015, asumió el cargo de Coordinadora Regional del Proyecto Estratégico de Seguridad Alimentaria en tres estados: Jalisco, Colima y Nayarit. Posteriormente trabajó como profesora en la Universidad Politécnica de Nayarit, desde septiembre de 2019 hasta diciembre de 2021 impartiendo cátedra en asignaturas como Sistemas de Información Geográfica (SIG), Ética Profesional, Tecnología de Riego, Agroecología, Edafología y Agroclimatología. Actualmente, Olimpya Aguirre se encuentra realizando el Doctorado en Ciencias en Agricultura Multifuncional para el Desarrollo Sostenible en la Universidad Autónoma Chapingo. Sus áreas de investigación incluyen los temas de Conservación Ambiental y el Manejo Integral de Cuencas.

PRÁCTICAS DE CONSERVACIÓN DE SUELO-AGUA Y SU CONTRIBUCIÓN A LA RETENCIÓN DE CARBONO EN SISTEMAS AGRÍCOLAS MULTIFUNCIONALES

RESUMEN GENERAL

La presente tesis doctoral evalúa la capacidad de las prácticas de conservación de suelo y agua para retener carbono orgánico del suelo (COS) en sistemas agrícolas multifuncionales y la influencia condicionante de la erosión hídrica en su distribución en una microcuenca de San Miguel Tulancingo, Oaxaca. Primero, se analizó bibliográficamente la influencia de la erosión hídrica en la dinámica y distribución del COS, encontrando escasas investigaciones específicas en México sobre esta relación. Posteriormente, se determinó la cantidad y distribución del COS en una microcuenca intervenida con prácticas de conservación, mediante análisis fisicoquímicos del suelo y técnicas de interpolación espacial. Los resultados indican que el uso del suelo, la cobertura vegetal y las prácticas de conservación son factores principales que influyen en el almacenamiento de COS. Después, se analizó la correlación entre los niveles estimados de erosión hídrica, mediante el modelo RUSLE y la distribución espacial del COS. Se encontró una relación negativa, sugiriendo que, a mayor erosión menor almacenamiento de COS. Finalmente, se identificaron las prácticas agrícolas que contribuyen al almacenamiento de COS mediante un análisis estadístico de tipo stepwise. Esta tesis concluye que la erosión hídrica influye negativamente en el almacenamiento de COS a nivel de paisaje, y que las prácticas de conservación de suelo y agua son fundamentales para su retención en sistemas agrícolas multifuncionales, contribuyendo a la mitigación del cambio climático. Se resalta la oportunidad de investigación en México para cuantificar el carbono retenido en estructuras de control de erosión y evaluar su potencial como sumideros de carbono.¹

Palabras clave: Erosión hídrica, Carbono orgánico del suelo (COS), RUSLE, Mitigación del cambio climático.

¹ Tesis de Doctorado en Ciencias en Agricultura Multifuncional para el Desarrollo Sostenible.
Autor: Olimpya Talya Aguirre Salado. Director: Dr. Joel Pérez Nieto.

SOIL–WATER CONSERVATION PRACTICES AND THEIR CONTRIBUTION TO CARBON RETENTION IN MULTIFUNCTIONAL AGRICULTURAL SYSTEMS

GENERAL ABSTRACT

This doctoral thesis evaluates the capacity of soil and water conservation practices to retain soil organic carbon (SOC) in multifunctional agricultural systems and the conditioning influence of water erosion on its distribution in a micro-watershed in San Miguel Tulancingo, Oaxaca. First, the influence of water erosion on the dynamics and distribution of SOC was analyzed from the literature, finding little specific research in Mexico on this relationship. Subsequently, the quantity and distribution of SOC in a micro-watershed intervened with conservation practices was determined through physicochemical soil analysis and spatial interpolation techniques. The results indicate that land use, vegetation cover, and conservation practices are main factors influencing SOC storage. Next, the correlation between estimated levels of water erosion, using the RUSLE model, and the spatial distribution of SOC was analyzed. A negative relationship was found, suggesting that greater erosion leads to lower SOC storage. Finally, agricultural practices that contribute to SOC storage were identified using a stepwise statistical analysis. This thesis concludes that water erosion negatively influences SOC storage at the landscape level, and that soil and water conservation practices are critical for its retention in multifunctional agricultural systems, contributing to climate change mitigation. It highlights the research opportunity in Mexico to quantify the carbon sequestered in erosion control structures and evaluate their potential as carbon sinks.²

Keywords: Water erosion, Soil organic carbon (SOC), RUSLE, Climate change mitigation.

² Thesis of Doctor in Science in Multifunctional Agriculture for Sustainable Development.
Author: Olimpya Talya Aguirre Salado. Advisor: Dr. Joel Pérez Nieto.

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL

Desde 2011, las concentraciones de dióxido de carbono (CO₂) han seguido aumentando en la atmósfera alcanzando promedios anuales de 410 partes por millón (ppm) de acuerdo con el sexto informe del Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC, 2021).

El CO₂ es un gas de efecto invernadero que contribuye a incrementar la temperatura atmosférica. En el marco del Acuerdo de París de 2015 adoptado en la COP 21, se acordó limitar el aumento de la temperatura global a menos de 2 grados Celsius por encima de los niveles preindustriales (Naciones Unidas, 2015). Para cumplir con este objetivo, se invitó a los países miembro que indicaran la reducción de sus emisiones en las denominadas Contribuciones Determinadas a Nivel Nacional (NDC por sus siglas en inglés). México actualizó su NDC en el año 2020 y se comprometió a reducir sus emisiones de gases de efecto invernadero en un 22% para el año 2030, en comparación con un escenario de línea base sin medidas de mitigación. Entre las estrategias para alcanzar esta meta se propuso que el diseño de las prácticas agropecuarias integre las mejores prácticas agrícolas y de conservación, así como, la promoción de sistemas agroforestales y agroecológicos (Gobierno de México, 2020). Posteriormente en la Conferencia celebrada en Sharm el-Sheikh, Egipto, en 2022 (COP27), se reconoció formalmente a la agricultura y los sistemas alimentarios como temas prioritarios para alcanzar los objetivos climáticos (UNFCCC, 2022). En consecuencia, el suelo y la agricultura emergen como elementos importantes para contrarrestar el incremento de la temperatura y mitigar el cambio climático.

El suelo tiene las mayores reservas de C orgánico terrestre; las estimaciones actuales del stock mundial de carbono orgánico del suelo (COS) oscilan entre 1500 y 2400 Pg C según Lal *et al.* (2021). El COS es el C que permanece en el suelo después de la descomposición parcial de cualquier residuo orgánico producido por organismos vivos (Lefèvre, 2017), por lo que, pequeños cambios en los almacenes de COS podrían resultar en impactos significativos en la concentración de C atmosférico, en la disminución de la temperatura y en sus

efectos en el cambio climático. Lal (2021) por su parte expone que la manera en cómo el suelo adquiere el carbono atmosférico ocurre mediante tres procesos fundamentales: (i) la fotosíntesis del CO₂ atmosférico, que genera biomasa vegetal abundante en carbono, (ii) el traslado de dicha biomasa al suelo, donde se convierte en materia orgánica del suelo (MOS), y (iii) la estabilización de la MOS, lo que aumenta su tiempo medio de permanencia en el suelo. De manera que las prácticas agrícolas que contribuyen a la adaptación y mitigación del cambio climático en las tierras de cultivo incluyen en el aumento de la materia orgánica del suelo y por lo tanto, en el control de la erosión de acuerdo con el IPCC (2020).

El 55% del territorio en México es afectado por algún grado de erosión de acuerdo con CONAZA (2022). La erosión del suelo conlleva una reducción en el contenido de carbono orgánico, lo que resulta en una disminución de la productividad del suelo (Olson *et al.*, 2016). De acuerdo con Bolaños *et al.* (2016), en México las pérdidas de COS producidas por el proceso de la erosión hídrica ha sido poco estudiado y cuantificado con respecto al balance general de este elemento.

Integralmente, Cotler *et al.* (2016) señalaron que las mejores prácticas agrícolas y de conservación pueden incrementar de manera considerable el COS, disminuir la erosión y mitigar la emisión de gases de efecto invernadero. Las obras y prácticas para la conservación del suelo y agua (PCONSA) pueden incluir la planeación del uso de la tierra, la construcción de terrazas y otras estructuras para controlar el agua, la siembra de cultivos de cobertura para mejorar la calidad del suelo y la rotación de cultivos para prevenir la erosión.

Las PCONSA pueden tener importantes beneficios económicos, sociales y ambientales, especialmente si se abordan desde el enfoque de la agricultura multifuncional, la cual, de acuerdo con Cuevas *et al.* (2017) además de su función primordial que consiste en proporcionar alimento y fibras, la agricultura puede configurar el paisaje, favorecer los servicios ambientales como la regulación del ciclo hidrológico, la captura de carbono, el mantenimiento de la biodiversidad, entre otras.

Derivado de lo anterior, se deduce que, para mitigar los efectos del cambio climático, se deben reducir las emisiones de gases de efecto invernadero. Una manera de hacerlo es almacenar carbono en el suelo en su forma de carbono orgánico. Sin embargo, la erosión hídrica, puede liberar este carbono a la atmósfera. El problema es que, en México, más de la mitad del territorio se encuentra afectado por procesos de erosión, por eso, es vital entender cómo la erosión hídrica afecta la distribución del COS y cuáles prácticas de conservación de suelo y agua pueden ayudarnos a almacenarlo, ya que es preferible que se guarde en el suelo a que se libere a la atmósfera. Para entender estos procesos, se seleccionó una microcuenca altamente degradada por la erosión hídrica con ciertas prácticas de conservación para evaluar su efecto en el municipio de San Miguel Tulancingo, estado de Oaxaca.

1.1. Planteamiento del problema de investigación

El problema de investigación presentado en forma de pregunta es: ¿En qué medida las prácticas de conservación de suelo y agua favorecen el almacenamiento de carbono orgánico del suelo (COS) en sistemas agrícolas multifuncionales, y cómo la erosión hídrica condiciona su distribución en una microcuenca degradada de San Miguel Tulancingo, Oaxaca?

1.2. Objetivos de la investigación

1.2.1. General

El propósito de este estudio fue evaluar la capacidad de las prácticas de conservación del suelo-agua para retener carbono orgánico del suelo (COS) mediante el análisis de laboratorio y sistemas de información geográfica a escala de microcuenca, con el fin de reconocerlas como acciones que pueden contribuir a la retención de carbono en sistemas agrícolas multifuncionales.

1.2.2. Particulares

- I. Analizar el estado del arte sobre la influencia de la erosión hídrica en la dinámica y distribución del carbono orgánico del suelo (COS).

- II. Determinar la cantidad y distribución del COS en una microcuenca intervenida con prácticas de conservación, utilizando análisis fisicoquímicos del suelo y técnicas de interpolación espacial en QGIS.
- III. Analizar la relación entre los niveles estimados de erosión hídrica mediante el modelo RUSLE y la distribución espacial del COS a nivel microcuenca.
- IV. Identificar las prácticas agrícolas sostenibles que contribuyen significativamente al almacenamiento de COS mediante el análisis estadístico tipo stepwise.

1.3. Hipótesis de la investigación

1.3.1. General

La implementación de prácticas de conservación de suelo y agua favorece la retención de carbono orgánico del suelo (COS) en sistemas agrícolas sujetos a erosión hídrica a nivel microcuenca.

1.3.2. Particulares

- I. La revisión bibliográfica de marcos conceptuales y operativos permite explicar la relación entre erosión hídrica y pérdida de carbono orgánico del suelo (COS), así como las estrategias de conservación más efectivas para su almacenamiento en contextos agrícolas.
- II. La variabilidad y distribución del COS en terrenos intervenidos con prácticas de conservación de suelo y agua (PCONSA) a nivel microcuenca depende del uso y manejo del suelo.
- III. A escala de paisaje y nivel microcuenca, la erosión hídrica influye en la redistribución y almacenamiento del COS.
- IV. Las prácticas agrícolas sostenibles incrementan los niveles de COS a nivel microcuenca.

1.4. Alcance de la investigación

La presente investigación tiene diferentes alcances:

- ✓ El objetivo uno tiene un alcance exploratorio. Si bien es comúnmente conocido el fenómeno de erosión del suelo, en México ha sido escasamente estudiado el efecto de la erosión hídrica sobre la distribución de C en el suelo a escala de paisaje, por lo que, se consideró fundamental sistematizar la información general del tema.
- ✓ El objetivo dos, tiene un alcance descriptivo. Busca describir en un estudio de caso a nivel de microcuenca cuánto, cómo y dónde se distribuye el COS. En este objetivo se analizaron algunos factores que pueden influir en su distribución y variabilidad. Los factores evaluados fueron: uso del suelo, la pendiente, la cobertura de la vegetación y las PCONSA.
- ✓ El objetivo tres es de tipo correlacional. Pretende relacionar la erosión hídrica con la distribución del COS y las PCONSA. Su propósito fue explicar cómo influye la erosión hídrica con la pérdida y/o almacenamiento de C en una microcuenca intervenida con PCONSA.
- ✓ El alcance del objetivo cuatro es explicativo. Aquí se identificaron las prácticas agrícolas que más influyen en el almacenamiento de carbono orgánico del suelo (COS), mediante un análisis estadístico StepWise. Se integraron las variables más relevantes para entender cómo las PCONSA contribuyen a la agricultura del carbono en la región.

1.5. Contenido temático

El capítulo uno corresponde a la introducción general. En este se presenta una perspectiva amplia del tema de investigación, se exponen los

antecedentes, el planteamiento del problema, los objetivos y el alcance de la investigación.

El segundo capítulo presenta el estado del arte sobre la influencia de la erosión hídrica en el almacenamiento de carbono orgánico del suelo (COS), a partir de fuentes nacionales e internacionales. Se analizaron estudios relacionados con palabras clave como COS, secuestro de carbono, erosión hídrica y microcuencas, clasificando las investigaciones según su enfoque temático y número. Los resultados mostraron que no hay investigaciones para México que expliquen esta relación.

El tercer capítulo analiza cómo el uso del suelo, la cobertura vegetal, la pendiente y las prácticas de conservación influyen en la variabilidad y distribución espacial del COS. Se utilizaron 77 muestras georreferenciadas y métodos de interpolación espacial como QGIS Smart-Map, índices espectrales y modelos digitales de elevación. Los resultados mostraron que el uso del suelo y la cobertura vegetal, junto con las prácticas de conservación, son los principales factores que determinaron el almacenamiento de SOC en la región.

El tercer capítulo muestra la relación espacial entre la erosión hídrica y el almacenamiento de carbono orgánico del suelo (COS) en una escala de microcuenca. Para ello, se aplicó el modelo RUSLE para estimar la pérdida de suelo. La correlación entre ambas variables fue analizada mediante el coeficiente Tau de Kendall, revelando una relación negativa moderada ($\text{Tau} = -0.39$), lo que indica que, a mayor erosión, menor almacenamiento de COS.

El cuarto capítulo identifica las prácticas agrícolas que favorecen el almacenamiento del COS, por medio del análisis estadístico stepwise y un enfoque socioeconómico por percentiles. Los resultados mostraron que la aplicación de estiércol y la incorporación parcial de residuos de cosecha tienen significancia estadística para incrementar el COS en terrenos agrícolas.

1.6. Literatura citada

Bolaños González, M. A., Paz Pellat, F., Cruz Gaistardo, C. O., Argumedo Espinoza, J. A., Romero Benítez, V. M., & de la Cruz Cabrera, J. C. (2016). Mapa de erosión de los suelos de México y posibles implicaciones en el almacenamiento de carbono orgánico del suelo. *Terra Latinoamericana*, 34(3), 271-288. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792016000300271&lng=es&tlng=es

Comisión Nacional de Zonas Áridas (CONAZA) & Universidad Autónoma Chapingo (UACH). (2023). *Informe nacional 2022 de acciones contra la desertificación, degradación de tierras y sequía en México: Resumen ejecutivo* (12 p.). Saltillo, Coahuila: CONAZA-UACH. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.32662.11843>

Cotler, H., Martínez, M., & Etchevers, J. D. (2016). Carbono orgánico en suelos agrícolas de México: Investigación y políticas públicas. *Terra Latinoamericana*, 34(1), 125-138. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792016000100125&lng=es&tlng=es.

Cuevas-Reyes, V., Baca-del Moral, J., Espejel-García, A., Barrera-Rodríguez, A. I., & Sosa-Montes, M. (2017). Agricultura multifuncional y sistemas de producción bajo un contexto de agricultura diversificada. In M. Á. Sámano-Rentería & J. Baca-del Moral (Eds.), *Agricultura multifuncional y políticas públicas en México* (1st ed., pp. 35–51). Universidad Autónoma Chapingo

Gobierno de México. (2020). *Contribución determinada a nivel nacional: México. Versión actualizada 2020*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. <https://unfccc.int/sites/default/files/NDC/2022-06/NDC-Esp-30Dic.pdf>

IPCC. (2020). *Informe especial del IPCC sobre el cambio climático, la desertificación, la degradación de las tierras, la gestión sostenible de las tierras, la seguridad alimentaria y los flujos de gases de efecto invernadero en los ecosistemas terrestres*. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.

https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/4/2020/06/SRCCL_SPM_es.pdf

IPCC. (2021). *Sexto informe de evaluación: Bases científicas físicas*. Grupo de Trabajo I del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático.
<https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/>

Lal, R., Monger, C., Nave, L., & Smith, P. (2021). The role of soil in regulation of climate. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 376(1849), Article 20210084. <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0084>

Lefèvre, C., Rekik, F., Alcantara, V., & Wiese, L. (2017). *Soil organic carbon: The hidden potential*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). <https://www.fao.org/3/i6937e/i6937e.pdf>

Naciones Unidas. (2015a). *Acuerdo de París*.
https://unfccc.int/sites/default/files/spanish_paris_agreement.pdf

UNFCCC. (2022). *COP27: Sharm el-Sheikh implementation plan*. Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático.
<https://unfccc.int/documents/624444>

Olson, K. R., Al-Kaisi, M., Lal, R., & Cihacek, L. (2016). Impact of soil erosion on soil organic carbon stocks. *Journal of Soil and Water Conservation*, 71(3), 61A–67A. <https://doi.org/10.2489/jswc.71.3.61A>

**CAPÍTULO 2. EROSIÓN HÍDRICA, REDISTRIBUCIÓN
DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO Y
CONSERVACIÓN DEL SUELO Y AGUA:
UNA REVISIÓN**

WATER EROSION, SOIL ORGANIC CARBON REDISTRIBUTION AND SOIL AND WATER CONSERVATION: A REVIEW³

Erosión hídrica, redistribución del carbono orgánico del suelo y conservación del suelo y agua: una revisión

Olimpya T. Aguirre-Salado*¹; Joel Pérez-Nieto¹; Carlos A. Aguirre-Salado²; Alejandro I. Monterroso-Rivas³; Juan F. Gallardo-Lancho⁴

¹Universidad Autónoma Chapingo, Departamento de Fitotecnia. Km 38.5 Carretera México- Texcoco, Chapingo. C.P. 56230. Texcoco, Estado de México, México.

²Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Facultad de Ingeniería. Av. Dr. Manuel Nava 8, Zona Universitaria Poniente. C.P. 78290. San Luis Potosí, México.

³Universidad Autónoma Chapingo, Departamento de Suelos. Km 38.5 Carretera México- Texcoco, Chapingo. C.P. 56230. Texcoco, Estado de México, México.

⁴Colegio Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) de Salamanca, Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología (IRNASa). C/ Creso Rascón 12, 5° N, Salamanca 37002. España.

*Corresponding author: olimpya.aguirre@yahoo.com; Phone: +52 311 244 4114.

Abstract

Introduction: Soil erosion by water significantly influences carbon dynamics, affecting both emissions and sequestration processes in the atmosphere.

Objective: This study aims to delineate prevailing research trajectories concerning the impact of water erosion on the redistribution of soil organic carbon (SOC), particularly in relation to soil and water conservation practices.

Materials and Methods: A comprehensive review of literature spanning national and international journals, accessed through Web of Science, Scopus, SciELO, Redalyc, ResearchGate, and Google Scholar, was conducted. Research trends were scrutinized using predefined keywords and categorized by thematic affinity.

Results: From 2012 to 2022, the majority (80%) of global research has focused on SOC redistribution attributable to water erosion, alongside the influence of soil management and conservation strategies. Notably, no studies have investigated these dynamics specifically within Mexico. Despite the implementation of soil and water conservation initiatives, such as sediment control dams, the consequential impacts on carbon storage remain unevaluated.

Conclusions: Opportunities exist in Mexico to advance research across several fronts: (I) assessing SOC redistribution mechanisms by water erosion, (II) estimating SOC storage within sediment deposits, (III) evaluating the carbon sequestration potential of mechanical soil and water conservation practices, and (IV) proposing a risk assessment framework for SOC loss using remote sensing technologies.

Keywords: watershed; mineralization; check dams; sediment; carbon sink

³ Sometido: Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente
Estatus: Aceptado

Resumen

Introducción: La pérdida de suelo por erosión hídrica influye en los flujos positivos y negativos de carbono hacia la atmósfera. **Objetivo:** Identificar las principales tendencias de investigación con respecto a la influencia de la erosión hídrica en la redistribución del carbono orgánico del suelo (COS) y su relación con las prácticas de conservación del suelo y agua. **Materiales y métodos:** La literatura publicada en revistas nacionales e internacionales se consultó en Web of Science, Scopus, SciELO, Redalyc, ResearchGate y Google Académico. Mediante palabras clave predefinidas se analizaron las tendencias de investigación y se agruparon según su afinidad. **Resultados:** En el periodo 2012-2022, 80 % de la investigación global se enfocó en la redistribución del COS por efecto de la erosión hídrica y en el efecto del manejo del suelo y de las prácticas de conservación; sin embargo, no se encontraron trabajos al respecto en México. Debido a la erosión hídrica, en México se han implementado programas para la construcción de obras de conservación de suelos y aguas con éxito significativo, como las presas de control de sedimentos, pero no se han evaluado los impactos en términos del almacenamiento de C. **Conclusiones:** En México existen áreas de oportunidad para enfocar la investigación a diferentes escalas: (I) analizar la redistribución del COS por efecto de la erosión hídrica, (II) estimar el almacenamiento del COS en sedimentos, (III) analizar el potencial de prácticas mecánicas de conservación de suelo y agua como sumideros de carbono y (IV) proponer un índice de riesgo de pérdida del COS utilizando sensores remotos.

Palabras clave: cuenca hidrográfica; mineralización; presas de control; sedimentos; sumidero de carbono

2.1 Introduction

The global process of soil water erosion has been identified as a net source of C to the atmosphere of about $1.3 \text{ Pg}\cdot\text{yr}^{-1}$ (Lal, 2020). Bolaños *et al.* (2016) exposed that 76 % of the surface in Mexico has some degree of water erosion damage and pointed out that losses of soil organic carbon (SOC), related to this phenomenon,

have been little studied and quantified. Water erosion influences the redistribution of SOC and positive or negative CO₂ fluxes to the atmosphere (Deumlich *et al.*, 2018; Yue *et al.*, 2016), since, during the transport phase, water favors the loss and, in the deposition phase, the resulting sedimentation can facilitate storage (Wang *et al.*, 2014b)

A high proportion of SOC is the C left in the soil after partial decomposition of any organic residues produced by living organisms (Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO], 2017). According to Lal *et al.* (2021), soil has the largest terrestrial organic C reserves; the global estimate of SOC is between 1 500 and 2 400 Pg C. Etchevers *et al.* (2006) expressed that SOC accumulation is an important process for mitigating the effects of climate change, because soil, being a sink, forms a stable C reservoir. In this regard, Cotler *et al.* (2016) mentioned that better agricultural and soil conservation practices increase SOC considerably, decrease erosion, and mitigate greenhouse gas (GHG) emissions. Mechanical soil and water conservation practices include terraces, ditches, ponds, accommodated stone dams, gabion dams, stone cordons, and living barriers.

The main objective of this study was to identify the main research trends regarding the influence of water erosion on SOC redistribution and its relationship with soil and water conservation practices at the micro-watershed level. A literature review was carried out to recognize the processes and relationships involved, which will allow the promotion of sustainable agronomic practices oriented to C sequestration based on evidence and experiences.

2.2 Materials and Methods

A search for scientific articles was made by matching the title, abstract and keywords of the terms: 1) water erosion, 2) soil organic carbon (SOC) and 3) micro-watersheds and dams. Databases consulted included Web of Science, Scopus, Scientific Electronic Library Online (SciELO), ResearchGate, Google

Scholar and Redalyc. In the last four, a filter was applied to show results for Mexico.

The search covered the period 2012-2022 (preferred, but not restricted). Publications were reviewed to establish research trends, referring to the way in which researchers have addressed the relationship between erosion, SOC and mechanical soil and water conservation practices in high impact journals globally and those recognized by the National Council of Science and Technology (CONACYT) in Mexico. These publications were classified into the following groups: (I) SOC redistribution caused by the effect of water erosion, (II) effect of soil management and soil and water conservation practices on SOC, (III) estimation of SOC storage in sediments trapped in erosion control projects, and (IV) modeling of SOC storage using spatial analysis and erosion scenarios.

We exported the publications to the NVivo program (QSR International, 2018) as suggested by Ayala *et al.* (2020); in order to perform a word frequency analysis where at least five characters were considered to identify the most representative keywords of each document. The results were subjected to a cluster analysis to establish the relationship between research trends, classification parameters called nodes were created and the Jaccard coefficient similarity test was run between data sets to statistically validate the research trends in discussion groups. In this test, values greater than 0 and closer to 1 have similarity and values of 0 have no similarity.

2.3 Results and Discussion

Clustering of bibliographic references in discussion groups

The search for bibliographic references yielded a total of 48 scientific articles of interest, which were grouped based on research trends to generate discussion groups as shown in Figure 1.

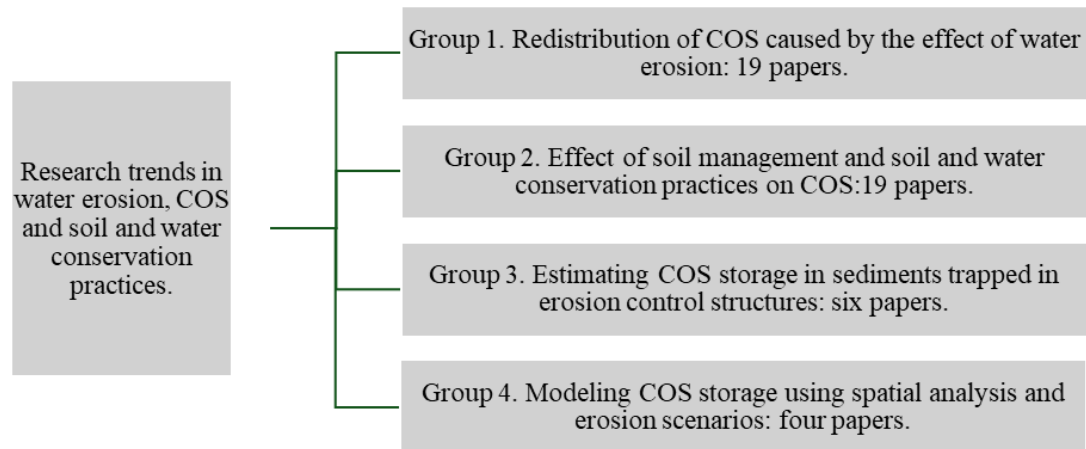


Figure 1. Clustering of research trends related to water erosion and soil organic carbon (SOC).

Based on research trends, discussion groups 1, 2, 3 and 4 concentrated 40 %, 40 %, 12 % and 8 % of the scientific articles, respectively. This means that 80 % of the research (38 articles) studied the redistribution of SOC caused by water erosion and the effect of soil management and conservation practices on SOC (Tables 1 and 2). The remaining research has estimated SOC storage in sediments trapped in erosion control structures and the modeling of SOC storage using spatial analysis and erosion scenarios (Tables 3 and 4). It is important to highlight that, in discussion groups 1 and 3 (Figure 1), no research done in Mexico was found, suggesting the need to explore these topics. The greatest contributions from Mexico were observed in discussion group 2.

The Nvivo program generated nine most frequent terms: carbon, erosion, organic, sediment, soils, water, soil, global and China, which is the country with the most research published on the subject in the period studied (Figure 2).

Table 1. Global-scale literature references associated with discussion group 1: Redistribution of soil organic carbon because of water erosion.

No.	Reference	Title
1	Holz and Agustín (2021)	Erosion effects in soil carbon and nitrogen dynamics on cultivated slopes: A meta-analysis
2	Gaspar <i>et al.</i> (2020)	Lateral mobilization of soil carbon induced by runoff along karstic slopes

- 3 Tong *et al.* (2020) Sediment deposition changes the relationship between soil organic and inorganic carbon: Evidence from the Chinese Loess Plateau
- 4 Lal (2019) Accelerated soil erosion as a source of atmospheric CO₂
- 5 Wang *et al.* (2019). Selective transport of soil organic and inorganic carbon in eroded sediment in response to raindrop sizes and inflow rates in rainstorms
- 6 Zhang *et al.* (2019) The role of dissolved organic matter in soil organic carbon stability under water erosion
- 7 Liu *et al.* (2018) Soil carbon and nitrogen sources and redistribution as affected by erosion and deposition processes: A case study in a loess hilly-gully catchment, China
- 8 Xiao *et al.* (2018) The mineralization and sequestration of organic carbon in relation to agricultural soil erosion
- 9 Deumlich *et al.* (2018) Estimating carbon stocks in young moraine soils affected by erosion
- 10 Doetterl *et al.* (2016) Erosion, deposition and soil carbon: A review of process-level controls, experimental tools and models to address C cycling in dynamic landscapes
- 11 Novara *et al.* (2016) Understanding the role of soil erosion on CO₂-C loss using ¹³C isotopic signatures in abandoned Mediterranean agricultural land.
- 12 Olson *et al.* (2016) Impact of soil erosion on soil organic carbon stocks
- 13 Yue *et al.* (2016) Lateral transport of soil carbon and land-atmosphere CO₂ flux induced by water erosion in China
- 14 Müller and Chaplot (2015) Soil carbon losses by sheet erosion: a potentially critical contribution to the global carbon cycle
- 15 Kirkels *et al.* (2014) The fate of soil organic carbon upon erosion, transport and deposition in agricultural landscapes - A review of different concepts
- 16 Wang *et al.* (2014b) Soil organic carbon redistribution by water erosion –The role of CO₂ emissions for the carbon budget

17	Berhe and Kleber (2013)	Erosion, deposition, and the persistence of soil organic matter: mechanistic considerations and problems with terminology
18	Mchunu and Chaplot (2012)	Land degradation impact on soil carbon losses through water erosion and CO ₂ emissions
19	Lal (2003)	Soil erosion and the global carbon budget

Table 2. Bibliographic references according to scale associated with discussion group 2: Effect of soil management and soil and water conservation practices on soil organic carbon.

No.	Reference	Title	Scale
1	Lal <i>et al.</i> (2021)	The role of soil in regulation of climate	Global
2	Seifu <i>et al.</i> (2021)	Impact of land use type and altitudinal gradient on topsoil organic carbon and nitrogen stocks in the semi-arid watershed of northern Ethiopia	Global
3	Barrales <i>et al.</i> (2020)	Dinámica de carbono en agregados del suelo con diferentes tipos de usos de suelo en el monte Tláloc, Estado de México	Mexico
4	Chen <i>et al.</i> (2020)	Does terracing enhance soil organic carbon sequestration? A national-scale data analysis in China	Global
5	Shi <i>et al.</i> (2019).	Distribution of soil organic carbon impacted by land use changes in a hilly watershed of the Loess Plateau, China	Global
6	Zamora <i>et al.</i> (2019)	La investigación científica en México: secuestro de carbono orgánico en suelos agrícolas y de agostadero	Mexico
7	Cantú and Yáñez (2018)	Efecto del cambio de uso de suelo en el contenido del carbono orgánico y nitrógeno del suelo	Mexico
8	González <i>et al.</i> (2014)	Cambios de carbono orgánico del suelo bajo escenarios de cambio de uso de suelo en México	Mexico

9	Lal (2018)	Sustainable intensification of China's agroecosystems by conservation agriculture	Global
10	Zamora <i>et al.</i> (2018)	El manejo del suelo en la conservación de carbono orgánico	Mexico
11	Cotler <i>et al.</i> (2016)	Carbono orgánico en suelos agrícolas de México: investigación y políticas públicas	Mexico
12	Mengistu <i>et al.</i> (2016)	Conservation effects on soil quality and climate change adaptability of Ethiopian watersheds	Global
13	Velásquez <i>et al.</i> (2016)	Organic carbon transport under simulated rainfall conditions for different land uses	Mexico
14	Cotler <i>et al.</i> (2015)	Evaluación de prácticas de conservación de suelos forestales en México: caso de las zanjas trinchera	Mexico
15	Nadeu <i>et al.</i> (2015)	Modelling the impact of agricultural management on soil carbon stocks at the regional scale: the role of lateral fluxes	Global
16	Srinivasarao <i>et al.</i> (2015)	Conservation agriculture and soil carbon sequestration	Global
17	Lal (2013)	Intensive agriculture and the soil carbon pool	Global
18	Olson <i>et al.</i> (2012)	Impacts of land use change, slope, and erosion on soil organic carbon retention and storage	Global
19	Etchevers <i>et al.</i> (2006)	Influence of land use on carbon sequestration and erosion in Mexico, a review	Mexico

Table 3. Literature references according to scale associated with discussion groups 3 (Estimation of soil organic carbon [SOC] storage in sediments trapped in erosion control studies) and 4 (Modeling SOC storage using spatial analysis and erosion scenarios).

No.	Cite	Title	Scale	Trend
1	Mekonnen and Getahun (2020)	Soil conservation practices contribution in trapping sediment and soil organic carbon,	Global	Group 3

Word frequency / Frecuencia de palabras

Term	Frequency
CARBON	307
EROSION	275
ORGANIC	1562
SEDIMENT	1145
SOILS	1152
WATER	1083
SUELO	725
CHINA	624
GLOBAL	638
CHECK	611

18

Based on the 48 selected articles, the results of similarity between keyword codes, shown by Jaccard's similarity coefficients (Table 4), ratify the thematic classification and the proportion of research in each discussion group. Thus, there is more research in the thematic group 1 and its relationship with SOC compared to less research in group 4.

Table 4. Jaccard's similarity coefficients between keyword codes related to the topic water erosion and soil organic carbon (SOC).

Code A	Code B	Coefficient
SOC redistribution	<i>Carbon-erosion</i>	0.66
Conservation practices	<i>Carbon-erosion</i>	0.61
Check dams	<i>Carbon-erosion</i>	0.24
SOC modeling	<i>Carbon-erosion</i>	0.22

Group 1. Soil organic carbon redistribution caused by water erosion

Soil erosion and its influence on carbon release to the atmosphere is uncertain in the processes of estimating global C fluxes (inventories) and is a component that is not considered in determining the potential of soils for C sequestration (Mchunu & Chaplot, 2012; Novara *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2014a).

Water erosion comprises three processes: (i) initiation or detachment of soil particles, (ii) transport and redistribution of sediments over the landscape, and (iii) deposition on depression or concavity sites and in aquatic ecosystems (Doetterl *et al.*, 2016). Derived from these processes, water erosion has significant impacts on the distribution and transformation of SOC at the micro-watershed scale (Liu *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2014b).

Soil water erosion, when analyzed using the micro-watershed approach, can be considered as a CO₂ emitting source, in terms of particle initiation and transport due to the effect these processes have on soil organic matter (SOM) mineralization, but also as a source of storage at deposition sites (Doetterl *et al.*, 2016).

Erosion initiation or start site

Forces causing splashing and collisions induced by raindrops and runoff initially decrease the stability of soil aggregates and accelerate the mineralization of SOM (Wei *et al.*, 2017). These forces can induce the death of microorganisms on the soil surface, driven by aggregate dispersion and nutrient loss, which will result in a positive effect on soil mineralization (Xiao *et al.*, 2018). On the other hand, the destruction of structural aggregates exposes SOM as it is no longer encapsulated and protected against microbial processes (Lal, 2003, 2019; Olson *et al.*, 2016). In eroded areas of the landscape, SOC stores are reduced by erosion with speed and extent related to the gradient of slope and convexity (Singh & Benbi, 2018).

Transport and redistribution on the landscape

Transport is a link between erosion and sedimentation, which results in deposition at an eroded or intact site, even in an aquatic environment, but always elsewhere on the landscape (Kirkels *et al.*, 2014). Two seemingly contradictory processes have been highlighted in transport: (i) increased C mineralization due to aggregate breakdown and (ii) enrichment of C in sediments relative to source soils, due to deposition and selective transport of other components with high organic load. The possible release of CO₂ to the atmosphere during the transport of soil removed by erosion is related to the particle size of the sediment source soil; those with higher clay and silt content are transported more easily—where SOC is most concentrated—, since coarse particles are the first to be deposited. (Doetterl *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2019).

Reservoir sites

Redistribution of sediment from erosion results in C concentration at reservoir sites (Holz & Agustín, 2021; Kirkels *et al.*, 2014; Zhang *et al.*, 2019). According to Olson *et al.* (2016), deep burial by deposition is responsible for a removal of 0.4 to 0.6 Pg C·yr⁻¹ at a global level. SOC in deep-buried sediments can be considered as a sink for CO₂, as C is stabilized by being in an area with little or no oxygen present, with organisms responsible for its decomposition (Müller & Chaplot, 2015) and, many times, out of reach of moisture. Gaspar *et al.* (2020)

established that the highest SOC gains were recorded in sediments buried on concave slopes of the landscape. In this respect, Tong *et al.* (2020) determined a 24 % increase in SOC at reservoir sites compared to boot sites.

Water erosion and its relationship with CO₂ emissions to the atmosphere

Figure 3 shows the scheme proposed by Lal (2019), which exposes the fate of the transported SOC in the stages of the erosive process, from the *in situ* impact of rain erosivity to the burial of a small fraction, emissions to the atmosphere and transport to the ocean.

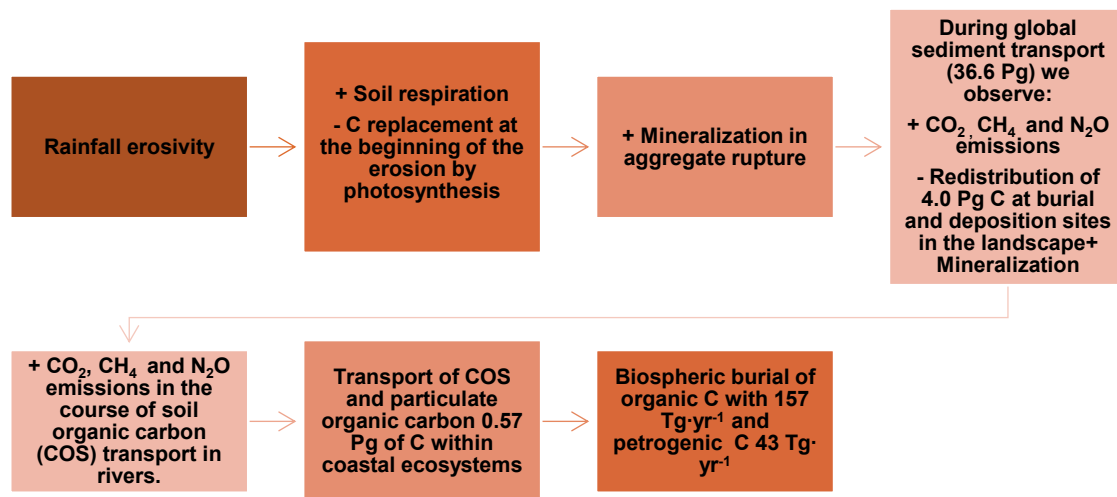


Figure 3. Process of CO₂ dynamics influenced by water erosion (+ emitter, - sink) (Lal, 2019).

Lal (2019) mentions that soil erosion would be a net source if the on-site replacement of eroded C were less than the new organic matter added by photosynthesis and if all GHGs (CO₂, CH₄ and N₂O) were accounted for. However, data based on measurements of SOC transported in a watershed are scarce and measurements of GHGs in different landscape units are even scarcer.

Group 2. Effect of land use and soil and water conservation practices on soil organic carbon

Lal *et al.* (2021) indicated that the adoption of soil management practices can lead to recarbonization of depleted soils and convert them into a sink of atmospheric C. The most suggested practices include conservation tillage and maize

intercropped with fruit trees (Cotler *et al.*, 2016; González *et al.*, 2014; Lal, 2018; Srinivasarao *et al.*, 2015); additionally, Lal (2013) and Gallardo (2021) recommend the use of cover crops, green manures, biochar, agroforestry, fertilization, irrigation, compost addition, reduced tillage, crop rotation, soil covered by organic residues and mulching.

Regarding land uses and redistributed SOC at a landscape scale by land use changes, several studies show that grassland has higher SOC reserve compared to agricultural use (Barrales *et al.*, 2020; Cantú & Yáñez, 2018; Seifu *et al.*, 2021; Shi *et al.*, 2019; Velásquez *et al.*, 2016).

Soil management strategies aimed at C sequestration are most effective when accompanied by conservation projects that reduce erosion and increase the capacity of farmers to offset emissions and adapt to climate change (Mengistu *et al.*, 2016; Nadeu *et al.*, 2015). Chen *et al.* (2020) reported that terraces caused 32.4 % increase in SOC after five years of construction. An important contribution to the generation of information on soil and water conservation, and its relationship with SOC storage at the micro-watershed level in Mexico, has been the Project *Manejo Sustentable de Laderas*, which highlights the practice of terraces with fruit trees as living retaining walls (Etchevers *et al.*, 2006).

Group 3. Soil organic carbon storage in sediments trapped in erosion control structures

Sediment control structures have been used in watersheds to trap soil resulting from erosion. Studies by Lü *et al.* (2012) showed that check dams in Shaanxi Province, Loess Plateau region, retained about 42.3 million tons of SOC; this was about 4.0 % of the estimated C emission from fossil fuels in China in 2000. Wang *et al.* (2014c) estimated that 11 000 silt control structures trapped 219 109 m³ of sediment and stored 0.945 Tg SOC. Addisu and Mekomen (2019) found that storage and silt control dams constructed in a watershed in Ethiopia sequestered 4 468 Mg of SOC and 68.8 Tg of sediment. This research reveals that, in addition to conserving soil and water, these structures also store C.

In Mexico, there are still no studies that prove or disprove that mechanical soil and water conservation works (accommodated stone dams and gabion or stone fence dams), built in river tributaries, are CO₂ sinks. Sediments trapped and accumulated behind the stone or earth walls, transported by water erosion, may be enriched with C as in other parts of the world. In Mexico, the construction of soil and water conservation structures has been subsidized by several government programs; therefore, it is suggested to evaluate the C storage capacity, whose value may be important in terms of retention of the stable C already mineralized that, because of the lack of oxygen inside the sediment, decreases the emission of CO₂ to the atmosphere. Considering the large number of structures constructed nationwide, a significant amount of retained C that is not emitted to the atmosphere is expected, as long as it is not removed from the site.

Group 4. Modeling soil organic carbon storage by spatial analysis with erosion scenarios

SOC and water erosion can be analyzed and modeled using GIS. Ji *et al.* (2014) proposed a redistribution index of SOC on a watershed scale. In Mexico, remote sensing and GIS were used to generate information on SOC storage and soil loss caused by erosion at a national level (Bolaños *et al.*, 2016; Segura *et al.*, 2005).

In short, water erosion, in the processes that characterize it, is an emitter of CO₂ as a GHG. Despite this, there are no research reports in Mexico on the redistribution of SOC as a result of erosion and no evaluations of sediment control projects as CO₂ sinks (taking into account the bibliographic references reviewed on a global scale). Therefore, it is inferred that SOC redistribution may be associated with the redistribution of silt- and very fine sand-sized sediments resulting from rainfall transport and surface runoff from erosion initiation sites to deposition sites behind mechanical conservation practices. This results in significant accumulations of SOC at the depths of the storage sites that need to be quantified by further research.

Regarding the serious problem of water erosion in Mexico and the fact that several programs have been implemented to support the construction of soil and water

conservation structures with significant success, but without having evaluated the impacts in terms of C storage, it is suggested to recognize this area of opportunity to focus research at different scales. The analysis of water erosion and its relationship with SOC can be studied with the use of remote sensing and GIS under a watershed approach. This can be used to suggest the best sustainable practices for soil and water conservation and C retention to contribute to the commitments acquired by Mexico in the nationally determined contributions. These practices would allow decision makers and public policies to further promote the implementation of mechanical structures and agronomic and vegetative practices for soil and water conservation to mitigate and adapt to climate change.

2.4 Conclusion

In the period 2012-2022, 80 % of global research focused on soil organic carbon (SOC) redistribution caused by water erosion, and the effect of soil management and conservation practices; however, no studies on this subject were found in Mexico, nor were there any evaluations of sediment control dams as CO₂ sinks. These research trends suggest studying: I) SOC redistribution caused by water erosion at the watershed scale, II) the storage of buried SOC in sediments deposited by water erosion, III) the potential of mechanical soil and water conservation practices as carbon sinks, and IV) the generation of SOC loss risk indices using remote sensing. This research could generate the necessary knowledge to promote sustainable agronomic practices in Mexico, oriented to evidence-based carbon sequestration.

2.5 References

- Addisu, S., & Mekonnen, M. (2019). Check dams and storages beyond trapping sediment, carbon sequestration for climate change mitigation, Northwest Ethiopia. *Geoenvironmental Disasters*, 6(1), 4. <https://doi.org/10.1186/s40677-019-0120-1>
- Ayala, M. D., Monterroso, R. A., Baca, D. J., Escamilla, P. E., Sánchez, H. R., Pérez, N. J., & Valdés, V. E. (2020). Identificación de necesidades de

investigación sobre la dinámica de carbono y nitrógeno en sistemas agroforestales de café en México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 23, 99. <https://www.revista.ccba.uady.mx/ojs/index.php/TSA/article/view/3403/1499>

Barrales, B. E., Paz, P. F., Etchevers, B. J., Hidalgo, M. C., & Velázquez, R. A. (2020). Dinámica de carbono en agregados del suelo con diferentes tipos de usos de suelo en el monte Tláloc, Estado de México. *Terra Latinoamericana*, 38(2), 275–288. <https://doi.org/10.28940/terra.v38i2.680>

Berhe, A. A., & Kleber, M. (2013). Erosion, deposition, and the persistence of soil organic matter: mechanistic considerations and problems with terminology. *Earth Surface Processes and Landforms*, 38(8), 908–912. <https://doi.org/10.1002/esp.3408>

Bolaños, G. M., Paz, P. F., Cruz, G. C., Argumedo, E. J., Romero, B. V., & De la Cruz, C. J. (2016). Mapa de erosión de los suelos de México y posibles implicaciones en el almacenamiento de carbono orgánico del suelo. *Terra Latinoamericana*, 34(3), 271–288. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792016000300271&lng=es&tlng=es

Cantú, S. I., & Yáñez, D. M. (2018). Efecto del cambio de uso de suelo en el contenido del carbono orgánico y nitrógeno del suelo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(45), 122–151. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i45.138>

Chen, D., Wei, W., Daryanto, S., & Tarolli, P. (2020). Does terracing enhance soil organic carbon sequestration? A national-scale data analysis in China. *Science of the Total Environment*, 721, 137751. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137751>

Cotler, H., Cram, S., Martinez T. S., & Bunge, V. (2015). Evaluación de prácticas de conservación de suelos forestales en México: caso de las zanjas trinchera. *Investigaciones Geográficas*, (88), 6–18. <https://doi.org/10.14350/ig.47378>

Cotler, H., Martínez, M., & Etchevers, J. D. (2016). Carbono orgánico en suelos agrícolas de México: Investigación y políticas públicas. *Terra Latinoamericana*,

http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792016000100125&lng=es&tlng=es

Deumlich, D., Ellerbrock, R. H., & Frielinghaus, M. (2018). Estimating carbon stocks in young moraine soils affected by erosion. *CATENA*, 162, 51–60. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.11.016>

Doetterl, S., Berhe, A. A., Nadeu, E., Wang, Z., Sommer, M., & Fiener, P. (2016). Erosion, deposition and soil carbon: A review of process-level controls, experimental tools and models to address C cycling in dynamic landscapes. *Earth-Science Reviews*, 154, 102–122. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2015.12.005>

Etchevers, J. D., Prat, C., Balbontín, C., Bravo, M., & Martínez, M. (2006). Influence of land use on carbon sequestration and erosion in Mexico, a review. *Agronomie*, 26(1), 21–28. <https://doi.org/10.1051/agro:2005053>

Gallardo, L. J. (2021). Manejos edáficos óptimos y captura de carbono: con referencia a suelos de Iberoamérica. *Industria Química*, (92), 74–82. https://www.academia.edu/49973332/Manejos_ed%C3%A1ficos_%C3%B3ptimos_y_captura_de_carbono_con_referencia_a_suelos_de_Iberoam%C3%A9rica

Gaspar, L., Mabit, L., Lizaga, I., & Navas, A. (2020). Lateral mobilization of soil carbon induced by runoff along karstic slopes. *Journal of Environmental Management*, 260, 110091. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110091>

González, M. L., Acosta, M. M., Carrillo, A. F., Báez, P. A., & González, C. J. M. (2014). Cambios de carbono orgánico del suelo bajo escenarios de cambio de uso de suelo en México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 5(7), 1275–1285. <http://www.scielo.org.mx/pdf/remexca/v5n7/v5n7a11.pdf>

Holz, M., & Augustin, J. (2021). Erosion effects on soil carbon and nitrogen dynamics on cultivated slopes: A meta-analysis. *Geoderma*, 397, 115045. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115045>

- Ji, Y., Chen, L., Zhou, G., Sun, R., Shang, L., & Wang, S. (2014). Assessment of the redistribution of soil carbon using a new index—a case study in the Haihe River Basin, North China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(11), 8023–8036. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3985-1>
- Kirkels, F. M., Cammeraat, L. H., & Kuhn, N. J. (2014). The fate of soil organic carbon upon erosion, transport and deposition in agricultural landscapes—A review of different concepts. *Geomorphology*, 226, 94–105. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.07.023>
- Lal, R. (2003). Soil erosion and the global carbon budget. *Environment International*, 29(4), 437–450. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00192-7](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00192-7)
- Lal, R. (2013). Intensive agriculture and the soil carbon pool. *Journal of Crop Improvement*, 27(6), 735–751. <https://doi.org/10.1080/15427528.2013.845053>
- Lal, R. (2018). Sustainable intensification of China's agroecosystems by conservation agriculture. *International Soil and Water Conservation Research*, 6(1), 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2017.11.001>
- Lal, R. (2019). Accelerated soil erosion as a source of atmospheric CO₂. *Soil and Tillage Research*, 188, 35–40. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.02.001>
- Lal, R. (2020). Soil erosion and gaseous emissions. *Applied Sciences*, 10(8), 2784. <https://doi.org/10.3390/app12010048>
- Lal, R., Monger, C., Nave, L., & Smith, P. (2021). The role of soil in regulation of climate. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 376(1834). <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0084>
- Liu, C., Li, Z., Chang, X., He, J., Nie, X., Liu, L., & Zeng, G. (2018). Soil carbon and nitrogen sources and redistribution as affected by erosion and deposition processes: A case study in a loess hilly-gully catchment, China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 253, 11–22. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.10.028>
- Liu, C., Li, Z., Dong, Y., Nie, X., Liu, L., Xiao, H., & Zeng, G. (2017). Do land use change and check-dam construction affect a real estimate of soil carbon and

nitrogen stocks on the Loess Plateau of China? *Ecological Engineering*, 101, 220–226. <http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.01.036>

Lü, Y., Sun, R., Fu, B., & Wang, Y. (2012). Carbon retention by check dams: regional scale estimation. *Ecological Engineering*, 44, 139–146. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.03.020>

Marqués, M. J., Alvarez, A., Carral, P., Sastre, B., & Bienes, R. (2020). The use of remote sensing to detect the consequences of erosion in gypsiferous soils. *International Soil and Water Conservation Research*, 8(4), 383–392. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2020.10.001>

Mchunu, C., & Chaplot, V. (2012). Land degradation impact on soil carbon losses through water erosion and CO₂ emissions. *Geoderma*, 177, 72–79. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.01.038>

Mengistu, D., Bewket, W., & Lal, R. (2016). Conservation effects on soil quality and climate change adaptability of Ethiopian watersheds. *Land Degradation & Development*, 27(6), 1603–1621. <https://doi.org/10.1002/ldr.2376>

Müller, N. D., & Chaplot, V. (2015). Soil carbon losses by sheet erosion: a potentially critical contribution to the global carbon cycle. *Earth Surface Processes and Landforms*, 40(13), 1803–1813. <https://doi.org/10.1002/esp.3758>

Nadeu, E., Gobin, A., Fiener, P., Van Wesemael, B., & Van Oost, K. (2015). Modelling the impact of agricultural management on soil carbon stocks at the regional scale: the role of lateral fluxes. *Global Change Biology*, 21(8), 3181–3192. <https://doi.org/10.1111/gcb.12889>

Novara, A., Keesstra, S., Cerdà, A., Pereira, P., & Gristina, L. (2016). Understanding the role of soil erosion on CO₂-C loss using ¹³C isotopic signatures in abandoned Mediterranean agricultural land. *Science of the Total Environment*, 550, 330–336. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.095>

Olson, K. R., Al-Kaisi, M., Lal, R., & Cihacek, L. (2016). Impact of soil erosion on soil organic carbon stocks. *Journal of Soil and Water Conservation*, 71(3), 61A–67A. <https://doi.org/10.2489/jswc.71.3.61A>

Olson, K. R., Gennadiyev, A. N., Zhidkin, A. P., & Markelov, M. V. (2012). Impacts of land-use change, slope, and erosion on soil organic carbon retention and storage. *Soil Science*, 177(4), 269–278.
<https://doi.org/10.1097/SS.0b013e318244d8d2>

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura (FAO). (2017). *Carbono orgánico del suelo: el potencial oculto*. FAO.
<https://www.fao.org/documents/card/es/c/b3fc8b3c-3afa-46ca-9883-96f6c3113549/>

QSR International. (2018). *NVivo qualitative data analysis*. Version 12 [software].
<https://support.qsrinternational.com/nvivo/s/>

Seifu, W., Elias, E., Gebresamuel, G., & Khanal, S. (2021). Impact of land use type and altitudinal gradient on topsoil organic carbon and nitrogen stocks in the semi-arid watershed of northern Ethiopia. *Heliyon*, 7(4), e06770.
<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e06770>

Segura, C. M., Sánchez, G. P., Ortiz, S. C., & del Carmen, G. C. (2005). Carbono orgánico de los suelos de México. *Terra Latinoamericana*, 23(1), 21–28.
<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57323103>

Shi, P., Zhang, Y., Li, P., Li, Z., Yu, K., Ren, Z., & Ma, Y. (2019). Distribution of soil organic carbon impacted by land-use changes in a hilly watershed of the Loess Plateau, China. *Science of the Total Environment*, 652, 505–512.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.172>

Singh, P., & Benbi, D. K. (2018). Soil organic carbon pool changes in relation to slope position and land-use in Indian lower Himalayas. *CATENA*, 166, 171–180.
[10.1016/j.catena.2018.04.006](https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.006)

Srinivasarao, C., Lal, R., Kundu, S., & Thakur, P. B. (2015). Conservation agriculture and soil carbon sequestration. In M. Farooq, & K. Siddique (Eds.), *Conservation agriculture* (pp. 479–524). Springer, Cham.
https://doi.org/10.1007/978-3-319-11620-4_19

- Tong, L. S., Fang, N. F., Xiao, H. B., & Shi, Z. H. (2020). Sediment deposition changes the relationship between soil organic and inorganic carbon: Evidence from the Chinese Loess Plateau. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 302, 107076. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107076>
- Velásquez, V. M. A., Martínez, B. O. U., Esquivel, A. G., Bueno, H. P., & Sánchez, C. I. (2016). Organic carbon transport under simulated rainfall conditions for different land uses. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, 15(1), 29–45. doi: <https://doi.org/10.5154/r.rchsza.2015.08.009>
- Wang, X., Cammeraat, E. L., Cerli, C., & Kalbitz, K. (2014a). Soil aggregation and the stabilization of organic carbon as affected by erosion and deposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 72, 55–65. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.01.018>
- Wang, X., Cammeraat, E. L., Romeijn, P., & Kalbitz, K. (2014b). Soil organic carbon redistribution by water erosion—the role of CO₂ emissions for the carbon budget. *PLoS ONE*, 9(5), e96299. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0096299>
- Wang, Y., Chen, L., Gao, Y., Wang, S., Lü, Y., & Fu, B. (2014c). Carbon sequestration function of check-dams: a case study of the Loess Plateau in China. *Ambio*, 43(7), 926–931. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0518-7>
- Wang, L., Huang, X., Fang, N. F., Niu, Y. H., Wang, T. W., & Shi, Z. H. (2019). Selective transport of soil organic and inorganic carbon in eroded sediment in response to raindrop sizes and inflow rates in rainstorms. *Journal of Hydrology*, 575, 42–53. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.05.033>
- Wei, S., Zhang, X., McLaughlin, N. B., Chen, X., Jia, S., & Liang, A. (2017). Impact of soil water erosion processes on catchment export of soil aggregates and associated SOC. *Geoderma*, 294, 63–69. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.021>
- Xiao, H., Li, Z., Chang, X., Huang, B., Nie, X., Liu, C., & Jiang, J. (2018). The mineralization and sequestration of organic carbon in relation to agricultural soil erosion. *Geoderma*, 329, 73–81. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.05.018>

Yue, Y., Ni, J., Ciais, P., Piao, S., Wang, T., Huang, M., & Van Oost, K. (2016). Lateral transport of soil carbon and land– atmosphere CO₂ flux induced by water erosion in China. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(24), 6617–6622. <https://doi.org/10.1073/pnas.1523358113>

Zamora, M. B., Mendoza, C. M., Sangerman, J. D., Quevedo, N. A., & Navarro, B. A. (2018). El manejo del suelo en la conservación de carbono orgánico. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 9(8), 1787–1799. <https://doi.org/10.29312/remexca.v9i8.1723>

Zamora, M. B., Mendoza, C. M., Sangerman, J. D. M., Quevedo, N. A., & Navarro, B. A. (2019). La investigación científica en México: secuestro de carbono orgánico en suelos agrícolas y de agostadero. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 10(1), 155–164. <https://doi.org/10.29312/remexca.v10i1.1733>

Zhang, H., Liu, S., Yuan, W., Dong, W., Xia, J., Cao, Y., & Jia, Y. (2016). Loess Plateau check dams can potentially sequester eroded soil organic carbon. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 121(6), 1449–1455. <https://doi.org/10.1002/2016JG003348>

Zhang, X., Li, Z., Nie, X., Huang, M., Wang, D., Xiao, H., & Zeng, G. (2019). The role of dissolved organic matter in soil organic carbon stability under water erosion. *Ecological Indicators*, 102, 724–733. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.03.038>

**CAPÍTULO 3. FACTORES RELACIONADOS CON LA
VARIABILIDAD ESPACIAL DEL
CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO
EN UNA MICROCUENCA MEXICANA**

FACTORS REGARDING THE SPATIAL VARIABILITY OF SOIL ORGANIC CARBON IN A MEXICAN SMALL WATERSHED⁴

Factores relacionados con la variabilidad espacial del carbono orgánico del suelo en una microcuenca mexicana

Olimpya T. Aguirre-Salado*¹; Joel Pérez-Nieto¹; Carlos A. Aguirre-Salado²; Alejandro I. Monterroso-Rivas³

¹Universidad Autónoma Chapingo, Department of Crop Science. Km 38.5 Hw. Mexico-Texcoco, Chapingo. Postal Code 56230. Texcoco, State of Mexico, Mexico.

²Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Faculty of Engineering. Av. Dr. Manuel Nava 8, Zona Universitaria. Postal Code 78290. San Luis Potosí, San Luis Potosí, Mexico.

³ Universidad Autónoma Chapingo, Department of Soil Science. Km 38.5 Hw Mexico-Texcoco, Chapingo. Postal Code 56230. Texcoco, State of Mexico, Mexico.

Abstract

Understanding the stocks of Soil Organic Carbon (SOC) and elucidating the variables influencing its spatial distribution within a small watershed are imperative for advancing targeted climate change mitigation strategies, specifically directed toward soil and water conservation. The selection of this watershed is based on its three-decade-long implementation of diverse soil and water conservation practices. Therefore, the objective of this study was to analyze land use, vegetation cover, slope and soil and water conservation practices (SCWP) as factors that influence the variability and spatial distribution of soil organic carbon in a small basin in the Mixteca Alta region of the state of Oaxaca, Mexico. Soil samples (77) were collected to determine SOC storage. These samples were interpolated using the QGIS Smart-Map plugin to obtain a spatial COS predictive model. Thematic maps were generated for each factor. Areal statistics, Pearson's correlation and principal component analysis (PCA) were performed to explain COS variability. The results in the variability of SOC with respect to vegetation cover and land use, showed adult pine plantations with the highest value of SOC with 36.8 t. ha⁻¹, followed by seasonal agriculture with 28.8 t. ha⁻¹. The most effective management practice for storing COS was the stone terrace with 35.0 t. ha⁻¹. Our results indicate that vegetation cover and land use complemented by soil and water conservation practices are the main drivers of SOC storage in small watersheds.

Keywords: Geographic Information Systems, Watershed management, QGIS Smart-Map, Soil and water conservation practices.

⁴ Sometido: Revista de la Facultad de Agronomía de la Universidad del Zulia
Estatus: Publicado

Resumen

Comprender los niveles del Carbono Orgánico del Suelo (COS) y descubrir las variables que controlan su distribución en una pequeña cuenca permitirá promover estrategias de mitigación contra el cambio climático orientadas a la conservación de suelo y agua. La selección de esta cuenca se basa en la implementación durante tres décadas de diversas prácticas de conservación de suelo y agua. Por ello, el objetivo de este estudio fue analizar el uso de la tierra, la cubierta vegetal, la pendiente y las prácticas de conservación del suelo y agua como factores que influyen en la variabilidad y la distribución espacial del carbono orgánico del suelo en una pequeña cuenca en la región de la Mixteca Alta del estado de Oaxaca, México. Se tomaron 77 muestras de suelo para determinar el almacenamiento de COS. Se realizó la interpolación de las observaciones de COS utilizando el complemento QGIS Smart-Map para obtener un modelo predictivo COS espacial. Se generaron mapas temáticos para cada factor. Se realizaron análisis estadísticos por área, correlación de Pearson, y análisis de componentes principales (PCA) para explicar la variabilidad espacial de COS. Los resultados en la variabilidad del COS con respecto a la cobertura vegetal y el uso de la tierra mostraron a las plantaciones de pino adulto con el mayor valor de COS con 36,8 t.ha⁻¹, seguido de la agricultura de temporal con 28,8 t.ha⁻¹. La práctica más eficaz para almacenar COS fue la terraza de piedra con 35,0 t.ha⁻¹. Los resultados indican que la cobertura vegetal y el uso de la tierra complementados con prácticas de conservación del suelo y agua son los principales impulsores del almacenamiento de COS en pequeñas cuencas hidrográficas.

Palabras clave: Sistemas de información geográfica, Manejo de cuencas, QGIS Smart-Map, Prácticas de conservación de suelo y agua.

Resumo

Compreender os stocks de Carbono Orgânico do Solo (COS) e elucidar as variáveis que influenciam a sua distribuição espacial dentro de uma pequena bacia hidrográfica são imperativos para o avanço de estratégias específicas de

mitigação das alterações climáticas, especificamente dirigidas à conservação do solo e da água. A seleção desta bacia hidrográfica baseia-se na implementação, ao longo de três décadas, de diversas práticas de conservação do solo e da água. Portanto, o objetivo deste estudo foi analisar o uso do solo, a cobertura vegetal, a declividade e as práticas de conservação do solo e da água (SCWP) como fatores que influenciam a variabilidade e a distribuição espacial do carbono orgânico do solo em uma pequena bacia na região de Mixteca Alta do estado de Oaxaca. México. Amostras de solo (77) foram coletadas para determinar o armazenamento de SOC. Essas amostras foram interpoladas usando o plugin QGIS Smart-Map para obter um modelo preditivo espacial de COS. Foram gerados mapas temáticos para cada fator. Estatísticas de área, correlação de Pearson e análise de componentes principais (ACP) foram realizadas para explicar a variabilidade do COS. Os resultados na variabilidade do SOC em relação à cobertura vegetal e uso do solo, mostraram as plantações de pinus adulto com o maior valor de SOC com 36,8 t.ha⁻¹, seguidas pela agricultura sazonal com 28,8 t.ha⁻¹. A prática de manejo mais eficaz para armazenamento de COS foi o terraço de pedra com 35,0 t.ha⁻¹. Nossos resultados indicam que a cobertura vegetal e o uso da terra complementados por práticas de conservação do solo e da água são os principais impulsionadores do armazenamento de SOC em pequenas bacias hidrográficas.

Palavras-chave: Sistemas de Informação Geográfica, Gestão de bacia hidrográfica, QGIS Smart-Map, práticas de conservação do solo e da água.

3.1 Introduction

Since 2011, concentration of carbon dioxide (CO₂) in the atmosphere have increased, reaching an annual average of 410 ppm (IPCC,2021). Soil has the largest reserves of terrestrial organic carbon; current estimates of the global stock of soil organic carbon range from 1,500 to 2,400 Pg C, according to Lal *et al.* (2021). Soil organic carbon (SOC) is the C that remains in the soil after partial decomposition of all added organic residues and is produced by living organisms (Lefèvre, 2017). SOC plays a critical role in climate change mitigation and food

security (Wang *et al.*, 2020), and its distribution is spatially and temporally variable (Wiesmeier *et al.*, 2019). The variability and spatial distribution of SOC is partly controlled by environmental conditions such as vegetation cover and land use (Borůvka *et al.*, 2022; Yescas *et al.*, 2018).

Determining the variables that control soil organic carbon distribution at the small watershed scale is important for planning and implementing appropriate soil and water conservation practices (SWCP). These practices are used to reduce soil erosion, but also to retain large amounts of organic carbon in the same sediments to reduce greenhouse gas emissions to the atmosphere (Mekonnen and Getahun, 2020). Considering the intense land degradation that affects almost half of Mexico's territory, the Mexican government has implemented various public policies with subsidies, under which landowners have implemented land conservation practices. However, these impacts have not been evaluated in terms of carbon storage (Cotler *et al.*, 2015). In this sense, this study aims to provide reliable quantitative data that will allow decision and policymakers to further promote SWCP in Mexico.

The objective of this study was to evaluate the effects of land use, vegetation cover, slope, and soil and water conservation practices on the variability and spatial distribution of soil organic carbon (SOC) in a small watershed in the Mixteca Alta region of Oaxaca State, Mexico.

3.2 Material and methods

Study area

The study area is a 44.6 ha small watershed, known as “El Arenal” located in the High Mixteca region in the municipality of San Miguel Tulancingo, state of Oaxaca, México, between coordinates 97°27' W, 17°45' N, at 2,200 m above sea level (Figure 4). The climate of the study area is temperate (Cw₀). The precipitation is 544.7 mm per year and the average temperature is 15.9 °C. The study area is characterized by steep slopes, low vegetation cover and erosion. In this small watershed, there are soil and water conservation practices such as land terraces,

stone terraces, stone dams, gabion dams, ditches, reforestation with pines and contour furrows. This study area was chosen because it is representative, since it has a variety of soil and water conservation practices implemented in the watershed during the last 30 years, which allows comparisons of soil organic carbon estimates.

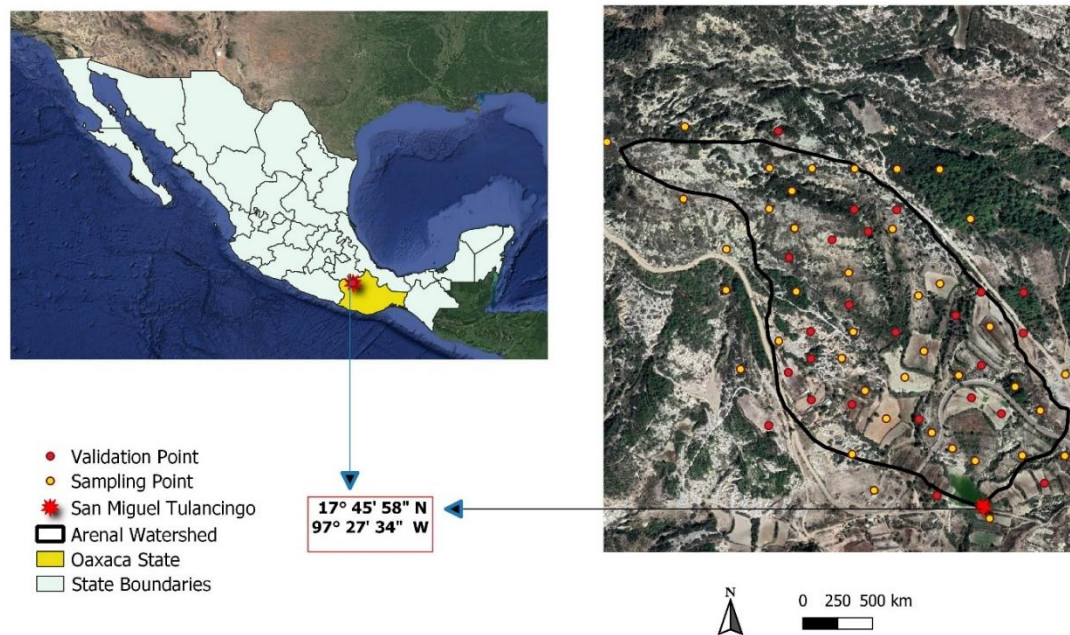


Figure 4. Location of study area. The study area is a small watershed with 44.6 ha, called “El Arenal”, located in the municipality of San Miguel Tulancingo, Oaxaca, México. The yellow and red dots correspond to the 77 COS samples collected in the field.

Preparation of the SOC map

The creation of the map SOC was divided into six steps: a) selection of sampling sites, b) soil sampling, c) determination of SOC, d) data statistics, e) interpolation map, and f) validation map, as indicated below:

- a) *Selection of sampling sites:* a manual digitization of a Sentinel-2 satellite image from 26/09/2018 was performed to distinguish land uses at 10 m spatial resolution. The digitized land use polygons were used to design a

stratified simple random sample (Gruijter *et al.*, 2006), taking into account that SOC varies spatially due to vegetation cover and land use.

- b) *Soil sampling*: a single soil sample of one kilogram from the superficial layer (0 to 30 cm) was collected from the selected site or its immediate vicinity (Borůvka *et al.*, 2022; Yescas *et al.*, 2018; Paz *et al.*, 2016). Land use and management, hydrologic condition, and soil-water conservation practices were recorded at each site. The total number of sampling sites was 77 (Figure 1).
- c) *Determination of SOC*: The soil samples collected were analysed in the laboratory to obtain organic carbon in g.kg^{-1} according to the method of Walkley & Black (1934), the bulk density in g.cm^3 was determined by the paraffin method and the percentage of rock fractionation that represents particles $> 2 \text{ mm}$ with respect to a known volume. Subsequently, the SOC expressed in t.ha^{-1} was determined according to the formula used by Nabiollahi *et al.* (2021) proposed by Penman *et al.* (2003):

$$\text{SOC} = \text{OC} \cdot \text{Bulk Density} \cdot \text{Depth} \cdot \text{Coarse Fragments} \cdot 10 \quad (1)$$

Where: SOC = the soil organic carbon stock for soil of interest in t.ha^{-1} ; OC = concentration of organic carbon in g/kg ; Bulk Density = the mass of soil sample per volume in the fine soil fraction in g.cm^{-3} ; Depth = sampling depth or thickness or soil layer in m; Coarse Fragments = $1 - (\% \text{ volume of coarse fragments} / 100)$; the final multiplier of 10 is introduced to convert units to t.ha^{-1} . These values measured in the laboratory will be called the observed SOC.

- d) *Data statistics*: The statistical values that characterize the sample were analysed and extracted by means of its measures of centrality, position and dispersion, with the statistical panel tool in QGIS. Also, distribution pattern analysis was performed to determine if the points have a clustering or

dispersion pattern, with the QGIS Nearest Neighbour Index (NNI) tool (Ose, 2018).

- e) *Interpolation map*: the sample was divided into 70% training data and 30% validation data using the random selection module in QGIS. The method used for interpolation was developed and proposed by Pereira *et al.* (2022) in the Smart-Map Plugin Tool, installed from the QGIS Plugin Repository. This tool uses Machine Learning (ML) algorithms. The area-weighted average of the predicted SOC will be called the estimated SOC.
- f) *Validation map*: The accuracy of the prediction was evaluated by comparing the estimated values $\hat{Z}_{x_1}$ with the actual observations at validation points $Z(x_i)$ according to Boubehziz *et al.* (2020).

Factors related to SOC

Land Use: For the classification of satellite imagery, a free and open-source plugin for QGIS was used, developed by Luca Congedo and known as Semi-Automatic Classification Plugin (SCP). Sentinel-2 satellite imagery data with a spatial resolution of 10 m, taken September 26, 2018 was used to create the land use map.

Vegetation cover: Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI) was used for determining the percentage of vegetation cover using the method proposed by Bingfang & Qiangzi (2004) which assumes that each pixel receives two signals, one coming from soil and the other from vegetation. The formula for calculating vegetation cover is as follows:

$$\%CV = \frac{SAVI - SAVI_{bs}}{SAVI_{veg} - SAVI_{bs}} * 100 \quad (2)$$

Where: % CV is the percentage of vegetation cover; SAVI is the Soil Adjusted Vegetation Index observed in the pixel; $SAVI_{bs}$ is the Soil Adjusted Vegetation Index of a pixel with bare soil and $SAVI_{veg}$ corresponds of a pixel completely covered with vegetation.

Slope: The slope of the terrain in percentage, was calculated with the Slope tool using QGIS and a digital elevation model (DEM) with a spatial resolution of 15 m (INEGI, 2020); the output slope dataset was classified according to Jahn *et al.* (2006) into the following categories: flat (0-1%), very gently sloping (1-2%), gently sloping (2-5%), sloping (5-10%), strongly sloping (10-15%), moderately steep (15-30%), steep (30-60%), and very steep (> 60%). Next, we used the Profile tool, a QGIS add-on that allows us to draw lines on the elevation base map and create elevation profiles.

Soil and water conservation practices (SWCP): SWCP were recorded for the 77 sampling sites in the field. Sixty-nine sampling points were within the small watershed; 33 of them had SWCP, while 36 had no practice (the remaining 8 points are outside the small micro watershed and their value was that they were used to correctly interpolate the SOC map outside the boundaries). Each site was characterized with its respective SWCP. Land management practices (recorded at the point level) were spatialized by Thiessen polygons. These polygons were used to assign 0 to locations without land conservation practices and 1 to locations with land conservation practices. Pearson's correlation coefficient was estimated to examine the relationship between soil conservation practices and SOC.

Principal Component Analysis (PCA): A principal component analysis (PCA) was performed to reveal the grouping of environmental variables that explain variability in the small watershed. The ACP was conducted in ArcMap 10.8, with the variables in raster format: SOC land use, vegetation cover, soil conservation practices, and slope. According to Figueroa *et al.* (2018), the principal components with the highest eigenvalues explain the largest percentage of variability.

3.3 Results and discussion

Descriptive statistics of observed SOC

The results of descriptive statistics of the observed soil organic carbon (t.ha^{-1}) at 0–30 cm depth indicates a minimum value: 1.58, maximum value: 84.72, range: 83.14, mean value: 25.74, standard deviation: 18.70 and variation coefficient: 73, these results show the SOC magnitudes as highly variable and heterogeneous. On the other hand, the results of the analysis of the distribution pattern estimated with the QGIS nearest neighbour analysis tool exposes an average observed distance of 76.85, an average expected distance of 59.99 and a NNI of 1.28. These results exhibit two facts, 1) the average observed distance is greater than expected and 2) a clustered pattern ($\text{NNI} > 1$). This variability is explained because samples were obtained at an average distance of 90 m, which can vary with respect to the position of the slope, land use, vegetation cover, and management. Yescas *et al.* (2018) observed that the behaviour of the variability in the SOC is mainly due to land use.

Spatial estimation of SOC

The map of SOC in t.ha^{-1} resulted from interpolation with the machine learning algorithm implemented in the Smart Map plugin is depicted in Figure 5. The cross-validation show a mean prediction error (ME) of 0.98 t.ha^{-1} , a root-mean-square prediction error (RMSE) of 3.770 t.ha^{-1} and a high value of R^2 (0.96). This R^2 indicated a strong correlation between predictors and observed SOC. The RMSE was lower than the one obtained by Yescas *et al.* (2018) of 4.69 t.ha^{-1} with ordinary kriging (KO) model. This implies a better fit of the model ML with respect to the KO. The total content of SOC predicted in the small watershed was obtained by (previously rescaling to the spatial resolution of the raster dataset) summing up all corresponding pixels of the study area totalling $101,826 \text{ t.ha}^{-1}$ in 44.2 ha, while the average SOC was 23.77 t.ha^{-1} . Paz *et al.* (2016) associated this value to areas without apparent vegetation and xeric scrub. In this case, our study area has all forms of water erosion in addition to low vegetation cover.

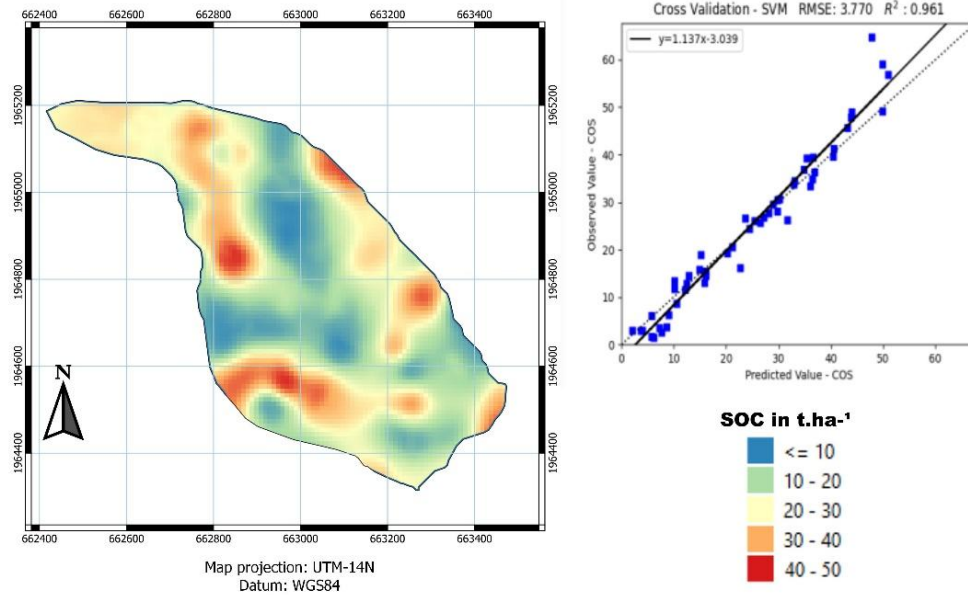


Figure 5. Map SOC Prediction (t.ha⁻¹) and cross-validation results.

On the map, the areas marked with blue are those with the lowest COS content and the red are the areas with the highest storage. The cross-validation resulted in a strong correlation between predictors and observed SOC with a R^2 (0.96).

Factors that influence SOC storage in the small watershed

Vegetation and land use

Variability of SOC at each site was partially controlled by land use and vegetation (Table 5). The largest carbon stocks were associated with areas of adult pine plantations; however, they represented only 1.32 ha of the study area. Despite, this value represents a small area within the small watershed, this result is still outstanding. This is because if we would want to increase the carbon storage in soil, an effective way to do this, is by planting trees. Second, rain fed agriculture showed the highest SOC value in the study area (estimated: 25.6 t.ha⁻¹, observed: 28.8 t.ha⁻¹), distributed over 15.6 ha, which emphasizes the importance of rainfed agriculture for soil carbon storage. Third, thorny scrub showed similar results to rainfed agriculture (estimated: 24.4 t.ha⁻¹, observed: 25.9 t.ha⁻¹). The spatial

variability of vegetation and land use along the small watershed is shown in Figure

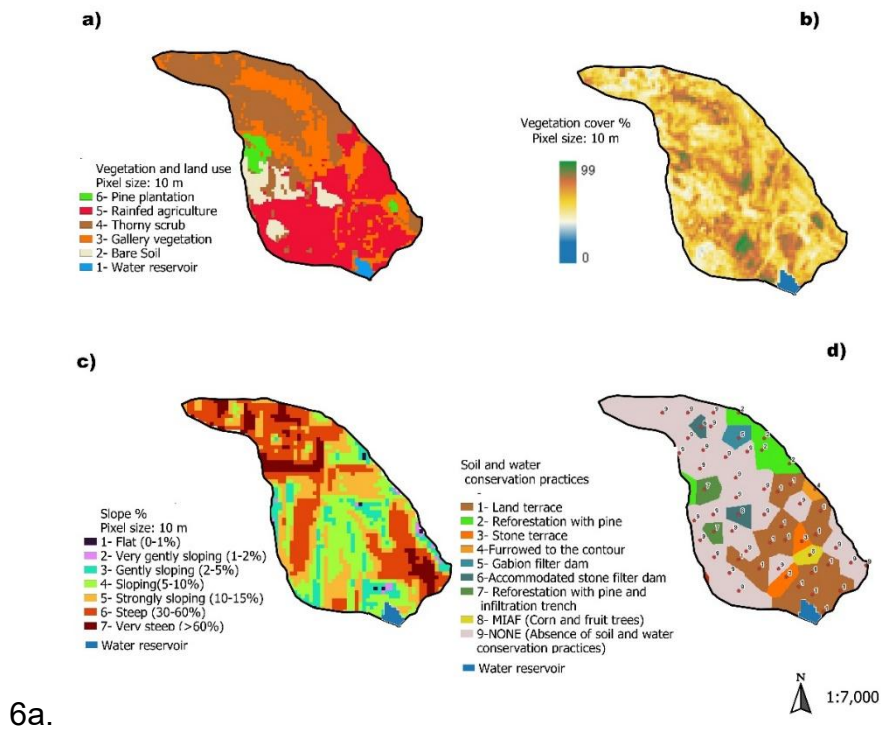


Figure 6. Environmental variables cross-correlated to soil organic carbon. a) Vegetation and land use, b) Vegetation cover (%), c) Slope (%), and d) Soil and water conservation practices.

Table 5. SOC variability by land use

Land use	Area (ha)	SOC observed value (t.ha ⁻¹)	SOC estimated value	Total content of SOC in the watershed (t)	Reference value Paz <i>et al.</i> (2016) (t.ha ⁻¹)
Adult pine Plantation	1.2	36.8	29.6	3,544.6	65.8
Rainfed agriculture	15.6	28.8	25.6	39,654.1	46
Thorn scrub	14.4	25.9	24.4	35,186.1	28
Gallery vegetation	10	17.6	20.1	20,100.6	32.9
Bare soil	3	6.4	10.8	3,340.5	19
Water	0.4	0	0	0	0

Vegetation cover

74 % of the study area is dominated by sites with vegetation cover less than 50 %, and areas with vegetation cover greater than 75 % account for only 3.7 %. According to our results, the greater the vegetation cover, the greater the storage of SOC. The areas with cover > 75% have an estimated average of 30 t.ha⁻¹ as adult pine plantation, those with values of vegetation cover less than 50% have an estimated average of 21.1 t.ha⁻¹, which explains the average data for the small watershed. These results are consistent with those of Nabiollahi *et al.* (2021), which indicate that the loss of natural vegetation cover leads to a reduction of SOC. Therefore, to increase soil carbon reserves, it is necessary to increase vegetation cover. The spatial distribution of vegetation cover along the small watershed is shown in Figure 6b.

Slope and profile analyses on the small watershed

There are significant differences between SOC and the different slope percentages. The average results for each slope category are as follows: flat (13.4 t.ha⁻¹), very gently sloping (21.4 t.ha⁻¹), gently sloping (25.8 t.ha⁻¹), sloping (24.1 t.ha⁻¹), strongly sloping (20.2 t.ha⁻¹), moderately steep (21.5 t.ha⁻¹), steep (28.5 t.ha⁻¹). Our results showed no significant relationship between slope and soil

organic carbon content in accordance with Gadisa & Hailu (2020) and Bai & Zhou (2019). This can be explained by the result obtained from cross-sectional profile conducted in the lower part of the small watershed (Figure 7). Here it can be seen that regardless of the slope category, the SOC value is varying according to land use. In this sense, the profile shows an agricultural use with values up to 49 t. SOC.ha⁻¹ with a slope of 10-15%, which contrasts in this profile with 9 t. SOC.ha⁻¹ of the bare soil in the same slope category.

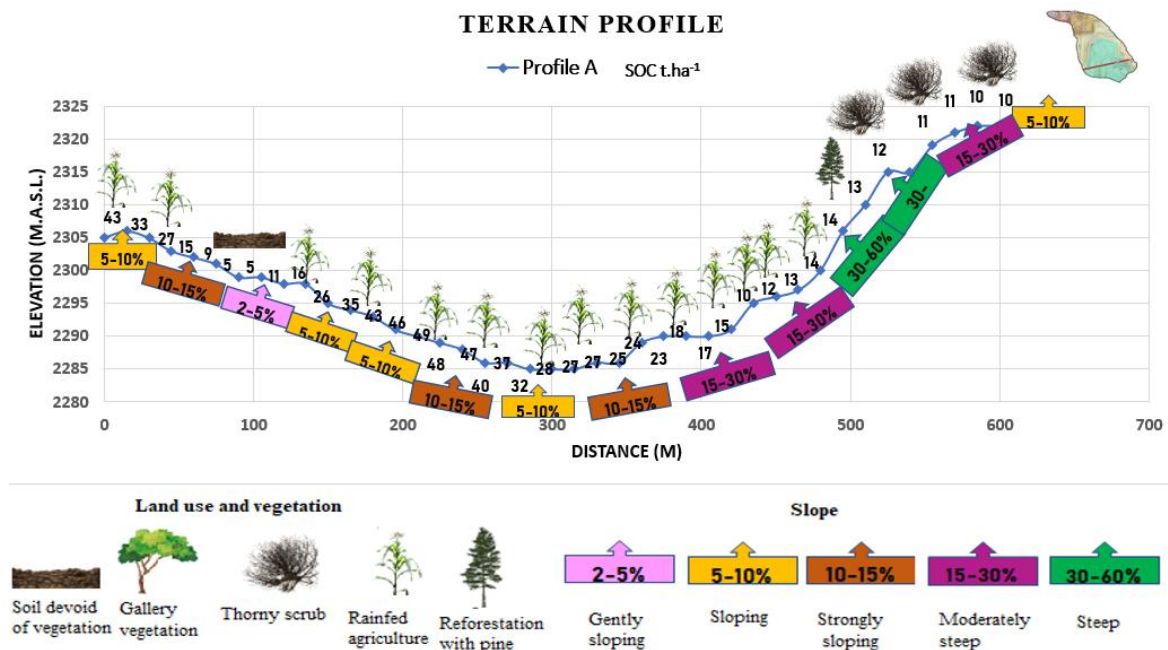


Figure 7. Profile analyses the lower part in small watershed, regarding elevation, slope, land use and SOC storage.

The variation in soil organic carbon (SOC) is not determined by the slope but rather by vegetation and land use.

Soil and water conservation practices (SWCP)

Table 6 shows that stone terrace was the soil management practice that stored the most carbon in the surface layer (first 30 cm), with 35 t.ha⁻¹. Second, a forestation with adult pines combined with an infiltration trench with 32.1 t.ha⁻¹. The management practice equivalent to bare soil was the combination of fruit

trees interspersed with corn, commonly known in Mexico as MIAF (corn and fruit trees grown simultaneously); these trees are still in their early stages of growth and are planted with a spacing of 8 meters between rows. The soil management method that stored the least SOC in the topsoil layer was the gabion filter dam with 5.1 t.ha^{-1} . This value was unexpected because Mekonnen & Getahun (2020) found that gabion dam trapped 106.29 t.ha^{-1} in 5104 m^3 sediment. However, this can be explained because water that flows into the gabion dam probably washes soil, leaches the SOC or transports it out the reservoir. Therefore, it is suggested to analyse the sediment trapped in these sediment storage dams at different depths.

Table 7 shows the observed SOC values at the sampled sites in relation to soil depth and SWCP. Severely degraded areas and with no soil are associated with lower SOC storage and lack of soil management practices. Sites deeper than 30 cm, on the other hand, were associated with the presence of SWCP. The difference between the observed and estimated values is due to the fact that the area calculated comes from the geometry of the Thiessen polygons, which in turn correspond to the spatial distribution of the sample points.

Table 6. SOC variability respect to soil and water conservation practices

Thematic Class	Soil and water conservation practices	SOC Estimated Value (t.ha^{-1})	SOC Observed Value (t.ha^{-1})
1	Land terrace	25.3	27.3
2	Adult pine plantation	26.6	29.0
3	Stone terrace	29.6	35.0
4	Furrowed to the contour	26.7	21.4
5	Gabion filter dam	8.6	5.1
6	Accommodated stone filter dam	20.1	17.5
7	Reforestation with pine and infiltration trench	25.0	32.1
8	MIAF (Corn and young fruit trees)	14.8	8.4

9	None (Absence of soil and water conservation practices)	22.3	21.2
---	---	------	------

Table 7. SOC variability with respect to the depth of the sampled soil.

Soil Depth (cm)	SOC Observed Value (t.ha ⁻¹)	Soil and water conservation practices
3	1.6	None
5	2.3	None
15	10.3	None
20	15.9	None – Pine Plantation
25	32.6	None – Pine Plantation
30	27.0	Land terrace, Reforestation with pine, Stone terrace, Furrowed to the contour, Gabion filter dam, Accommodated stone filter dam, Reforestation with pine and infiltration trench, MIAF

Principal Component Analysis

The principal components (PCs) captured the variability of the original variables in the following proportions: PC₁ (49.34%), PC₂ (40.65%), PC₃ (9.88%), PC₄ (0.09%) and PC₅ (0.02%). The accumulative value for the first three components was 99.8%. When analysed the weights of the principal components in the matrix of eigenvalues and eigenvectors, PC₁ revealed that the COS variable (0.50) and the vegetation cover variable (0.86) were directly and proportionally related to the component, as they had a positive sign in the loading. PC₂ disclosed that the COS variable (-0.86) and the vegetation cover variable (0.50) were representative but with inverted signs in this relationship. Meanwhile, in PC₃, it was shown that only the Slope variable (0.99) was representative in a directly and proportionally related manner to that component. Furthermore, the Pearson's correlation

coefficient obtained to examine the relationship between the four explaining variables (*i.e.*, land use, vegetation cover, conservation practices and slope) and SOC was 0.16, 0.08, 0.06 and 0.04, respectively. These values align with the findings of Yescas *et al.* (2018), Bai & Y. Zhou (2019), and Gadisa & Hailu (2020), supporting the notion that land use and vegetation cover primarily influence SOC variability, while slope carries a lower weight.

3.4 Conclusion

The analysis of observed and estimated values of SOC in a small watershed revealed significant variability and heterogeneity. The SOC distribution pattern was successfully modeled with spatial interpolation and subsequently related to four explaining variables including land use, vegetation cover, conservation practices and slope. Soil and water conservation practices played a vital role, enhancing SOC stock by preventing soil erosion. To safeguard SOC reserves, it is critical to enhance vegetative cover and supplement land use with SWCP. Through these measures, not only can erosion be effectively managed, but they also play a pivotal role in curbing CO₂ emissions, thereby mitigating the impact of global warming.

3.5 Literature cited

Bai, Y., & Zhou, Y. (2020). The main factors controlling spatial variability of soil organic carbon in a small karst watershed, Guizhou Province, China. *Geoderma*, 357, 113938–113938. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2019.113938>

Bingfang, W., & Qiangzi, L. (2004). Crop area estimation using remote sensing on two-stage stratified sampling. *International Society for Photogrammetry and Remote Sensing (ISPRS)*, 20, 12-23. <https://bit.ly/3SVuXYb>

Borůvka, L., Vašát, R., Šrámek, V., Hellebrandová, K. N., Fadrhonsová, V., Sáníka, M., Pavlů, L., Sáníka, O., Vacek, O., Němeček, K., Nozari, S., & Sarkodie, V. Y. O. (2022). Predictors for digital mapping of forest soil organic carbon stocks in

different types of landscape. *Soil and Water Research*, 17(2), 69–79.
<https://doi.org/10.17221/4/2022-SWR>

Boubehziz, S., Khanchoul, K., Benslama, M., Benslama, A., Marchetti, A., Francaviglia, R., & Piccini, C. (2020). Predictive mapping of soil organic carbon in Northeast Algeria. *Catena*, 190. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2020.104539>

Cotler, H., Cram, S., Martínez Trinidad, S., & Bunge, V. (2015). Conservation practices assessment in forest soils of Mexico: The case of the ditches. *Investigaciones geográficas*, (88), 6-18. <https://doi.org/10.14350/rig.47378>

De Gruijter, J., Brus, D. J., Bierkens, M. F., & Kotters, M. (2006). Sampling for Natural Resource Monitoring. *Sampling for Natural Resource Monitoring*. <https://doi.org/10.1007/3-540-33161-1>

Figueroa Jáuregui, M. D. L., Martínez Menez, M. R., Ortiz Solorio, C. A., & Fernández Reynoso, D. (2018): Influence of forming factors on soil properties in the Mixteca, Oaxaca, Mexico. *Terra Latinoamericana*, 36(3): 287–299. <https://doi.org/10.28940/terra.v36i3.259>

Gadisa, S., & Hailu, L. (2020). Effect of Level Soil Bund and Fayna Juu on soil physico-chemical properties, and farmers adoption towards the practice at Dale Wabera district, western Ethiopia. *American Journal of Environmental Protection*, 9(5): 107–20. <https://doi.org/10.11648/j.ajep.20200905.12>

Jahn, R., Blume, H. P., Asio, V. B., Spaargaren, O., Schad, P. (2006). *Guidelines for soil description*. FAO: 9–12. Recovered from: <https://www.fao.org/3/a0541e/a0541e.pdf>

INEGI, National Institute of Statistics and Geography. (2017a). Continuum of Mexican Elevations 3.0 (CEM 3.0). Recovered from: <https://www.inegi.org.mx/app/geo2/elevacionesmex/>

IPCC, 2021: Summary for Policymakers. In: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press,

Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 3–32. Recovered from: <https://bit.ly/47BPyPe>

Lal, R., Monger, C., Nave, L., & Smith, P. (2021). The role of soil in regulation of climate. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 376(1834), 20210084. <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0084>

Lefèvre, C., Rekik, F., Alcantara, V., & Wiese, L. (2017). Soil organic carbon: the hidden potential. *Food and Agriculture Organization of the United Nations*. Rome, Italy. FAO: 1–7. Recovered from: <https://www.fao.org/3/i6937e/i6937e.pdf>

Leroux, L., Congedo, L., Bellón, B., Gaetano, R., & Bégué, A. (2018): Land Cover Mapping Using Sentinel-2 Images and the Semi-Automatic Classification Plugin: A Northern Burkina Faso Case Study. *QGIS and Applications in Agriculture and Forest*, 2: 119–151. <https://doi.org/10.1002/9781119457107.ch4>

Mekonnen, M., & Getahun, M. (2020): Soil conservation practices contribution in trapping sediment and soil organic carbon, Minizir watershed, northwest highlands of Ethiopia. *Journal of Soils and Sediments*, 20(5): 2484–2494. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02611-5>

Nabiollahi, K., Shahlaee, S., Zahedi, S., Taghizadeh-Mehrjardi, R., Kerry, R., & Scholten, T. (2021): Land Use and Soil Organic Carbon Stocks—Change Detection over Time Using Digital Soil Assessment: A Case Study from Kamyaran Region, Iran (1988–2018). *Agronomy* 2021, Vol. 11: 597–597. <https://doi.org/10.3390/AGRONOMY11030597>

Ose, K. (2018). Introduction to GDAL Tools in QGIS. *QGIS and generic tools*, Vol. 1: 19–65. <https://doi.org/10.1002/9781119457091.ch2>

Paz Pellat, F., Argumedo Espinoza, J., Cruz Gaistardo, C. O., Etchevers, J. D., & de Jong, B. (2016): Spatial and temporal distribution of soil organic carbon in terrestrial ecosystems in Mexico. *Terra Latinoamericana*, 34(3): 289–310. <https://www.scielo.org.mx/pdf/tl/v34n3/2395-8030-tl-34-03-00289.pdf>

Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, k., and Wagner, F. (2003). Good practice guidance

for land use, land-use change and forestry. Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC, Japan: 3.42–3.43. <https://bit.ly/49TLAcL>

Pereira, G. W., Valente, D. S. M., Queiroz, D. M. de, Coelho, A. L. de F., Costa, M. M., & Grift, T. (2022): Smart-Map: An Open-Source QGIS Plugin for Digital Mapping Using Machine Learning Techniques and Ordinary Kriging. *Agronomy* 2022, Vol. 12: 1350–1350. <https://doi.org/10.3390/AGRONOMY12061350>

Walkley, A. & Black, C.A., 1934, An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of chromic acid titration method: *Soil Science*, 37, 29–38. <https://bit.ly/3sNZEUJ>

Wang, L., Li, Z., Wang, D., Liao, S., Nie, X., & Liu, Y. (2022): Factors controlling soil organic carbon with depth at the basin scale. *CATENA*, 217: 106478–106478. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106478>

Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobbey, E., Lang, B., von Lützow, M., Marin-Spiotta, E., Kögel-Knabner, I. (2019). Soil organic carbon storage as a key function of soils-A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma*, 333: 149-162. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026>

Yescas-Coronado, P., Álvarez-Reyna, V. de P., Segura-Castruita, M. Á., García-Carrillo, M., Hernández-Hernández, V., & González-Cervantes, G. (2018): Spatial variability of organic and inorganic carbon in the soil in the Comarca Lagunera, Mexico. *Bulletin of the Mexican Geological Society*, 70(3): 591–610. <https://doi.org/10.18268/BSGM2018V70N3A2>

**CAPÍTULO 4. EVALUACIÓN DE LA INTERACCIÓN ENTRE LA
EROSION HÍDRICA Y EL ALMACENAMIENTO DE COS EN
UNA MICROCUENCA MEXICANA**

Type of the Paper (Original Research Paper)

ASSESSING THE INTERACTION BETWEEN WATER EROSION AND SOC STORAGE IN A SMALL MEXICAN WATERSHED⁵

Evaluación de la interacción entre la erosión hídrica y el almacenamiento de COS en una microcuenca mexicana

Olimpya T. Aguirre-Salado ¹, *Joel Pérez-Nieto², Carlos A. Aguirre-Salado³, Alejandro I. Monterroso-Rivas⁴

¹MSc in Hydrosience, Colegio de Postgraduados, Mexico. Affiliation: PhD student, Universidad Autónoma Chapingo, Mexico. ORCID: 0000-0003-2346-2251

Email: oaguirres@chapingo.mx

²PhD in Soil Science, Colegio de Postgraduados, México. Affiliation: Professor (Full), Universidad Autónoma

³Chapingo, Mexico. ORCID: 0000-0002-8821-1819 Email: jperezn@chapingo.mx

PhD in Natural Resource Management, Universidad Autónoma de Nuevo León, México. Affiliation: Professor (Full), Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Mexico. ORCID: 0000-0003-3422-7193 Email: carlos.aguirre@uaslp.mx

⁴PhD in Geography, Universidad Nacional Autónoma de México, México. Affiliation: Professor (Full), Universidad Autónoma Chapingo, México. ORCID: 0000-0003-4348-8918 Email: aimrivas@correo.chapingo.mx

Abstract

Water erosion is a significant issue in Mexico, impacting a substantial portion of the country. The purpose of this study is to establish a connection between soil erosion and soil organic carbon (SOC) reserves. This study was conducted within a small watershed in the Mixteca Alta region of Oaxaca to examine the correlation between erosion intensity determined by Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) model and SOC storage, using spatial models. The results indicate that erosion values fluctuated between 0.19 and 266.99 Mg ha⁻¹ year⁻¹ in the small watershed, resulting in 305 693 t of erosion. There were clear differences in erosion patterns according to land use categories. The average SOC values in Mg ha⁻¹ observed were categorized as follows: null (31.79), light (22.36), moderate (16.19) and high (5.22). According to Kendall's Tau coefficient, erosion and COS had a negative correlation of -0.39. It is possible to attribute this inverse relationship to several factors, such as erosion processes influencing SOC transport and exposure, replacing carbon with vegetation and the reduced decomposition in depositional areas. Therefore, conservation practices, particularly terracing, have the potential to improve carbon storage.

Keywords: RUSLE, Kendall's Tau coefficient, conservation practices, terracing, soil carbon stock.

⁵ Sometido: Ingeniería e Investigación
Estatus: Publicado

Resumen

La erosión hídrica afecta gran parte de la República Mexicana. Esta investigación se centra en investigar la posible conexión entre la erosión del suelo y las reservas de carbono orgánico del suelo (COS). El estudio fue realizado dentro de una pequeña cuenca hidrográfica en la región Mixteca Alta de Oaxaca para evaluar la correlación entre la intensidad de la erosión determinada mediante la Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) y el almacenamiento del COS, usando modelación espacial. Los resultados revelan valores de erosión entre 0.19 y 266.99 Mg ha⁻¹ año⁻¹, con una erosión total de 305 693 t en la microcuenca. Los patrones de erosión estuvieron estrechamente vinculados a las categorías de uso del suelo. Los valores promedio de COS en Mg ha⁻¹ observados se asociaron a la erosión reclasificada en: nula (31.79), ligera (22.36), moderada (16.19) y alta (5.22). El coeficiente Tau de Kendall mostró una correlación negativa de -0.39 entre la erosión y el COS. Esta relación inversa puede ser atribuida a la influencia de los procesos de erosión en el transporte y la exposición del COS, el posterior reemplazo de carbono de la vegetación, y la reducción de la descomposición en las áreas de depósito. Las prácticas de conservación, en particular las terrazas, mostraron potencial para mejorar el almacenamiento de carbono.

Palabras clave: RUSLE, coeficiente Tau de Kendall, prácticas de conservación, terrazas, almacenamiento de carbono en suelo

4.1 Introduction

Soil erosion involves soil displacement due to factors such as rain, runoff, wind, and gravity, leading to its deposition in depressions or water bodies [1]. This escalating issue threatens the soil quality and environmental functions. Erosion contributes to organic matter (SOM) loss through quicker decomposition and OM export from the eroded sites [2]. Water erosion follows a four-stage process: initiation, splashing, transportation, and redistribution, and eventual deposition in depressions or water bodies [3]. This form of erosion is extremely damaging and

leads to significant land degradation and the transport of nutrients, soil organisms, and organic carbon, thereby altering ecosystems.

Soil organic carbon (SOC) is the carbon that remains in the soil after partial decomposition of organic matter [4]. Global SOC estimates range from 1 500 to 2400 Pg C, making the soil the second-largest carbon reservoir [1]. SOC's relevance lies in climate change mitigation through photosynthesis, which uptakes atmospheric carbon into soil for long-term storage [5]. However, whether soil acts as a carbon sink or source depends on the SOC formation and decomposition rates.

Highlighted that approximately 50% of SOC is concentrated within the upper 20 – 30 cm of soil depth [6]. This implies that the first meter of soil holds two to three times more carbon than the atmosphere and the entire vegetation combined [5]. Considering that water erosion displaces the topsoil, which is where the majority of SOC is typically found, it becomes evident that this phenomenon has the potential to significantly impact SOC stocks. [7] explained that erosion processes modify SOC inventories by transporting sediment enriched with SOC away from a given landscape unit. Consequently, these processes not only result in the oxidation of SOC stocks and the release of carbon dioxide (CO₂) into the atmosphere but also lead to SOC loss via surface runoff. Hence, erosion essentially redistributes SOC throughout the landscape.

Cui [8] have identified that erosion increases the risk of SOC loss. Although some studies have highlighted the impact of erosion on SOC loss, it is important to note that extensive research or case studies that directly correlate soil loss and SOC reserves at the landscape or watershed level in Mexico remain scarce. Consequently, focused case studies could significantly enhance our understanding of the intricate relationship between water erosion and SOC storage dynamics.

The use of Geographic Information Systems (GIS) is essential for predicting soil erosion in landscape and watershed studies. A variety of methodologies and

software have been used in these investigations; however, the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) model remains the predominant choice for landscape-level erosion modeling [9].

In Mexico, water erosion has affected 52.86% of the nation's land area [10]. This raises a fundamental question: is there a connection between water erosion and reduced SOC per unit area? Therefore, the purpose of this study was to investigate the relationship between these factors. This was carried out by using the RUSLE predictive model for estimating erosion values. Next, we examined the spatial relationship between erosion and SOC storage in a small watershed located in the state of Oaxaca, Mexico. This information will be used in assisting decision makers regarding the management of resources to preserve the carbon content of soil. Our hypothesis is that water erosion significantly reduces the amount of soil organic carbon stored within the watershed per unit area.

4.2 Materials and Methods

Study area

The study area called "El Arenal" small watershed of 44.6 hectares resides within the Mixteca Alta region of San Miguel Tulancingo, Oaxaca (Figure 8), at 2 200 m of altitude. The study area was selected due to its distinctive landscape and apparent erosion indicators such as gullies and gutters combined with soil and water conservation practices. According to the INEGI soil map (1:250 000 scale) [11], most of the microwatershed is classified as Vertisol. However, field data reveal greater edaphic heterogeneity, with the presence of sandy, sandy loam, and clay loam textures recorded at various locations. These textures suggest the coexistence of other soil types, such as Litosols and Castañozems.

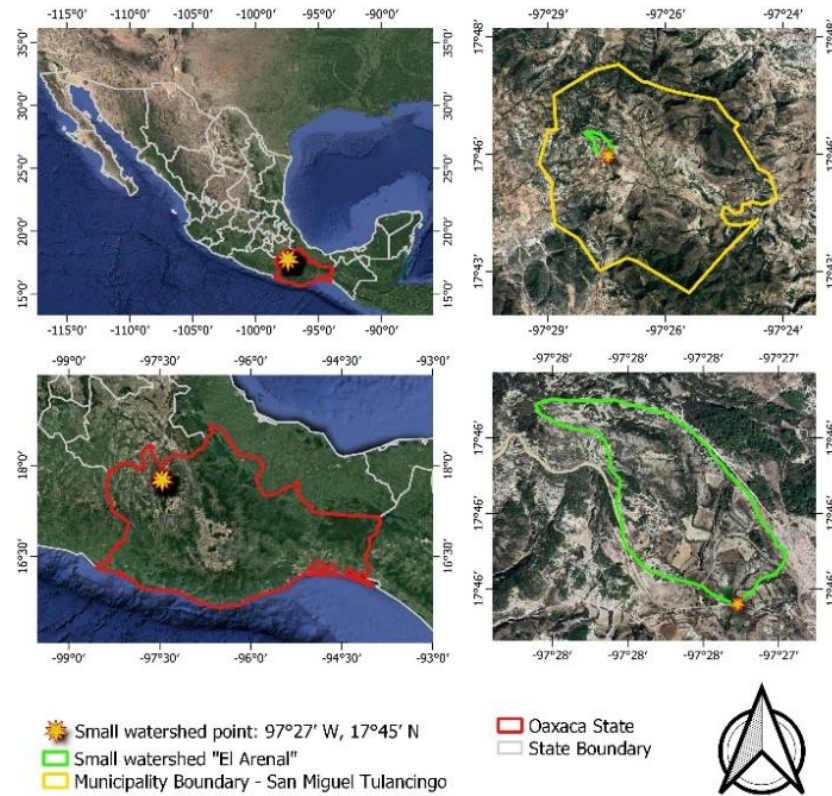


Figure 8. Study Area Location. *Source: The authors.*

Data

Soil Organic Carbon (SOC) data

The SOC map used in this study was obtained from a previously validated spatial model developed by Aguirre-Salado [12], using the Smart Map plugin in QGIS, which applies machine learning-based interpolation techniques. In that study, a total of 77 geopositioned soil samples were collected from the El Arenal watershed at 0–30 cm depth. Sampling locations were selected based on accessibility, land use diversity, and topographic variation to ensure representation of the environmental heterogeneity within the watershed. The model reported a mean prediction error (ME) of 0.98 Mg SOC ha⁻¹, a root mean square prediction error (RMSE) of 3.77 Mg SOC ha⁻¹, and a coefficient of determination (R²) of 0.96, indicating strong predictive accuracy. This SOC map

was incorporated as an input dataset in the present study for analyzing the spatial relationship between erosion and SOC.

Climate data

Rainfall data for the past 30 years from 11 climate stations within the proximity of the watershed were accessed through the National Meteorological Service's CLICOM database [13].

Soil data

Across the study area, 11 geopositioned soil samples were collected to represent different land use and vegetation conditions. These samples were analyzed to determine particle size distribution—sand (%), silt (%), and clay (%)—using the Bouyoucos hydrometer method. In addition, soil organic carbon (g kg^{-1}) was measured following the Walkley & Black procedure [14].

The Digital Elevation Model (DEM)

Slope calculations (%) utilized QGIS's slope tool with a 5 m spatial resolution DEM [15].

Satellite imagery

Sentinel-2 satellite imagery with a spatial resolution of 10 m, acquired on September 26, 2018, from the USGS EarthExplorer platform (<https://earthexplorer.usgs.gov/>), was used for the analysis. Atmospheric correction was performed using Luca Congedo's open-source Semi-Automatic Classification Plugin (SCP) within QGIS. Subsequently, Bands 4 (Red) and 8 (Near-Infrared) were clipped to the extent of the study area.

Methodology

This study was conducted in three phases. In the first phase, an SOC map was generated [12] (Figure 2). The second phase was centered on employing the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) to model erosion estimation. The

third phase consisted of establishing the correlations between erosion (X) and SOC (Y).

Spatial modelling of water erosion

Erosion was estimated using the RUSLE. This erosion model is tailored to predict the average annual soil loss, due to slope runoff, over the long term. The model is illustrated in Equation 1 ([16]-[17]):

Equation 1:

$$A = R * K * L * S * C * P$$

Where:

A represents the average soil loss rate ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$). R denotes the precipitation erosivity factor ($\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$). K represents the soil erodibility factor ($\text{t} \cdot \text{h} \cdot \text{MJ}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$). LS combines the factors of slope length and steepness (dimensionless). C denotes the factor for land use and land cover (dimensionless). P corresponds to the management practices factor aimed at preserving soil (dimensionless).

Rainfall Erosivity Factor (R)

Rainfall erosivity measures the kinetic energy of raindrops, which causes soil particle displacement [18]. Data show that soil losses from cultivated fields are proportional to storm energy (E) divided by 30-minute maximum intensity (I30), when other factors are constant [17]. The R factor, was determined using Equation (2) [19], as used by [9].

Equation 2:

$$R = 0.0483 * P^{1.610}$$

Where P is the annual precipitation (mm). To find the R factor, annual precipitation was interpolated in QGIS with the Multilevel B-spline algorithm [20], creating a

representative rainfall map. Subsequently, the R factor map was computed using the raster calculator.

Soil Erodibility Factor (K)

The K factor signifies the soil's susceptibility to water-induced erosion.

The K factor was computed using Equation (3) [16]-[19] as used by Tiruwa [9].

Equation 3:

$$K=27.66*m^{1.14} * 10^{-8} * (12-a) + 0.0043 * (b-2) + 0.0033 * (c-3)$$

Where K is the soil erodibility factor ($t\ ha\ h\ ha^{-1}\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$); $m = (Silt\ \% + Sand\ \%) \times (100 - clay\ \%)$; a refers to % organic matter; b is structure code: (1) very structured, (2) fairly structured, (3) slightly structured, and (4) solid; c is the profile permeability code: (1) rapid, (2) moderate to rapid, (3) moderate, (4) moderate to slow, (5) slow, and (6) very slow.

For soil data collection and K Factor calculation, 11 strategically positioned points were initially selected in the study area for soil sampling. These samples were analyzed following Walkley & Black's [14] method to assess organic matter and Bouyoucus method to determine texture (% sand, silt, and clay).

K factor computation and interpolation was executed in QGIS using the IDW method [21], which exhibits a focal trend, accentuating intense local maxima that coincide with the sampling points.

Slope Length and Steepness Factor (LS)

Steepness and slope length are topographic elements that are pivotal in influencing soil erosion dynamics. The LS factor is a composite parameter that encompasses the combined effects of slope length (L) and gradient (S) [18]. The LS factor was computed employing a modified equation (4) adapted from [16] utilized by [9].

Equation 4:

$$LS = (\text{flow acc} * \text{cellsize} / 22.13)^{0.4} * [(\sin(\text{slope} * 3.14 / 180)) / 0.0896]^{1.3}$$

Flow accumulation was first acquired using QGIS's r.fill tool from the GRASS module, eliminating depressions in DEM. Subsequently, the r.watershed function was employed to generate the accumulation raster. Calculating the watershed's slope necessitated a slope tool, utilizing a clipped watershed DEM as input in QGIS. Utilizing the raster calculator, LS was then computed using the layers "flow acc" and "slope." This comprehensive approach in LS factor computation provides a more nuanced understanding of the topographical influences on erosion within the study area.

Crop Management Factor (C)

The C factor is a measure of the percentage of soil loss potential based on the protection afforded by different land-cover types. Higher C factor values indicate a lack of vegetation cover, thereby increasing the risk of significant soil loss. Vegetation cover is a key factor in erosion control as it intercepts precipitation, enhances infiltration, and mitigates the erosive impact of rainfall [18]. To quantify the C factor, equation (5), introduced by De Jong [22] and employed by Tiruwa [9], was used:

$$\text{Equation 5: } C = 0.431 - 0.805 * \text{NDVI}$$

The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) is fundamental in this calculation. This index was defined by Tucker [23] and utilized in this study through equation (6):

$$\text{Equation 6: } \text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{R}) / (\text{NIR} + \text{R})$$

Here, NIR (near infrared reflectance) stands for reflectance in the near-infrared band (%), while R is the reflectance in the red band (%). Sentinel-2 imagery B8 corresponds to the NIR band; and B4 corresponds to the R band, both at 10 m spatial resolution. The NDVI was computed via QGIS's i.vi module, and the C

factor calculation, using the equation (5), was executed using the raster calculator. This approach offers a comprehensive understanding of how different land-cover types contribute to erosion risk within the study area.

Conservation Practice Factor (P)

P factor assesses the efficacy of soil protection against erosion through management practices, as these practices reduce runoff and, consequently, limit soil loss [18]. The process of calculating P factor involved manual digitization on a Google Earth image within QGIS. A subsequent field visit was conducted to validate areas with soil and water conservation initiatives. Digitization was refined using land knowledge obtained during field campaigns. In QGIS, reclassification was conducted using the percentage values of slope map and zone-based statistics to compute the mean slope value for each digitized polygon. In the attribute table of the generated polygons, the corresponding P value are attributed. These values were established based on Table 8; according to the average slope grades and their corresponding P factor values as proposed by Shin [24] and adopted by Karamage [25]. This methodological approach captured the nuanced interplay between management practices, slope gradients, and erosion mitigation within the study area.

Table 8. P factor values for contouring, strip-cropping, and terracing focusing on slope classes

Slope (%)	Conservation Practices (P Factor)		
	Contouring	Strip Cropping	Terracing
0.0-7.0	0.55	0.27	0.10
7.0-11.3	0.60	0.30	0.12
11.3-17.6	0.80	0.40	0.16
17.6-26.8	0.90	0.45	0.18
>26.8	1	0.50	0.20

Source: Shin [24]

Correlation between erosion and SOC storage

Soil samples were gathered during field visits to quantify SOC levels. From this sampling, 50 georeferenced points were randomly selected (Figure 2) and positioned on the erosion map.

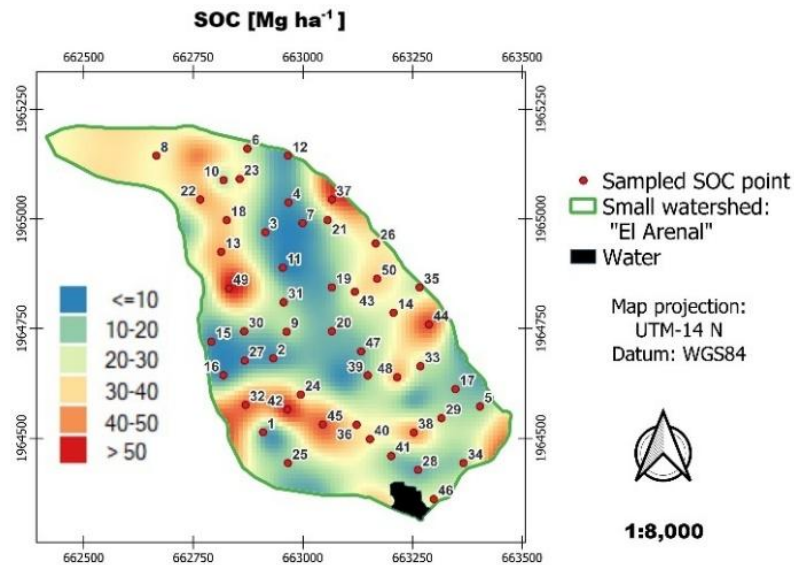


Figure 9. SOC map in Mg ha⁻¹. The 50 georeferenced points correlating erosion and SOC are shown in red. *Source:[12].*

Using the QGIS's point sampling tool, the estimated erosion values were derived for each point and were associated with the erosion classification values (null, light, moderate and high). The correlation analysis was conducted considering X (Erosion Mg ha⁻¹ year⁻¹) and Y (SOC Mg ha⁻¹). To initiate the examination, a descriptive statistical analysis was performed, accompanied by a scatter plot (X,Y), histogram paired with a normal curve, and a Q-Qplot to assess normality in the data. Normality was evaluated using the Shapiro-Wilk test [26]-[27]. In light of the fact that our data did not follow a normal distribution, the Kendall Tau correlation coefficient test (KTCCT) was used. The Kendall correlation coefficient and its respective p-values guided the decision between the two hypotheses: H₀ (no association) and H₁ (correlation). The Kendall coefficient values range from -1 to 1, where positive values indicate a positive association, negative values

denote a negative association. The statistical computations presented in this section were conducted using the R Studio software [28]. This rigorous approach ensured a comprehensive analysis of the relationship between SOC and erosion levels, thereby yielding insights into their dynamic interdependency.

4.3 Results

The R factor is shown in Figure 10a. The minimum, maximum, and average values for R and precipitation were (1 302, 565); (1 356, 579) y (1 325, 571) in $\text{MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ and mm respectively. The upper regions of the small watershed exhibited the highest R values which correlated with the zones of maximum precipitation.

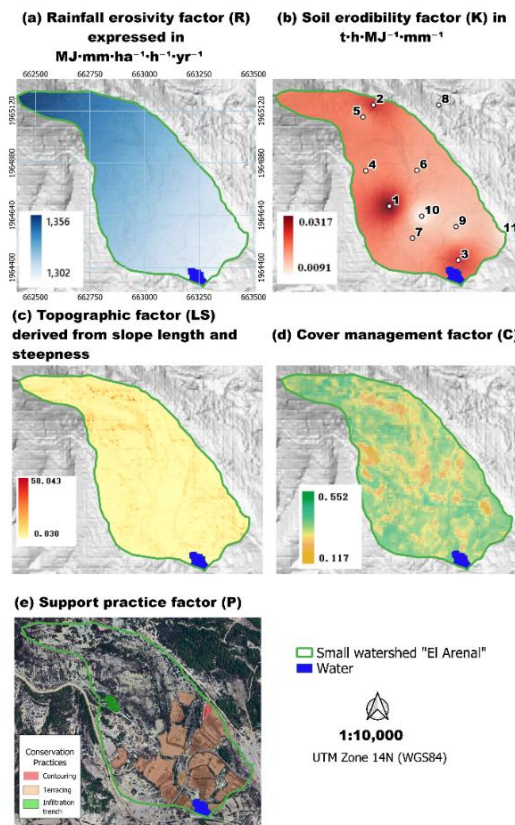


Figure 10. Spatial representation of the five input factors used in the RUSLE model to estimate soil erosion in the “El Arenal” micro-watershed. Source: The authors

The K factor in Figure 10b demonstrates variations, with values ranging from 0.0091 to 0.0317 t ha h ha⁻¹ MJ⁻¹ mm⁻¹ in the small watershed, with an average of 0.0197 t ha h ha⁻¹ MJ⁻¹ mm⁻¹.

Table 2 provides an overview of the sampled soil points, their corresponding land use and vegetation, soil texture values, and the estimated K factor. Notably, the K factor was the lowest in the bare soil areas and highest in the agricultural zones.

Table 9. K values estimated by soil textural class.

ID	Land use and vegetation	Texture	K-RUSLE
1	Rainfed agriculture	Loam	0.0317
2	Thorn scrub	Clay loam	0.0264
3	Rainfed agriculture	Sandy clay loam	0.0263
4	Adult pine Plantation	Sandy clay loam	0.0199
5	Gallery vegetation	Sandy clay loam	0.0196
6	Gallery vegetation	Sandy loam	0.0179
7	Rainfed agriculture	Clay loam	0.0177
8	Adult pine Plantation	Sandy clay loam	0.0159
9	Rainfed agriculture	Sandy loam	0.0150
10	Bare soil	Sandy loam	0.0111
11	Bare soil	Sandy loam	0.0091

Source: The authors.

LS Factor in Figure 3c shows a range of values from 0.030 to 23 045, with an average of 2.31. Notably, elevated values were concentrated in regions denoted as flow accumulation zones, mainly along river courses (Figure 11).

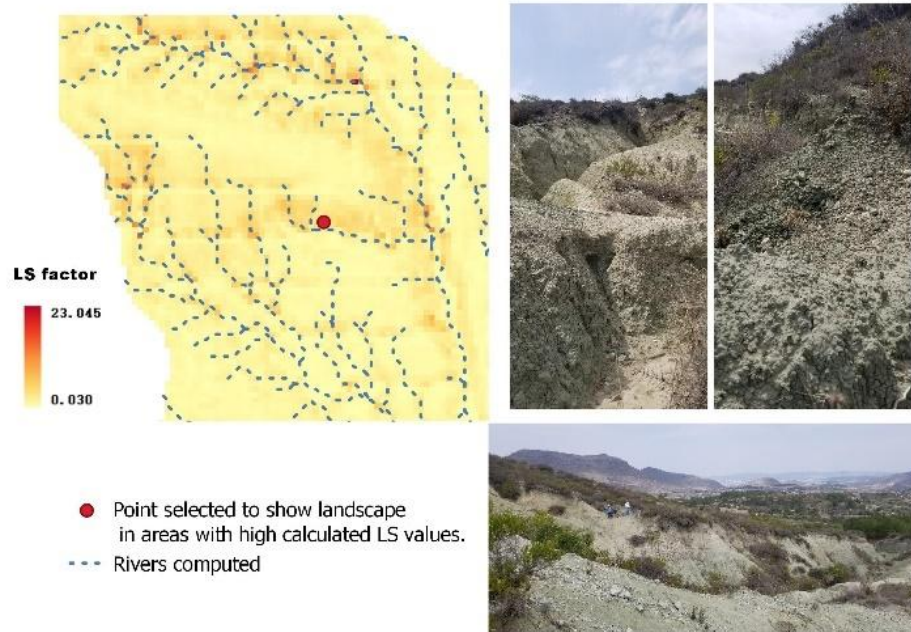


Figure 11. Point selected to show landscape with high values of LS factor.

C Factor in Figure 3d displays a range of values spanning from 0.117 to 0.552, with an average of 0.322. The C values corresponding to diverse soil and vegetation uses in the small watershed offer the following average insights: bare soil (0.488), gallery vegetation (0.314), thorn scrub (0.328), rainfed agriculture (0.295), and adult pine plantation (0.129).

P Factor in Figure 3e corresponds to slope-related values. A total of 18 polygons were digitized under field supervision to obtain P factor values. Table 3 illustrates the direct relationship between increasing slope and higher P factor values.

Table 10. P values associated with slope (%).

Polygon	PCWS	Slope (%)	P factor
1	None	16.1	1
2	Land terrace	26.48	0.2
3	Land terrace	28.97	0.2
4	Land terrace	17.02	0.18
5	Land terrace	17.44	0.18
6	Land terrace	17.82	0.18

Polygon	PCWS	Slope (%)	P factor
7	Land terrace	11.13	0.16
8	Contouring	12.08	0.16
9	Land terrace	14.63	0.16
10	Land terrace	8.81	0.12
11	Land terrace	9.13	0.12
12	Land terrace	9.55	0.12
13	Land terrace	5.24	0.1
14	Land terrace	5.87	0.1
15	Land terrace	6.02	0.1
16	Land terrace	6.74	0.1
17	Infiltration trench	7.05	0.1

Source: The authors.

Spatial modelling of erosion estimation

Figure 12 describes spatial distribution of soil erosion in the study area. Minimum, maximum, and average values were 0.19, 266.99, and 17.44 Mg ha⁻¹ year⁻¹, respectively. The cumulative erosion for the entire small watershed was estimated at 305 693 t. The average SOC values in Mg ha⁻¹ observed associated with erosion by classification are: null (31.79), light (22.36), moderate (16.19) and high (5.22)

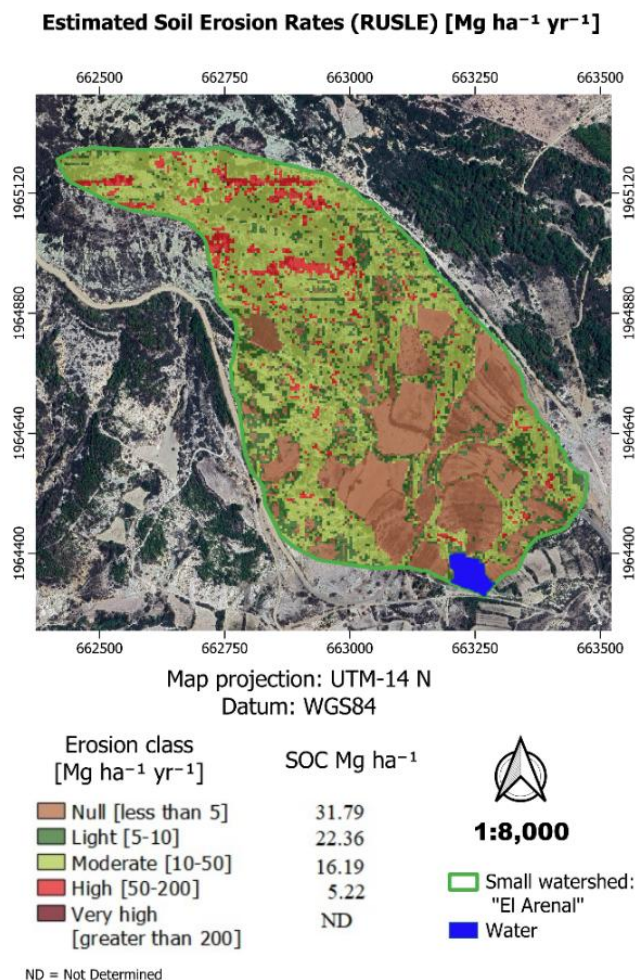


Figure 12. Spatial distribution of estimated soil erosion rates ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) and soil organic carbon (SOC) content (Mg ha^{-1}) across the "El Arenal" micro-watershed. Source: The authors.

The average erosion in $\text{Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ values associated with different soil and vegetation types are as follows: bare soil (55.02), thorn scrub (29.50), gallery vegetation (17.84), adult pine plantation (5.76), and rainfed agriculture (2.31). The lowest erosion value is linked to flat slopes within agricultural areas that have implemented soil and water conservation practices, such as land terracing. On the other hand, erosion values exceeding $200 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ are concentrated in the northern zone of the small watershed, characterized by high R and LS values, and the absence of conservation practices.

Correlation between erosion and SOC storage

The data set comprising 50 points can be observed in Figure 13 and Table 11, detailing the estimated erosion and measured SOC values. A visual comparison of erosion and SOC is depicted in Figure 5 using a bar graph. The graph illustrates that in 35 out of 50 instances (70% of the sample), as erosion decrease, SOC tends to increase.

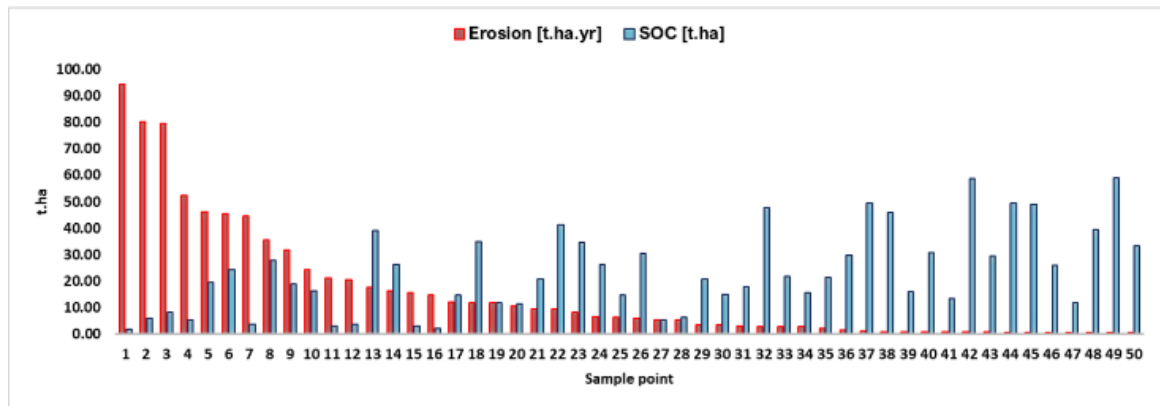


Figure 13. Graphical comparison of erosion and SOC.

Source: The authors

A scatter plot was created to visually depict the connection between erosion and SOC. The plot reveals a relatively weak correlation with an R^2 value of 0.21. Descriptive statistics for both variables are outlined in Table 4. Notably, the meaning for both variables exceeds the median, indicating an asymmetric distribution.

Table 11. Descriptive statistics and Shapiro-Wilk test for erosion and SOC.

Statistics	Erosion (X)	SOC (Y)
Number	50.00	50,00
Addition	770.63	1 158.21
Half	15.41	23.16
Median	6.10	20.60
Stdvd (pop)	22.12	15.53

Stdvd (sample)	22.34	15.69
Minimum	0.19	1.58
Maximum	94.40	59.07
Range	94.21	57.49
Minority	0.19	1.58
Most	0.19	1.58
Variety	50.00	50.00
Q1	0.87	11.57
Q3	17.62	33.32
IQR	16.75	21.75
Missing (null) values	0.00	0.00
P-value (Shapiro W)	6.907e-9	0.006948
W (Shapiro W)	0.6956	0.9326

Source: The authors.

Figure 7 shows the statistical relationship between soil erosion and SOC. A moderate negative correlation was observed ($r = -0.46$), with SOC decreasing as erosion increased (Fig. 7a). The erosion data exhibited a right-skewed distribution (Fig. 7b), confirmed by the deviation from normality in the Q-Q plot (Fig. 7c). In contrast, SOC values followed a more symmetrical and near-normal distribution, as shown in Figures 7d and 7e.

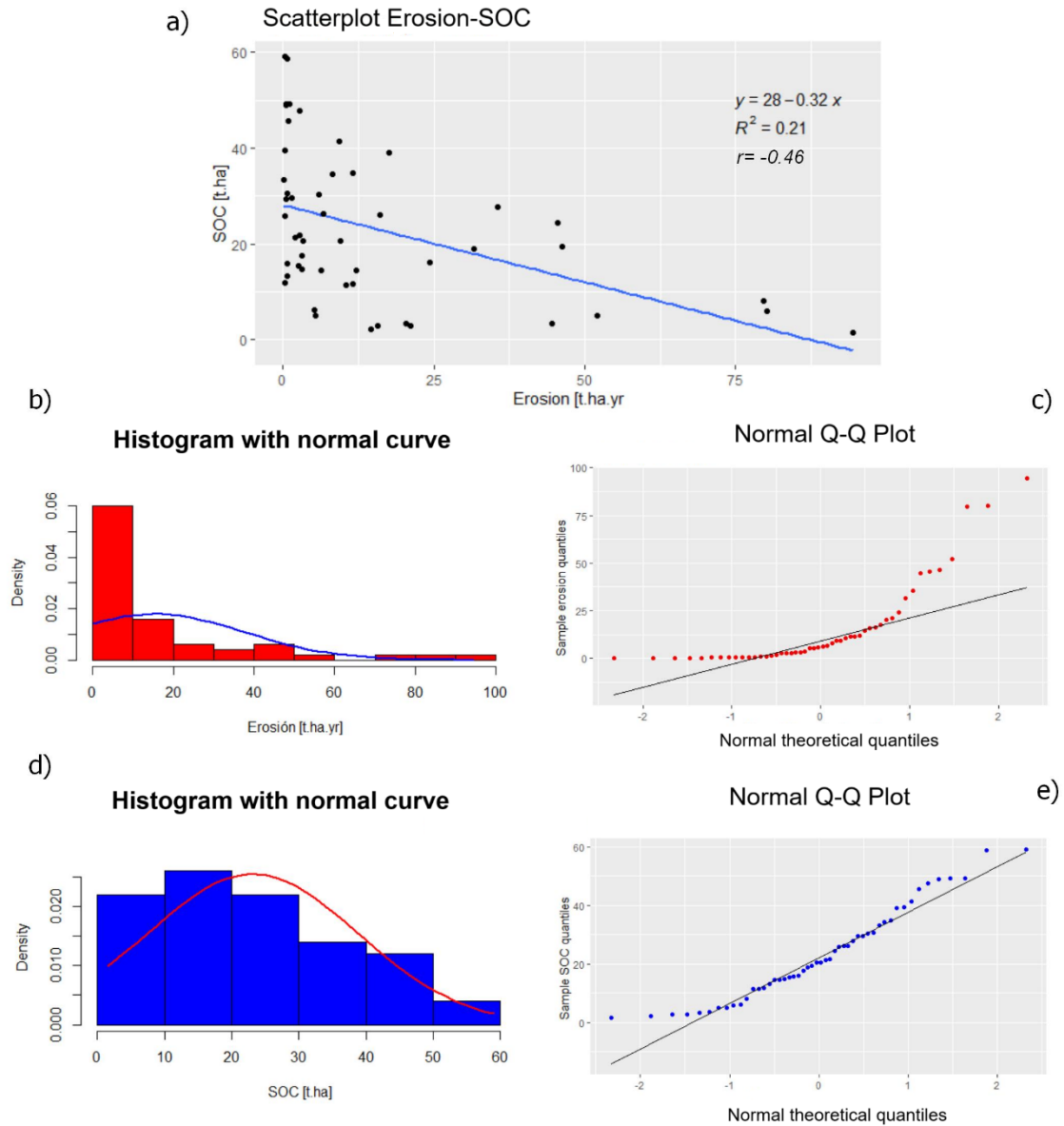


Figure 14. Asymmetric distribution was observed in both the histograms and Q-Q plots. (a) Scatterplot illustrating the negative linear correlation between soil erosion ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) and soil organic carbon (SOC, Mg ha^{-1}), including the regression line, equation, coefficient of determination ($R^2 = 0.21$), and Pearson's correlation coefficient ($r = -0.46$). (b) Histogram with density curve of erosion values, indicating a right-skewed distribution. (c) Normal Q-Q plot showing that erosion values deviate from normality, particularly in the upper quantiles. (d) Histogram with density curve of SOC values, approximating a normal distribution. (e) Normal Q-Q plot confirming that SOC values closely follow a normal distribution. Source: The authors.

For the normality test using the Shapiro-Wilk test, the results for variables X and Y were as follows: $W(50) = 0.70$, $p < 0.001$; $W(50) = 0.93$, $p = 0.007$. These outcomes indicate that the data does not follow a normal distribution in either case. As a result, the data can be analyzed using non-parametric tests.

For the non-parametric data, the Kendall's rank correlation coefficient was utilized. The results for Kendall's Tau are as follows: $z = -3.9566$, $p\text{-value} = 7.603e^{-05}$, and $\text{Tau} = -0.386$. This value of Tau indicates that the alternative hypothesis is supported, as it is not equal to 0. The results demonstrate a negative correlation, implying that the variables move in opposite directions

Table 12 displays the details of the 50 sampled points, presenting data on erosion, SOC storage, land use, vegetation, and the presence of soil and water conservation practices. The table reveals those areas with higher erosion rates tend to exhibit lower SOC storage. Specifically, points 38 to 50 show a higher frequency of terraces, which align with agricultural areas and corresponds to reduced soil loss.

Table 12. Sampled Points and Corresponding Data.

ID	E	SOC	LSV	SWCP	ID	E	SOC	LSV	SWCP
1	94.40	1.58	Bs	N	26	5.88	30.38	App	N
2	80.20	6.02	Ts	N	27	5.33	5.11	Ts	N
3	79.53	8.17	Ts	N	28	5.27	6.24	Ra	T
4	52.11	5.10	Gv	N	29	3.43	20.56	Ra	T
5	46.25	19.35	Ts	N	30	3.15	14.80	Ts	N
6	45.56	24.37	Ts	N	31	3.12	17.68	Gv	N
7	44.62	3.52	Ts	N	32	2.79	47.66	Ra	T
8	35.63	27.78	Ts	N	33	2.69	21.79	Ra	T
9	31.66	18.88	Gv	N	34	2.62	15.45	Ra	T
10	24.28	16.16	Gv	N	35	2.03	21.36	Ra	C
11	21.05	2.91	Ts	N	36	1.39	29.63	Gv	N
12	20.30	3.49	Ts	N	37	1.08	49.20	App	N
13	17.62	39.13	Ts	N	38	0.87	45.68	Ra	T
14	16.10	26.09	Ts	N	39	0.77	15.83	Ra	T
15	15.65	2.88	Bs	N	40	0.66	30.62	Ra	T
16	14.54	2.17	Ra	N	41	0.65	13.35	Ra	T
17	12.11	14.52	App	N	42	0.63	58.69	Ra	T
18	11.65	34.82	Ts	N	43	0.59	29.48	Ra	T
19	11.53	11.57	Gv	N	44	0.55	49.23	Ra	T
20	10.51	11.38	Gv	N	45	0.50	49.03	Ra	T
21	9.51	20.65	App	N	46	0.35	25.77	Ra	T
22	9.30	41.33	Ts	N	47	0.30	11.82	Ra	T
23	8.16	34.44	Gv	N	48	0.29	39.45	Ra	T
24	6.65	26.20	Ra	N	49	0.25	59.07	App	IT
25	6.33	14.56	Ts	N	50	0.19	33.32	Ra	T

ID: Identification of sampled point, E: Erosion ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$), SOC: Soil Organic Carbon (Mg ha^{-1}), LSV: Land Use and Vegetation, SWCP: Soil and Water Conservation Practice, Bs: Bare Soil, Ts: Thorn Scrub, Gv: Gallery Vegetation, Ra: Rainfed Agriculture, App: Adult Pine Plantation, N: None, T: Terracing, C: Contouring, IT: Infiltration Trench. Source: The authors.



ID:1
Erosion: 94.40 Mg ha⁻¹ yr⁻¹, SOC: 1.58 Mg ha⁻¹
Land use: Bare Soil
Practice: None
Easting 662949 m, Northing 1964523 m,
Photography taken westward.



ID:3
Erosion: 79.53 Mg ha⁻¹ yr⁻¹, SOC: 8.17 Mg ha⁻¹
Land use: :Thorn scrub
Practice: None
Easting 662914 m, Northing 1964969 m,
Photography taken northward.



ID:8
Erosion: 35.63 Mg ha⁻¹ yr⁻¹, SOC: 27.78 Mg ha⁻¹
Land use: Thorn scrub
Practice: None
Easting 662666 m, Northing 1964144 m,
Photography taken westward.



ID:38
Erosion: 0.87 Mg ha⁻¹ yr⁻¹, SOC: 45.68 Mg ha⁻¹
Land use: Rainfed agriculture
Practice: Land terrace
Easting 663253 m, Northing 1964513 m,
Photography taken eastward.



ID:39
Erosion: 0.77 Mg ha⁻¹ yr⁻¹, SOC: 15.83 Mg ha⁻¹
Land use: Rainfed agriculture
Practice: Land terrace
Easting 663148 m, Northing 1964644 m,
Photography taken westward.



ID:42
Erosion: 0.63 Mg ha⁻¹ yr⁻¹, SOC: 58.69 Mg ha⁻¹
Land use: Rainfed agriculture
Practice: Land terrace
Easting 662964 m, Northing 1964566 m,
Photography taken westward.



ID:47
Erosion: 0.30 Mg ha⁻¹ yr⁻¹, SOC: 11.82 Mg ha⁻¹
Land use: Rainfed agriculture
Practice: Land terrace
Easting 663133 m, Northing 1964698 m,
Photography taken southward.



ID:49
Erosion: 0.25 Mg ha⁻¹ yr⁻¹, SOC: 59.07 Mg ha⁻¹
Land use: : Adult pine plantation
Practice: Infiltration Trench.
Easting 662831 m, Northing 1964842 m,
Photography taken southward.

Figure 15. View of some representative sites. Source: The authors.

4.4 Discussion

The results of the study indicated significant insights into the erosion-SOC relationship. The interpretation of Kendall's Tau value (-0,39) revealed a negative correlation. This implies that as erosion increases, SOC tends to decrease. The negative correlation can be attributed to the erosion process, including initiation, transport, and deposition, which can impact the loss and gain of SOC within the watershed. Lal [1] has highlighted the significant impact of water erosion on the transport of organic carbon. This impact begins with the decomposition of aggregates, leading to the exposure of SOC. During this process, colloidal fractions such as fine silt, clay, and SOC are eliminated. The sediment, along with carbon, undergoes redistribution and eventually gets deposited in depression areas. In our study area, this phenomenon is observed primarily in areas with greater soil loss, which tend to coincide with concave zones, such as slopes. In this sites Liu [29] indicated that high cumulative intensity of water erosion reduces vegetation cover through the formation of streams or ravines decreasing the thickness of the soil eliminating the upper layer of fertile soil, which leads to a decrease in SOC. The RUSLE model identifies these areas as having higher LS and C values, predominantly consisting of bare soil and thorn scrub (Figure 11).

The studies suggest an initial loss of SOC during erosion, however this lost carbon is transported to flatter areas [29]-[1]-[30]. In our study area, this trend is aligned with the lower small watershed where agricultural areas are located. According to Bojago [31] and Chen [32] these locations also corresponded with the presence of soil and water conservation practices, which created conditions to carbon storage.

Previous research conducted in the same watershed [12] demonstrated that SOC storage is strongly influenced by land cover and soil type. For example, gallery vegetation and pine plantations presented higher SOC values (up to 31.8 Mg ha⁻¹), while intensively cultivated areas stored much less (around 5.2 Mg ha⁻¹). These patterns coincided with soil classification: Vertisols with fine textures supported greater SOC retention, whereas Litosols and sandy soils were

associated with reduced SOC content. These findings are consistent with broader studies. Paz and Etchevers [6] reported that nearly 50% of Mexico's SOC is concentrated in the upper 30 cm of soil, making it highly vulnerable to erosion. Similarly, Olson [7] emphasized that soil erosion processes can significantly deplete SOC stocks through detachment and oxidation of organic matter. Bojago [31] also observed higher SOC in vegetated zones compared to croplands, and Chen [32] identified land use as a key factor influencing SOC accumulation even in terraced systems. Our current findings align with these observations: areas with high erosion—mainly bare soils and scrublands—are linked to low SOC values, while depositional zones with conservation practices such as terracing promote SOC accumulation. These outcomes underscore the importance of considering both edaphic and vegetation factors in land management strategies aimed at improving carbon retention and reducing erosion at the watershed scale.

Aligned with Berhe and Doettler [2] that erosion-induced carbon storage is supported by two key mechanisms. First, dynamic replacement involves eroded carbon being replaced by new carbon, such as organic matter from vegetation. This is especially relevant in cultivated areas. Second, reduced decay rates in depositional environments contribute to long-term carbon storage. Although some carbon is initially lost to erosion, the combination of dynamic replacement and reduced decay leads to an overall increase in carbon storage within the small watershed.

The resulting increased carbon storage is evident through a combination of dynamic replacement and reduced decomposition. This ultimately contributes to an overall carbon storage increase, despite the initial carbon loss due to erosion, as seen in sites 1 and 3 (Figure 15 and Table 12). This dynamic reinforces the notion that the erosive process culminates in deposition, particularly in agricultural zones. Conservation practices like terracing amplify carbon storage benefits, as exemplified in sites 38 and 42 (Figure 15 and Table 12). These findings align with Kirkels' study [30], which underscores how erosion and deposition redistribute sediment and SOC in agricultural landscapes.

It is important to admit that while the correlation exists, it is relatively weak. Some cases, such as sites 39 and 47 (Figure 15 and Table 12), demonstrated lower carbon content in agricultural areas with terraces. Here, the absence of dynamic replacement due to limited recent cultivation (uncultivated agricultural land) prevents SOC storage. Despite soil and water conservation efforts, these sediment-filled areas retain less SOC, underscoring the importance of active soil management in promoting dynamic carbon replacement. According to the study conducted by Chen [32], soil organic carbon (SOC) storage resulting from terracing was primarily influenced by land use.

This discussion emphasizes the intricate interactions among erosion, sedimentation, and carbon storage within landscapes. It emphasizes that natural processes can yield unexpected carbon dynamics. Highlighting the importance of accounting for both erosion and deposition when evaluating carbon budgets is fundamental. However, one limitation of this research lies in the necessity to validate the spatial erosion model in the field.

Future research may be addressed to investigate whether SOC within sediment layers buried deep in soil and water conservation areas qualifies as a CO₂ sink. This proposition arises from the stabilization of carbon within oxygen-limited environments, facilitated by organisms responsible for decomposition, aligned with Mekonnen and Getahun [33].

4.5 Conclusion

This present study examined the spatial relationship between water erosion and soil organic carbon (SOC) storage in a small watershed using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) model and geostatistical analysis. According to the initial hypothesis, erosion intensity is negatively related to SOC levels. Our findings support the hypothesis that, in approximately 70% of the data, lower erosion rates corresponded with higher SOC values, with a Kendall's Tau correlation coefficient of -0.39 . This inverse trend is attributed to erosion-induced

aggregate breakdown and SOC detachment, followed by its redistribution across the landscape.

Despite the observed relationship, the correlation was moderate, suggesting that other variables—such as vegetation cover, land use, and soil texture—also influence SOC dynamics. Our findings demonstrate that erosion does not always lead to irreversible loss of SOC; rather, it can contribute to the storage of carbon in depositional zones under favorable conditions. In low-oxygen environments, mechanisms such as dynamic carbon replacement from vegetation and reduced decomposition rates enhance SOC retention, particularly in areas managed with conservation practices such as terracing.

The findings of this study demonstrate the importance of integrating erosion control and carbon management into land use planning. In the future, it would be beneficial to explore whether SOC stored in buried sediment layers under conservation structures can act as a long-term CO₂ sink, contributing to the mitigation of climate change.

4.6 References

- [1] R. Lal, “Fate of Soil Carbon Transported by Erosional Processes,” *Appl. Sci.*, vol. 12, no. 1, p. 48, Dec. 2021, doi: 10.3390/app12010048.
- [2] S. Doetterl, A. A. Berhe, E. Nadeu, Z. Wang, M. Sommer, and P. Fiener, “Erosion, deposition and soil carbon: A review of process-level controls, experimental tools and models to address C cycling in dynamic landscapes,” *Earth-Sci. Rev.*, vol. 154, pp. 102–122, Mar. 2016, doi: 10.1016/j.earscirev.2015.12.005.
- [3] R. Lal, “Accelerated Soil erosion as a source of atmospheric CO₂,” *Soil Tillage Res.*, vol. 188, pp. 35–40, May 2019, doi: 10.1016/j.still.2018.02.001.
- [4] C. Lefèvre, F. Rekik, V. Alcantara, and L. Wiese, *Soil Organic Carbon: The Hidden Potential*. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2017.

- [5] H. Burbano Orjuela, "El carbono orgánico del suelo y su papel frente al cambio climático," *Rev. Cienc. Agríc.*, vol. 35, no. 1, p. 82, Jun. 2018, doi: 10.22267/rcia.183501.85.
- [6] F. Paz and J. Etchevers, "Distribución a profundidad del carbono orgánico en los suelos de México," *Terra Latinoam.*, vol. 34, no. 3, pp. 339–335, 2016.
- [7] K. R. Olson, M. Al-Kaisi, R. Lal, and L. Cihacek, "Impact of soil erosion on soil organic carbon stocks," *J. Soil Water Conserv.*, vol. 71, no. 3, pp. 61A–67A, May 2016, doi: 10.2489/jswc.71.3.61A.
- [8] L. Cui, X. Li, J. Lin, G. Guo, X. Zhang, and G. Zeng, "The mineralization and sequestration of soil organic carbon in relation to gully erosion," *CATENA*, vol. 214, Art. no. 106218, Jul. 2022, doi: 10.1016/j.catena.2022.106218.
- [9] D. B. Tiruwa, B. R. Khanal, S. Lamichhane, and B. S. Acharya, "Soil erosion estimation using Geographic Information System (GIS) and Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) in the Siwalik Hills of Nawalparasi, Nepal," *J. Water Clim. Change*, vol. 12, no. 5, pp. 1958–1974, Aug. 2021, doi: 10.2166/wcc.2021.198.
- [10] INEGI (National Institute of Statistics and Geography), "Soil erosion dataset, scale 1:250 000 series I, national continuum," Aguascalientes, Mexico, 2014. [Online]. Available: <https://www.inegi.org.mx/temas/edafologia/>
- [11] INEGI (National Institute of Statistics and Geography), "Soil map, scale 1:250,000. National continuum," Aguascalientes, México, 2014. [Online]. Available: <https://www.inegi.org.mx/temas/edafologia>
- [12] O. Aguirre-Salado, J. Pérez-Nieto, C. Aguirre-Salado, and A. Monterroso-Rivas, "Factors regarding the spatial variability of soil organic carbon in a Mexican small watershed," *Rev. Fac. Agron. Univ. Zulia*, vol. 41, no. 1, Art. no. e244101, Dec. 2023, doi: 10.47280/RevFacAgron(LUZ).v41.n1.01.
- [13] CLICOM, "Daily Climate Data from the CLICOM of the SMN through its CICESE Web Platform." 2023. [Online]. Available: <http://clicom-mex.cicese.mx>

- [14] A. Walkley and C. A. Black, "An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of chromic acid titration method," *Soil Sci.*, vol. 37, pp. 29–38, 1934.
- [15] INEGI (National Institute of Statistics and Geography), "Digital surface-type elevation model with 5m resolution derived from satellite and airborne remote sensing data." 2017. [Online]. Available: <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463542605>
- [16] W. H. Wischmeier and D. D. Smith, *Predicting Rainfall Erosion Losses – A Guide to Conservation Planning*, no. 537. Washington, DC, USA: Department of Agriculture, Science and Education Administration, 1978.
- [17] K. G. Renard, G. R. Foster, G. A. Weesies, D. K. McCool, and D. C. Yoder, *Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. Washington, DC: US Government Printing Office, 1997.
- [18] C. A. Aguirre-Salado, L. Miranda-Aragón, M. Pompa-García, H. Reyes-Hernández, C. Soubervielle-Montalvo, J. A. Flores-Cano, and H. Méndez-Cortés "Improving Identification of Areas for Ecological Restoration for Conservation by Integrating USLE and MCDA in a GIS-Environment: A Pilot Study in a Priority Region Northern Mexico," *ISPRS Int. J. Geo-Inf.*, vol. 6, no. 9, p. 262, Aug. 2017, doi: 10.3390/ijgi6090262.
- [19] K. G. Renard and J. R. Freimund, "Using monthly precipitation data to estimate the R-factor in the revised USLE," *J. Hydrol.*, vol. 157, no. 1, pp. 287–306, 1994.
- [20] S. Lee, G. Wolberg, and S. Y. Shin, "Scattered data interpolation with multilevel B-splines," *IEEE Trans. Vis. Comput. Graph.*, vol. 3, no. 3, pp. 228–244, Sep. 1997, doi: 10.1109/2945.620490.
- [21] N. Efthimiou, "The new assessment of soil erodibility in Greece," *Soil Tillage Res.*, vol. 204, Art. no. 104720, Oct. 2020, doi: 10.1016/j.still.2020.104720.

- [22] S. M. De Jong, L. C. Brouwer, and H. T. Riezebos, "Erosion hazard assessment in the La Peyne Catchment, France," Department of Physical Geography, University of Utrecht, Utrecht, The Netherlands, 1998.
- [23] C. J. Tucker, "Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation," *Remote Sens. Environ.*, vol. 8, pp. 127–150, 1979.
- [24] G. Shin., "The Analysis of Soil Erosion Analysis in Watershed Using GIS," Ph.D. Dissertation, Gang-Won National University, Chuncheon, Korea, 1999.
- [25] F. Karamage, C. Zhang, T. Liu, A. Maganda, and A. Isabwe, "Soil Erosion Risk Assessment in Uganda," *Forests*, vol. 8, no. 2, p. 52, Feb. 2017, doi: 10.3390/f8020052.
- [26] S. S. Shapiro and M. B. Wilk, "An analysis of variance test for normality (complete samples)," *Biometrika*, vol. 52, no. 3/4, pp. 591–611, 1965.
- [27] H. Hernandez, "Testing for Normality: What is the Best Method?," 2021, doi: 10.13140/RG.2.2.13926.14406.
- [28] RStudio Team, *RStudio: Integrated Development for R*. 2023 RStudio, PBC, Boston, USA. [Online]. Available: <http://www.rstudio.com/>
- [29] L. Liu, Q. Zhang, Q. Liu, and Z. Li, "Is soil an organic carbon sink or source upon erosion, transport and deposition?," *Eur. J. Soil Sci.*, vol. 74, no. 1, p. e13344, Jan. 2023, doi: 10.1111/ejss.13344.
- [30] F. M. S. A. Kirkels, L. H. Cammeraat, and N. J. Kuhn, "The fate of soil organic carbon upon erosion, transport and deposition in agricultural landscapes — A review of different concepts," *Geomorphology*, vol. 226, pp. 94–105, Dec. 2014, doi: 10.1016/j.geomorph.2014.07.023.
- [31] E. Bojago, M. W. Delango, and D. Milkias, "Effects of soil and water conservation practices and landscape position on soil physicochemical properties in Anuwa watershed, Southern Ethiopia," *J. Agric. Food Res.*, vol. 14, Art. no. 100705, Dec. 2023, doi: 10.1016/j.jafr.2023.100705.

- [32] D. Chen, W. Wei, S. Daryanto, and P. Tarolli, "Does terracing enhance soil organic carbon sequestration? A national-scale data analysis in China," *Sci. Total Environ.*, vol. 721, Art. no. 137751, Jun. 2020, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.137751.
- [33] M. Mekonnen and M. Getahun, "Soil conservation practices contribution in trapping sediment and soil organic carbon, Minizir watershed, northwest highlands of Ethiopia," *J. Soils Sediments*, vol. 20, no. 5, pp. 2484–2494, May 2020, doi: 10.1007/s11368-020-02611-5.

**CAPÍTULO 5. IDENTIFICACIÓN DE PRÁCTICAS
AGRÍCOLAS QUE CONTRIBUYEN AL
ALMACENAMIENTO DEL CARBONO ORGÁNICO DEL
SUELO**

IDENTIFICACIÓN DE PRÁCTICAS AGRÍCOLAS QUE CONTRIBUYEN AL ALMACENAMIENTO DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO⁶

Identification of agricultural practices that contribute to the storage of Soil Organic Carbon

Olimpya Talya Aguirre Salado, Joel Pérez Nieto*, Venancio Cuevas Reyes, Julio Baca del Moral

Resumen

El Carbono Orgánico del Suelo (COS) es fundamental para mitigar el cambio climático. Este estudio fue realizado en una microcuenca de la Mixteca Alta Oaxaqueña. El objetivo fue identificar las prácticas agrícolas que favorecen el almacenamiento de COS mediante análisis estadísticos. Se muestrearon 24 sitios en parcelas agrícolas que tienen terrazas de tierra. Se determinó el COS, el cual se relacionó con diferentes prácticas agrícolas como la aplicación de enmiendas orgánicas, el descanso de la parcela, el surcado al contorno, el rastrojo como cobertura, el paso del ganado, la fertilización convencional, asociación de cultivos y barreas vivas, mediante un modelo de regresión por pasos (stepwise). Se realizó un análisis socioeconómico considerando percentiles y niveles de almacenamiento del COS. Los resultados destacaron la aplicación de enmiendas orgánicas ($+16.93 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$) y el rastrojo como cobertura ($+11.31 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$) como las prácticas más eficientes para favorecer los almacenamientos de COS. En contraste con el descanso de la parcela que presentó un efecto negativo. El modelo mostró un ajuste sólido, con un R^2 de 83.99% y un R^2 ajustado de 75.45%. El análisis de percentiles evidenció que una variabilidad en los niveles de COS ($2.2\text{-}58.7 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$) asociado a manejos integrales en los cuartiles superiores. Se concluye que es necesario combinar obras de conservación de suelo con un manejo agrícola que incremente los aportes de biomasa y materia orgánica para favorecer la re-carbonización del suelo.

Palabras clave: prácticas tecnológicas, enmiendas orgánicas, análisis de percentiles; rastrojo, suelo en descanso.

⁶ Sometido: Revista de Geografía Agrícola.
Estatus: Enviado.

Abstract

Soil Organic Carbon (SOC) is critical to mitigating climate change. This study was carried out in a micro-basin of the Oaxacan Mixteca Alta. The objective was to identify agricultural practices that favor SOC storage through statistical analyses. 24 sites were sampled on agricultural plots that have earth terraces. The SOC was determined, which was related to different agricultural practices such as the application of organic amendments, the rest of the plot, the furrow to the contour, the stubble as a cover, the passage of livestock, conventional fertilization, association of crops and live barriers, by means of a stepwise regression model. A socioeconomic analysis was carried out considering percentiles and storage levels of the SOC. The results highlighted the application of organic amendments (+16.93 t·ha⁻¹) and stubble as a cover (+11.31 t·ha⁻¹) as the most efficient practices to favor SOC storage. In contrast to the rest of the plot that presented a negative effect. The model showed a solid fit, with an R² of 83.99% and an adjusted R² of 75.45%. The percentile analysis showed that a variability in SOC levels (2.2-58.7 t·ha⁻¹) associated with integral management in the upper quartiles. It is concluded that it is necessary to combine soil conservation works with agricultural management that increases the contributions of biomass and organic matter to favor the re-carbonization of the soil.

Keywords: technological practices, organic amendments, percentile analysis; stubble, resting soil.

4.1 Introducción

El suelo es un recurso indispensable para la agricultura, proporciona seguridad alimentaria y forma parte importante de las funciones ecosistémicas (Jayaraman *et al.*, 2024). Lal (2021a) expone que el suelo es el mayor reservorio de C terrestre en el planeta y es en su primer metro de profundidad que puede almacenar 2500 PgC, lo que representa más del triple del C presente en la atmósfera (880 PgC) y la propia vegetación terrestre (620 PgC). El Carbono orgánico del Suelo (COS) de acuerdo con Lefèvre (2017) es la fracción del carbono presente en el suelo derivada de la transformación de material orgánico

por microorganismos heterótrofos, esta fracción incluye una mezcla biogeoquímica compleja de residuos vegetales y productos de descomposición microbiana en diversas etapas de descomposición.

El COS al formar parte importante del ciclo de C, es preferible que se almacene en el suelo en su forma de COS a que se almacene en la atmosfera e incremente el cambio climático en su forma de CO₂. En este sentido, el IPCC (2023) señala que la agricultura implementada de manera sostenible puede mitigar los GEI, de manera que el COS no solo contribuye a mejorar la fertilidad del suelo y su estructura, sino que también actúa como un amortiguador frente a las emisiones de gases de efecto invernadero según Burbano (2018).

El COS tiene un doble papel, como mitigador del cambio climático y promotor de la sostenibilidad agrícola, derivado de ello, se resalta la importancia de implementar prácticas agrícolas que favorezcan los almacenamientos de C, que es una tendencia actual en términos de la agricultura del carbono. Lal (2023) define al cultivo del C como la adopción deliberada de prácticas de conservación óptimas específicas para el sitio y el uso restaurativo de la tierra que crean un presupuesto positivo de carbono del suelo y ecosistema, que conducen al secuestro de dióxido de carbono atmosférico (CO₂) en el suelo y la biomasa, de modo que el aumento de las reservas de carbono en el suelo puede generar otra fuente de ingresos para los administradores de tierras.

Sin embargo, la mayoría de los suelos gestionados como tierras agrícolas comparados con ecosistemas naturales según Lal *et al.* (2021) están empobrecidos en sus reservas de COS derivado de la disminución de los aportes de biomasa (raíces y hojarasca) y las pérdidas causadas por la erosión acelerada debido a que es una fracción ligera de menor densidad y está concentrada cerca de la capa superficial, por lo que, es una de las principales causas del agotamiento de COS en los suelos propensos a la erosión. En este sentido, Cotler *et al.* (2016) señala que los niveles de COS en las tierras agrícolas suelen ser más bajos en comparación con ecosistemas naturales debido a la intensidad del manejo agrícola. Derivado de ello, podemos indicar que la erosión hídrica en

México es uno de los principales problemas que pueden limitar su capacidad como sumideros de carbono.

De acuerdo con Lal (2021), la captura de carbono orgánico del suelo (COS) sucede mediante tres procesos fundamentales: (i) la fotosíntesis del CO₂ atmosférico, que genera biomasa vegetal abundante en carbono, (ii) el traslado de dicha biomasa al suelo, donde se convierte en materia orgánica del suelo (MOS), y (iii) la estabilización de la MOS, lo que aumenta su tiempo medio de permanencia en el suelo. Entre las prácticas recomendadas por FAO (2021) para almacenar C, se incluyen el uso de terrazas, presas de control de azolve, barreras vivas y la reducción de movimientos innecesarios del suelo. Adicionalmente, Gallardo (2021) señala que otras estrategias como la fertilización, el riego, la incorporación de composta, la labranza reducida, la rotación de cultivos (especialmente con leguminosas) y el mulching (cobertura del suelo con residuos orgánicos) también contribuyen significativamente al aumento del COS. Lal (2023) por su parte expone que la agricultura de conservación con cobertura de residuos y cultivos de cobertura, la agroforestería, los sistemas agrícolas complejos basados en la integración de cultivos con árboles y ganado, los sistemas que implican el manejo integrado de nutrientes y plagas, los basados en la agricultura de precisión, la fertirrigación por goteo, y el cultivo de cultivos especiales con un sistema de raíces favorable y producción de biomasa forman parte de la llamada agricultura del carbono.

El área de estudio se localiza en una microcuenca llamada “El Arenal, en el municipio de San Miguel Tulancingo, que forma parte de la región denominada como Mixteca Alta en el estado de Oaxaca. En esta región se han implementado obras de conservación de suelo y agua por más de 20 años, las cuales, han sido enfocadas en la reducción de la erosión hídrica, por ello, los terrenos agrícolas han sido formados con la ayuda de terrazas de tierra a lo largo del tiempo, las cuales han favorecido, en la estabilización de la pendiente para favorecer el establecimiento de los cultivos. Esta investigación es la continuación de un análisis previo (Aguirre *et al.*, 2024), en el que se estimó la erosión hídrica en

estas áreas obteniendo como resultado valores entre 0.19 y 5.27 t ha⁻¹ en los terrenos agrícolas. En el estudio también se evaluaron los almacenamientos de (COS) y su relación con las obras de conservación, identificando escenarios contrastantes: (i) los terrenos agrícolas con terrazas que no presentan pérdida significativa de suelo por erosión, en los cuales, se registraron almacenamientos de COS de hasta 58 Mg ha⁻¹. (ii) las tierras agrícolas que, bajo condiciones edafoclimáticas similares, pero con manejo del suelo menos eficiente, los almacenamientos de COS fueron significativamente menores, alcanzando solo 11.82 Mg ha⁻¹. (iii) Un tercer escenario fue identificado en áreas no agrícolas, sin obras de conservación y con suelos degradados (tepetate), donde los niveles de COS son mínimos, con valores de apenas 1.58 Mg ha⁻¹.

Este estudio previo sugiere que, aunque las obras de conservación de suelo y agua son efectivas para la retención de suelo, existen factores relacionados con el manejo agrícola que agotan las reservas de COS, como lo expone Chen *et al.* (2020) quien señala que el almacenamiento de carbono en suelos agrícolas con terrazas está influenciado principalmente por el uso y manejo. Si bien, las terrazas de tierra son fundamentales para la conservación del suelo, entendida como la capacidad de mantener el suelo almacenado in situ, su existencia no asegura necesariamente altos niveles de COS. Esto implica que el manejo agrícola de la tierra puede influir significativamente en aumentar o disminuir las reservas de COS en terrenos agrícolas. Derivado de lo anterior, surge la pregunta de investigación: ¿Cuáles prácticas agrícolas explican el almacenamiento de COS en los terrenos agrícolas establecidos sobre terrazas de tierra, de la microcuenca el Arenal?. Esto, con el supuesto de que una vez identificadas puedan ser divulgadas entre los productores de la zona para favorecer la denominada agricultura del carbono, que, además, sean prácticas que ya se estén llevando a cabo en la comunidad.

Debido a que el carbono orgánico del suelo se relaciona con la sustentabilidad de los sistemas agrícolas, y en su contenido incide el manejo del suelo, se han desarrollado diversas prácticas que permitan favorecer su almacenamiento, en

los sectores agropecuario y forestal del país (Zamora-Morales *et al.*, 2020). Sin embargo, existen limitada literatura sobre cuáles son las practicas que favorecen el almacenamiento del COS en parcelas agrícolas. De esta forma, el objetivo de este estudio es identificar las prácticas agrícolas que contribuyen al almacenamiento de COS mediante un análisis estadístico basado en el método stepwise. Adicionalmente, se busca caracterizar a los productores en función de las reservas de COS presentes en sus parcelas, utilizando el método de percentiles como herramienta de análisis. Esto permitirá identificar las prácticas más efectivas que son factibles de llevarse a cabo en el municipio porque ya se realizan por algunos productores, por lo que, puede ser más factible la adopción de la agricultura del carbono cuyo propósito de acuerdo con Lal (2023) es cultivar carbono en sumideros terrestres y usarlo como un producto para generar ingresos (bonos de carbono), al tiempo que se hace de la agricultura una solución al cambio climático y se restaura el medio ambiente.

4.2 Materiales y métodos

El área de estudio se ubica en la microcuenca el Arenal que pertenece al municipio de San Miguel Tulancingo del estado de Oaxaca (Figura 16). La microcuenca tiene una superficie de 44.6 ha, se encuentra entre las coordenadas 97°27' O, 17°45' N, a 2.200 m sobre el nivel del mar. El clima del área de estudio es templado (Cw₀). La precipitación es de 544,7 mm por año y la temperatura media es de 15.9 °C. El área de estudio se caracteriza por pendientes inclinadas, baja cobertura vegetal y alta vulnerabilidad a la erosión.

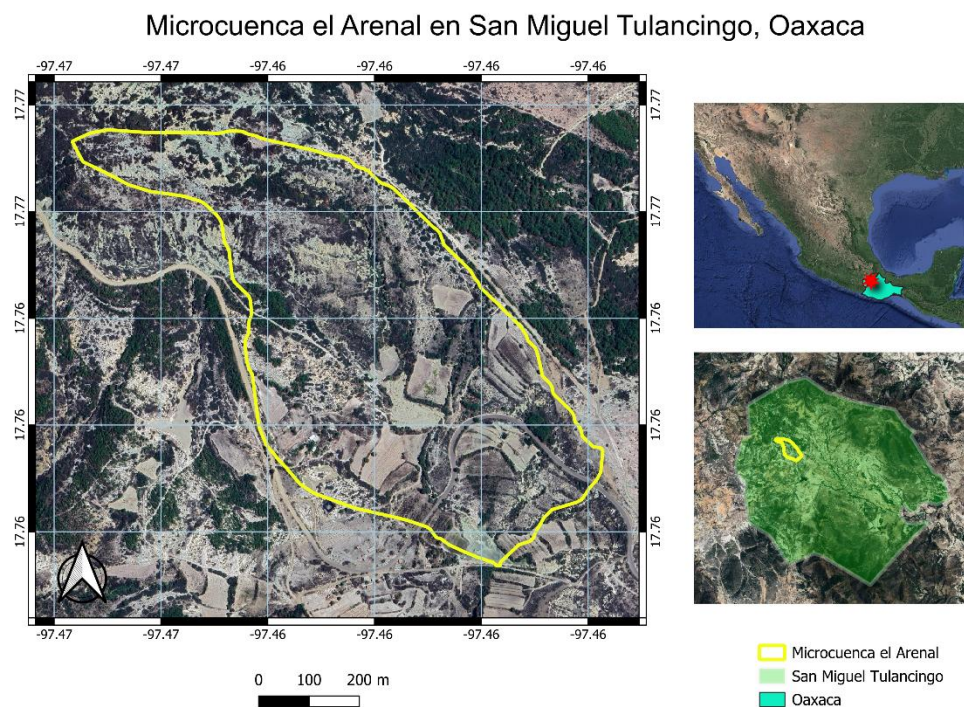


Figura 16. Ubicación del área de estudio.

Estimación del Carbono Orgánico del Suelo

La superficie muestreada corresponde a 12.30 ha que representa el área agrícola de la microcuenca, se recolectaron 24 muestras de suelo de un kilogramo de la capa superficial (0–30 cm) de acuerdo con Yescas *et al.*, 2018. Cada muestra representa una parcela.

Las muestras de suelo recolectadas fueron analizadas en el laboratorio para determinar la concentración de carbono orgánico ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$) utilizando el método de Walkley y Black (1934). La densidad aparente ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$) se midió mediante el método de la parafina, y se calculó el porcentaje de fragmentos gruesos (partículas $> 2 \text{ mm}$) en relación con un volumen conocido de suelo. El carbono orgánico del suelo (COS) se calculó en $\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$ utilizando la fórmula de propuesta por Penman *et al.* (2003):

$$COS = CO \cdot DAP \cdot PROFUNDIDAD \cdot FRAGMENTO \text{ ROCOSO} \cdot 10$$

Donde:

- **COS:** Existencias de carbono orgánico del suelo ($\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$), **CO:** Concentración de carbono orgánico ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), **Densidad Aparente:** Masa del suelo por unidad de volumen en la fracción fina ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$), **Profundidad:** Profundidad o grosor de la capa de suelo muestreada (m), **Fragmentos Gruesos:** Factor de ajuste que tiene en cuenta el volumen de fragmentos gruesos, calculado como $1-(\% \text{volumen de fragmentos gruesos}/100)$, El multiplicador 10 convierte las unidades a $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Los resultados se interpolaron con la herramienta Smart-Map, instalada desde el repositorio de complementos de QGIS de acuerdo con Pereira *et al.* (2022). Posteriormente se poligonizaron las parcelas agrícolas, se recortaron y se obtuvo un valor promedio del raster para cada parcela.

Instrumento de recolección de datos cualitativos

Recolectar los datos de acuerdo con Hernández & Mendoza (2020) significa aplicar uno o varios instrumentos de medición para recabar la información pertinente de las variables del estudio en la muestra o casos seleccionados. Para ello se construyó un instrumento de medición tipo cuestionario, el cual se diseñó considerando las variables indicadoras o independientes que pueden explicar las diferencias de las estimaciones de COS por parcela (Gallardo, 2021): rotación del cultivo, cobertura en el suelo (rastrero), enmienda orgánica, descanso de la parcela, tipo de labranza, surcado en contorno, fertilización química, asociación de cultivos, barreras vivas. Se generaron 20 reactivos con respuestas abiertas y cerradas, para su posterior codificación y análisis, los cuales se aplicaron a los propietarios de los terrenos.

Análisis estadístico (Stepwise)

El modelo de regresión por pasos es una técnica estadística que selecciona sistemáticamente variables independientes paso a paso para construir una ecuación de regresión. De acuerdo con Li *et al.* (2024) este proceso implica incorporar u omitir variables gradualmente para determinar la combinación óptima que ejerce el impacto más notable en la variable dependiente,

estableciendo así la ecuación de regresión más efectiva, en este proceso de proceso de modelado no solo considera las correlaciones entre las variables independientes, sino que también gestiona hábilmente la complejidad del modelo, evitando así problemas de sobreajuste. El método *stepwise* es ampliamente utilizado en el análisis exploratorio de datos y en el modelado predictivo, ya que permite identificar las variables más relevantes de un conjunto amplio de variables independientes, mejorando la capacidad explicativa y predictiva del modelo. En esta investigación, el proceso *stepwise* se llevó a cabo mediante el software estadístico R, aprovechando sus herramientas avanzadas para análisis de regresión. En R, este análisis de regresión por pasos se implementa principalmente mediante la función `step()` del paquete `base`.

La descripción de las variables consideradas en el análisis *stepwise* que pueden influir en el incremento del COS en los terrenos agrícolas son:

1. La “enmienda orgánica” refiere a la aplicación de 3 ton/ha de estiércol fresco de borrego cada 3 años.
2. La variable "descanso de la parcela" hace referencia al tiempo transcurrido desde que una parcela agrícola fue dejada en descanso (sin cultivar) y la periodicidad con la que se realiza esta práctica. En los terrenos analizados se ha dejado descansar al menos 1 año durante los últimos 5 años.
3. El surcado al contorno refiere a la preparación de surcos siguiendo la curva de nivel, su propósito es disminuir la erosión e incrementar la infiltración del agua en el suelo.
4. La aplicación de rastrojo implica que el 15 al 30 % de los residuos de la cosecha interior se ha dejado sobre el suelo.
5. El ganado en parcela refiere a permitir que entren animales a comer los rastrojos de la cosecha anterior.
6. La fertilización química fue indicada por los productores como 18-46-00 corresponde al fertilizante fosfatado DAP (fosfato di-amónico).

7. La Asociación de cultivos es una práctica que combina el maíz, frijol, haba y calabaza.
8. Las barreras vivas presentes son de árboles de ocote.

Se descartaron variables como rotación de cultivos, riego de las parcelas, semillas criollas o mejoradas y uso de abono verdes, por no ser representativas estadísticamente y tienen una contribución limitada a la variabilidad del modelo. La exclusión de estas variables no afectó significativamente la capacidad del modelo para explicar la variabilidad en los niveles de COS, lo cual se reflejó en indicadores de ajuste como el R^2 y el R^2 ajustado.

Análisis Percentil

De acuerdo con Cuevas *et al.* (2013), quienes realizaron una clasificación de unidades de producción pecuaria mediante el uso de percentiles (25, 50 y 75) de innovaciones adoptadas por productores pecuarios en Sinaloa, se realizó una descripción y clasificación socioeconómica de las unidades de producción analizadas por medio de este enfoque, con los cuales se dividió el objeto de estudio para analizar el nivel de carbón secuestrado en las parcelas agrícolas de unidades productivas diferenciadas. Walpole (2012), menciona que el análisis percentil permite dividir una distribución en segmentos más detallados, proporciona información sobre las colas de distribución que representa valores extremos. Esta técnica permite caracterizar grupos en función de criterios específicos. Para el análisis de esta investigación los percentiles se agruparon en cuartiles definidos como: 1° Cuartil (Q1): Percentiles 1 al 25 (valores más bajos), 2° Cuartil (Q2): Percentiles 26 al 50, 3° Cuartil (Q3): Percentiles 51 al 75, 4° Cuartil (Q4): Percentiles 76 al 100 (valores más altos).

4.3 Resultados y Discusión

Estimación del COS en las parcelas agrícolas

La distribución espacial de los valores de COS para los terrenos agrícolas de la microcuenca el Arenal se muestran en la Figura 17, en la que se los valores más altos se muestran con rojo y los más bajos con verde. Los valores observados

en los 24 sitios de muestreo varían entre $2.2 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ y $58.7 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, estos datos, evidencian una distribución heterogénea. Todas las parcelas se encuentran asociadas a una terraza de tierra, en la cual se ha acumulado el suelo, por lo que la heterogeneidad resalta que existe un manejo diferenciado según las características de manejo que le imprima cada productor, si bien, las características edafoclimáticas son iguales, se le puede acusar a la pendiente de estar influyendo en estos resultados, sin embargo Gadisa and Hailu (2020) han demostrado que no existe una relación significativa entre la pendiente y los almacenamientos de COS. Por otro lado, esta heterogeneidad coincide con los resultados de Yescas-Coronado *et al.* (2018), quienes identificaron una débil correlación espacial, la cual, la atribuyen principalmente al uso del suelo, en particular a la aplicación de enmiendas orgánicas, el riego y ciclos de cultivo que impactan directamente en la distribución del carbono, generando áreas con acumulaciones dispares.

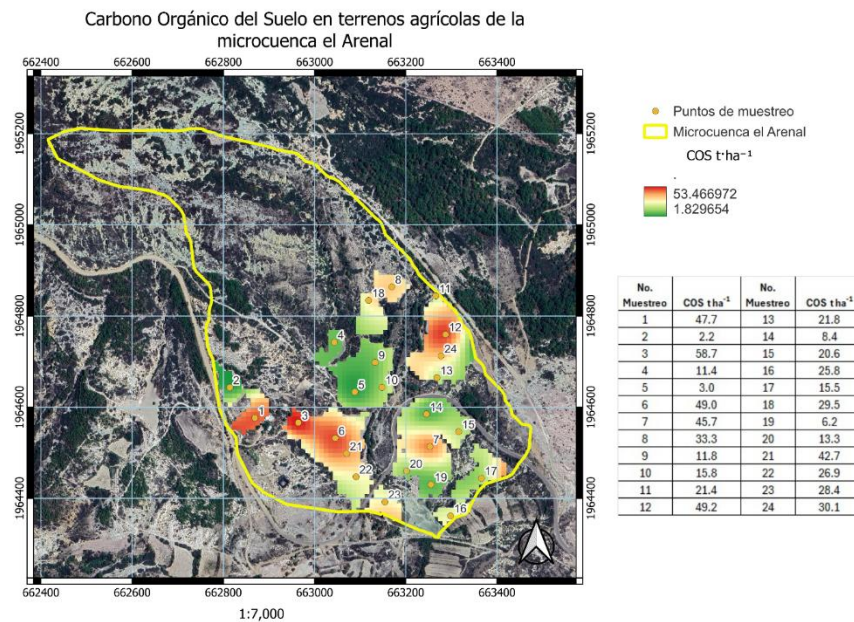


Figure 17. Valores medidos de COS en $\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$ de las parcelas agrícolas.

Variables relevantes en el almacenamiento de COS

El modelo ajustado Stepwise evaluó como diferentes prácticas agrícolas explican la variación del COS. En el Cuadro 13, se muestran las variables explicativas más relevantes. La variable intercepto, sirve como un punto de referencia para interpretar el efecto de las variables predictoras e indica que cuando las variables son cero, el valor estimado del COS es de $14.12 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$

Una enmienda orgánica es cualquier material orgánico, incluido el compost, los abonos animales, desechos orgánicos, biofertilizantes residuos de cultivos o acondicionadores sintéticos del suelo que se incorporan al suelo o se aplican en la superficie para mejorar el crecimiento de la planta (Hueso-González *et al.*, 2018). En relación con la variable enmienda orgánica, la aplicación de estiércol incrementa significativamente el almacenamiento de COS con un efecto positivo estimado en $16.93 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ por cada unidad adicional aplicada, lo cual, coincide con el estudio de Yescas-Coronado *et al.* (2018) y los hallazgos de Curien *et al.* (2021), donde en esta última investigación se indica que el estiércol sólido de animales herbívoros contienen un mayor contenido de carbono estable siendo más eficaz que el estiércol líquido o de animales granívoros para incrementar los almacenamientos de COS.

El uso de enmiendas orgánicas no solo tiene un efecto positivo en el almacenamiento del COS, sino también, como señalan diversos autores (Bautista-Zamora *et al.*, 2017; Cesarano *et al.*, 2017) la adición de enmiendas orgánicas al suelo mejora las condiciones fisicoquímicas y microbiológicas, y también, aumenta la disponibilidad de macro y micronutrientes necesarios para las plantas, esto conlleva a que disminuya el estrés y aumente la producción agrícola. Además, como señala Murillo-Montoya *et al.* (2020), las enmiendas orgánicas son utilizadas para mejorar las condiciones físicas, químicas y microbiológicas del suelo, permitiendo aumentar los macro y micronutrientes necesarios para que las plantas mejoren su producción.

Dentro de las principales enmiendas orgánicas se encuentran los abonos verdes, los lodos de depuración, estiércol y vermicompost, que, combinados con

microorganismos eficientes, tienen el potencial de mejorar la disponibilidad del agua para las plantas, reducir las emisiones de gases efecto invernadero, recuperar suelos degradados, disminuir la erosión, secuestrar metales pesados y carbono, y solubilizar macro y micronutrientes necesarios para las plantas (Murillo-Montoya *op cit*). En nuestro estudio, el uso de enmienda orgánica (aplicación de 3 ton/ha de estiércol fresco de borrego cada 3 años) fue significativa al 99% ($p<0.001$), lo cual concuerda con los resultados obtenidos por Murillo-Montoya (2020) sobre la importancia del uso de enmiendas para la conservación y mejoramiento de las características del suelo.

En este mismo sentido, Mbagwu (1992) evaluó los efectos de la adición de abonos orgánicos (estiércol de aves de corral) sobre las propiedades físicas de un Ultisol degradado en Nigeria como alternativa de la alta fertilización inorgánica en la zona. Encontró que, en comparación con el suelo tratado con fertilizantes inorgánicos, la aplicación de estiércol de aves de corral disminuyó de manera significativa la densidad aparente, aumentó la lámina total de agua disponible y la macroporosidad, la retención de agua, la conductividad hidráulica saturada, la capacidad de infiltración, la infiltración acumulada y el tiempo para llegar a la capacidad de campo.

Existen muchos estudios y evidencia empírica sobre la importancia de la cobertura del suelo, no obstante, en México, las pequeñas unidades de producción manejan sistemas de producción que incluyen ganado, el cual utiliza estos rastrojos para su alimentación. Nuestro estudio encontró que la aplicación de rastrojo al suelo fue significativa ($p<0.05$) en la conservación y almacenamiento del COS. Al respecto, Fonteyne (2024) señala que:

“Los rastrojos o socas son los residuos de cultivos que quedan en el campo después de la cosecha. Estos pueden incluir tallos, hojas y otros restos vegetales. Aunque la quema de rastrojos ha sido una práctica común, esta contribuye al cambio climático y afecta negativamente a los organismos microscópicos en el suelo. Esto es relevante porque la vida microscópica, incluyendo bacterias y hongos, desempeña un papel crucial en la

degradación de la materia orgánica y en los ciclos de elementos esenciales para la fertilidad del suelo. En este sentido, conservar los rastrojos ayuda a mantener la vida microbiana del suelo y contribuye a mejorar su estructura física: por un lado, dejar los rastrojos en la superficie del suelo actúa como una barrera natural que previene la erosión. Esto es fundamental para mantener la salud del suelo y la sostenibilidad a largo plazo de la tierra de cultivo. Además, durante la descomposición de los rastrojos se liberan nutrientes esenciales en el suelo, como nitrógeno, fósforo, potasio y calcio, reduciendo así la dependencia de fertilizantes inorgánicos. Aprovechar los rastrojos como cobertura del suelo no solo reduce el impacto ambiental de las quemas agrícolas, sino que también tiene un valor económico, por lo que esta práctica es una alternativa viable y rentable que ayuda a mejorar la fertilidad y la productividad del suelo.”

La agricultura manejada de forma convencional ha ocasionado la pérdida de 20-80 Mg C ha⁻¹ en las zonas agrícolas tropicales; Lal (2004) señala que las actividades agrícolas y los cambios de uso del suelo de los últimos 200 años, han provocado pérdidas por alrededor de 78 ±12 Pg. Y es que, como resultado de la incorporación de nuevos suelos a la agricultura, hasta el establecimiento de sistemas intensivos de cultivo, se producen disminuciones de CO que fluctúan entre 30 y 50 % del nivel inicial (Reicosky, 2002).

Al respecto Lal (2004) señala que la estrategia para mejorar el almacenamiento del COS consiste en devolver al suelo la biomasa que exceda de la capacidad de mineralización mediante la restauración de los suelos degradados o desertificados y la intensificación de las tierras agrícolas y forestales. En este sentido, en el análisis estadístico realizado en nuestro estudio, se obtuvo que el uso del rastrojo (residuos de cosecha) como cobertura del suelo en el terreno agrícola tiene un impacto positivo y significativo en el almacenamiento del COS, con un incremento promedio de 11.31 t·ha⁻¹ cuando se implementa esta práctica. Este resultado es coherente con lo reportado por Chen *et al.* (2015), quienes observaron que el uso del rastrojo en un sistema de labranza reducida no solo

mejoró el almacenamiento del C en el suelo, también estratificó el C en las capas superficiales, contribuyó a su estabilización y redujo las emisiones de CO₂ hacia la atmósfera, ya que el manejo del rastrojo evita la mineralización acelerada del C y promueve la integración a formas más estables. Los residuos de los cultivos son la fuente vital de nutrientes principales y menores de las plantas, y su papel es crítico en el suministro de gran parte del carbono orgánico esencial del suelo. Los residuos de los cultivos son la fuente vital de nutrientes principales y menores de las plantas, y su papel es muy crítico en el suministro de gran parte del carbono orgánico esencial del suelo (Shinde *et al.*, 2022).

El descanso de la parcela refiere a dejar las tierras sin cultivar temporalmente, de acuerdo con nuestros resultados esta relacionado a una disminución del COS. Si bien, no es estadísticamente significativo al 5% con una significancia marginal ($p < 0.1$), lo cual sugiere un efecto negativo. Este hallazgo, es congruente con los resultados aportados por Jiao *et al.* (2020) quienes, señalaron que disminución de las reservas de COS se le atribuye a la reducción de los aportes de biomasa, la mejor cobertura vegetal lo que promueve la exposición del suelo a procesos erosivos (eólicos hídricos), así como acelerar la mineralización del C previamente almacenado.

El surcado al contorno, el permitir que el ganado entre a la parcela, la fertilización química, la asociación de cultivos y las barreras vivas, no mostraron una relación estadísticamente significativa con COS en el modelo final ($p > 0.05$). Aunque puedan influir en COS, no explicaron de manera suficiente la variabilidad observada en este análisis.

Cuadro 13. Resultados del análisis estadístico stepwise

Variable	Estimación	Error Estándar	Valor t	Valor p	Significancia
Intercepto	14.116	4.5384	3.11	0.00716	**
Enmienda	16.9305	4.7324	3.578	0.00275	**
Descanso de parcela	-8.6109	4.2489	-2.027	0.06086	.

Surcado al contorno	3.5404	5.0071	0.707	0.49036
Aplicación de rastrajo	11.3124	5.093	2.221	0.04215 *
Ganado en parcela	5.973	5.1856	1.152	0.26742
Fertilización química	-1.0012	5.5837	-0.179	0.86009
Asociación de cultivos	-3.7731	6.4607	-0.584	0.5679
Barrera viva	0.3712	5.2366	0.071	0.94443

*** p < 0.001, ** p < 0.01, * p < 0.05, p < 0.1

Indicadores de ajustes del modelo

El modelo Stepwise mostro un ajuste robusto y una capacidad significativa para explicar la variabilidad en el COS, con un R^2 de 83.99% y un R^2 ajustado de 75.45%. La significancia global del modelo ($F = 9.834$, $p = 9.677e-05$) resalta la relevancia de las prácticas agrícolas como predictores del almacenamiento de C. Estos resultados, son consistentes con Zhang *et al.* (2022), quienes utilizaron el método estadístico Stepwise para evaluar con precisión los factores agrícolas y ambientales que influyen en la variabilidad del COS, en sus resultados, enfatizó que las practicas intensivas y su interacción con el manejo del suelo tiene efectos heterogéneos sobre el almacenamiento del C. Por otro lado, He *et al.* (2021) encontró que el manejo del suelo como la incorporación de residuos y enmiendas orgánicas explican de manera significativa los almacenamientos del Cos, lo cual, se asemeja en la contribución positiva de estas variables en nuestro modelo.

Descripción del entorno socioeconómico con un enfoque de Percentiles asociados al COS

A continuación, se muestran los resultados y el análisis socioeconómico, el cual, permite identificar cuales características en los productores reflejan una mayor capacidad de almacenar el COS y viceversa.

1° Cuartil con percentiles de 1 al 25. Este grupo tiene los niveles más bajos de COS (entre 2.17 t·ha⁻¹y 11.817 t·ha⁻¹). Los productores en este grupo suelen

tener parcelas más pequeñas (≤ 0.25 ha) y menor diversidad en cultivos, predominando maíz y frijol. No realizan prácticas como la aplicación de enmiendas orgánicas o el uso de fertilizantes químicos (18-46-00). La mayoría no deja rastrojo en el terreno, retirándolo completamente para uso como forraje. Los rendimientos agrícolas son los más bajos con 300 kg/ha muy por debajo del promedio de 566 kg/ha reflejando la limitada inversión en manejo del suelo

2º Cuartil: Percentiles 26 al 50: Este grupo tiene niveles intermedios-bajos de COS (entre 13.347 t ha⁻¹ y 21.79 t·ha⁻¹). Los productores cuentan con parcelas promedio de 0.5 ha y muestran una leve mejora en el manejo agrícola en comparación con el primer cuartil. Algunos aplican fertilizantes químicos como 18-46-00 y enmiendas orgánicas de manera limitada, además de dejar un 15% de rastrojo en el terreno, lo que contribuye parcialmente a la acumulación de materia orgánica. Aunque el descanso del suelo se realiza de forma más regular (cada 4-6 años), su manejo es inconsistente y no siempre se combina con prácticas sostenibles. Los rendimientos agrícolas son moderados, con valores aproximados de 450 kg/ha para maíz, acercándose al promedio, pero aún limitados por la falta de un manejo integral del suelo. La principal diferencia con el primer cuartil radica en el inicio de la adopción de prácticas como el surcado al contorno y el uso parcial de rastrojo, que comienzan a mejorar la fertilidad del suelo y los niveles de COS.

3º Cuartil: Percentiles 51 al 75: Este grupo tiene niveles intermedios-altos de COS (entre 25.766 t·ha⁻¹ y 33.316 t·ha⁻¹), marcando una clara mejora en el manejo agrícola respecto al primero y segundo cuartil. Los productores suelen contar con parcelas de tamaño promedio (0.5 ha) y adoptan prácticas más sostenibles, como el uso más frecuente de enmiendas orgánicas (estiércol aplicado cada 2-3 años) y la incorporación de rastrojo en proporciones de 15-30%. Además, descansan sus tierras regularmente (cada 4 años) y emplean surcado al contorno como una práctica común, lo que ayuda a conservar el suelo y mejorar su fertilidad. Estas prácticas permiten rendimientos más altos, con valores de 500-600 kg ha⁻¹ para maíz, que ya se encuentran al nivel del

promedio. En comparación con los cuartiles inferiores, los agricultores del tercer cuartil combinan el manejo de rastrojo, enmiendas y descanso, promoviendo una mayor acumulación de carbono orgánico en el suelo, aunque aún no alcanzan el nivel óptimo de eficiencia agrícola. Por lo tanto, el descanso por sí solo no es suficiente para aumentar los niveles de COS; su impacto positivo depende de cómo se maneje durante el periodo de inactividad agrícola. Esto refuerza la idea de que el descanso, si no está acompañado por un manejo adecuado, no solo puede ser ineficaz, sino que incluso puede perjudicar los niveles de carbono en el suelo.

4º Cuartil: Percentiles 76 al 100: Este grupo concentra los niveles más altos de COS (entre 42.73 t·ha⁻¹ y 58.687 t·ha⁻¹) y representa el manejo más avanzado y sostenible de las parcelas. Los productores, generalmente con parcelas de 0.5-1 ha, realizan uso intensivo de enmiendas orgánicas (hasta 4 camiones de estiércol cada 2 años), descansan el suelo durante periodos más largos (5 años o más), y dejan el 30% del rastrojo en el terreno, lo que potencia la acumulación de materia orgánica. Además, combinan estas prácticas con surcado al contorno y asociaciones de cultivos como maíz-frijol-haba-calabaza, maximizando el aprovechamiento del suelo y los recursos. Los rendimientos agrícolas son los más altos, con valores de 600-700 kg ha⁻¹ para maíz, superando el promedio. A diferencia de los cuartiles inferiores, los productores del cuarto cuartil logran un manejo integral del suelo, integrando prácticas sostenibles que no solo aumentan el COS, sino que también mejoran la productividad y la sostenibilidad a largo plazo.

El análisis de los cuartiles muestra cómo las prácticas agrícolas, el manejo del suelo y los sistemas de producción están relacionados con los niveles de Carbono Orgánico del Suelo (COS) en parcelas familiares de subsistencia. Los resultados revelaron que, en promedio, los productores tienen 60 años, siendo el 90 % de ellos hombres. Se identificó que participan en una agricultura familiar de subsistencia (AFS), dedicada exclusivamente al autoconsumo.

La superficie media por productor es de 0.5 hectáreas. Los rendimientos promedio obtenidos en los cultivos de los productores alcanzan 566 kg/ha para maíz, 466 kg/ha para trigo y 12.5 kg/ha para frijol, los cuales son destinados principalmente al autoconsumo familiar. Sin embargo, el principal valor económico asociado a estas actividades proviene del manejo del rastrojo, ya que los productores pueden obtener entre 60 y 80 pacas por hectárea, con un valor estimado por paca de \$80.0 a \$100.0. Debido a esto, el rastrojo se retira completamente de las parcelas para su uso como forraje, principalmente para alimentación de animales durante el año.

En términos de costos, la producción de maíz implica un gasto promedio de \$7,532.00 pesos por hectárea, considerando el uso de maquinaria y jornales. A pesar de estos costos, el balance económico se equilibra gracias al valor del forraje producido; por ejemplo, 80 pacas valoradas en \$100.00 cada una representan \$8,000.00 pesos, lo que compensa la inversión realizada en el cultivo. Este enfoque resalta la importancia del rastrojo como un recurso clave para la sostenibilidad económica de estos sistemas agrícolas familiares, sin embargo, también explica, porque ha sido difícil establecer sistemas sostenibles que favorezcan la cobertura del suelo con el rastrojo de la cosecha anterior. Los resultados muestran además, que las unidades de producción con mayor cantidad de carbono almacenado son las que cuentan con mayor cantidad de recursos (tierra agrícola disponible), en este sentido, los apoyos gubernamentales para pequeños productores son necesarios para poder compensar el costo económico de venta de los residuos de cosecha versus el beneficio ambiental por secuestro de carbono, esto nos muestra que aun en la producción agrícola mediante prácticas con enfoque regenerativo pueden ser susceptible de apoyos gubernamentales vía pagos de servicios ambientales a través de una mayor cantidad de COS.

Nuestro estudio contribuye con la identificación de prácticas tecnológicas que contribuyen al almacenamiento de COS en condiciones de agricultura de secano y pequeños productores agrícolas, lo cual coincide con lo señalado por otros

autores quienes mencionan que la restauración del COS agotado es posible a través de diversas estrategias, como la conversión de tierras marginales en usos restauradores, la promoción de prácticas de labranza reducida o cero combinadas con cultivos de cobertura o de residuos, y la implementación del ciclo de nutrientes a través del compostaje, la aplicación de estiércol y otras técnicas de manejo sostenible del suelo y el agua. El secuestro de carbono a largo plazo en el suelo se considera cada vez más como una estrategia integral para combatir el cambio climático (Nazir *et al.*, 2024).

4.4 Conclusiones

El manejo del suelo es determinante en los niveles de Carbono Orgánico del Suelo (COS). Las prácticas agrícolas sostenibles, como el uso de enmiendas orgánicas, la incorporación parcial del rastrojo, tienen una influencia positiva en los niveles de COS. En contraste, la falta de estas prácticas y el retiro completo del rastrojo contribuyen a niveles bajos de carbono en el suelo, limitando su fertilidad y sostenibilidad a largo plazo. Aunque el descanso es una práctica común entre los productores, los resultados muestran que su impacto en el COS depende de cómo se maneje. La ausencia de cobertura vegetal, la entrada excesiva de ganado, y la falta de complementos como enmiendas orgánicas pueden reducir la eficacia del descanso, e incluso generar efectos negativos en el almacenamiento de carbono.

Aunque los rendimientos de granos son limitados (566 kg ha⁻¹ para maíz, 466 kg ha⁻¹ para trigo y 12.5 kg ha⁻¹ para frijol), el valor económico del rastrojo compensa parcialmente los bajos rendimientos. Los productores logran entre 60 y 80 pacas de forraje por hectárea, con un valor estimado de \$80 a \$100 por paca, lo que refuerza la importancia del rastrojo en el balance económico.

Los cuartiles superiores (3º y 4º) presentan niveles más altos de COS, asociados a prácticas sostenibles como la aplicación intensiva de enmiendas orgánicas, el manejo del rastrojo. En contraste, los cuartiles inferiores tienen menores niveles de COS debido a la falta de estas prácticas, destacando la necesidad urgente de un manejo integral del suelo.

La mayoría de los productores opera bajo esquemas de agricultura de temporal con pequeñas parcelas de 0.5 ha en promedio. La producción de granos se destina principalmente al autoconsumo, mientras que el rastrojo cumple una función económica y alimenticia al ser utilizado como forraje para animales, maximizando el uso de recursos en un contexto de bajos ingresos.

Las prácticas como el uso de enmiendas orgánicas, la incorporación parcial del rastrojo, el surcado al contorno y descansos regulares bien gestionados se asocian con mayores niveles de COS y, por ende, con suelos más fértiles y resilientes. Sin embargo, la retirada completa del rastrojo, el manejo deficiente del descanso y la compactación por el ganado limitan el potencial de estos terrenos para actuar como sumideros de carbono, además de afectar negativamente los rendimientos.

Las prácticas sostenibles de secuestro de carbono (como el uso de enmiendas y una mayor cobertura vegetal, y otras) en el suelo deben sistematizarse, mejorarse y difundir ampliamente para lograr una mayor apropiación y adopción con la finalidad de contribuir a la mitigación del cambio climático. Hacia el futuro, estas observaciones ofrecen una base sólida para orientar políticas públicas y estrategias en mercados de carbono. Incentivar la adopción de prácticas agrícolas sostenibles mediante programas de pagos por servicios ambientales (PSA), financiamiento para pequeños productores y acceso a mercados de carbono podría transformar los sistemas agrícolas familiares en agentes clave de mitigación climática. Al combinar los beneficios ambientales con el desarrollo rural, estas políticas pueden asegurar que los productores no solo contribuyan a la captura de carbono, sino que también mejoren su productividad y calidad de vida, consolidando un modelo de agricultura sostenible y económicamente viable.

4.5 Referencias

Aguirre-Salado, O. T., Pérez-Nieto, J., Aguirre-Salado, C. A., & Monterroso-Rivas, A. I. (en prensa). Assessing the interaction between water erosion and SOC storage in a small Mexican watershed. *Ingeniería e Investigación*.

Bautista-Zamora, D.; Chavarro-Rodríguez, C.; Cáceres-Zambrano, J. y Buitrago-Mora, S. (2017). Efecto de la fertilización edáfica en el crecimiento y desarrollo de *Phaseolus vulgaris* cv. ICA cerinza. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas*, 11(1): 122-132. <http://dx.doi.org/10.17584/rcch.2017v11i1.5496>

Burbano Orjuela, Hernán. (2018). El carbono orgánico del suelo y su papel frente al cambio climático. *Revista de Ciencias Agrícolas*, 35(1), 82-96. <https://doi.org/10.22267/rcia.183501.85>

Chen, Z. D., Zhang, H. L., Dikgwatlhe, S. B., Xue, J. F., Qiu, K. C., & Tang, H. M. (2015). Soil carbon storage and stratification under different tillage/residue-management practices in double rice cropping system. *Journal of Integrative Agriculture*, 14(8), 1551-1560.

Chen, D., Wei, W., Daryanto, S., & Tarolli, P. (2020). Does terracing enhance soil organic carbon sequestration? A national-scale data analysis in China. *Science of the Total Environment*, 721, 137751. DOI: 10.1016/j.sci-totenv.2020.137751

Cotler, Helena, Martínez, Mario, & Etchevers, Jorge D. (2016). Carbono orgánico en suelos agrícolas de México: Investigación y políticas públicas. *Terra Latinoamericana*, 34(1), 125-138. Recuperado en 08 de enero de 2025, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792016000100125&lng=es&tlng=es.

Cesarano, G.; De Filippis, F.; La Storia, A.; Scala, F. y Bonanomi, G. (2017). Organic amedment type and application frecuency affect crop yields, soil fertility microbiome composition. *Applied Soil Ecology*, 120:254-264 <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.08.017>

Cuevas Reyes, V., Baca del Moral, J., Cervantes Escoto, F., Espinosa Garcia, J. A., Aguilar Ávila J., & Loaiza Meza, A. (2013). Factores que determinan el uso de innovaciones tecnológicas en la ganadería de doble propósito en Sinaloa, México. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*, 4(1), 31-46. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=265625754005>

Curien, M., Issanchou, A., Degan, F., Manneville, V., Saby, N. P., & Dupraz, P. (2021). Spreading herbivore manure in livestock farms increases soil carbon content, while granivore manure decreases it. *Agronomy for Sustainable Development*, 41, 1-13.

Fontayne, S. (2024). Manejo de residuos, un enfoque hacia la conservación del suelo. <https://www.cimmyt.org/es/noticias/manejo-de-residuos-un-enfoque-hacia-la-conservacion-del-suelo-y-la-biodiversidad/>

FAO, 2020. Recarbonización de los suelos del mundo. Consultado el 16 de noviembre en: <https://www.fao.org/3/ca6522es/CA6522ES.pdf>

Gadisa, S., and Hailu, L. (2020). Effect of Level Soil Bund and FaynaJuu on soil physico-chemical properties, and farmers adoption towards the practice at Dale Wabera district, western Ethiopia. *American Journal of Environmental Protection*, 9(5), 107–20. <https://doi.org/10.11648/j.ajep.20200905.12>

Gallardo, L. J. (2021). Manejos edáficos óptimos y captura de carbono: con referencia a suelos de Iberoamérica. *Industria Química*, (92), 74—82. https://www.academia.edu/49973332/Manejos_ed%C3%A1ficos_%C3%B3ptimos_y_captura_de_carbono_con_referencia_a_suelos_de_Iberoam%C3%A9rica

IPCC, 2023: Sections. In: Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, pp. 35-115, doi: 10.59327/IPCC/AR6-9789291691647

Lefèvre, Clara. Rekik, Fatma. Alcantara, Viridiana. Wiese, Liesl. FAO. 2017. *Carbono orgánico del suelo : el potencial oculto*. <https://bibliotecadigital.ciren.cl/handle/20.500.13082/29070>

Lal, R. (2003). Offsetting global CO₂ emissions by restoration of degraded soils and intensification of world agriculture and forestry. *Land Degrad. Dev.*, 14: 309-322. <https://doi.org/10.1002/ldr.562>

Li, W., Yang, Z., Jiang, J., & Sun, G. (2024). Spatial Variation and Stock Estimation of Soil Organic Carbon in Cropland in the Black Soil Region of Northeast China. *Agronomy*, 14(11), 2744.

Jayaraman, S., Naorem, A., Dalal, R. C., Sinha, N. K., Rao, C. S., Lal, R., ... & Singh, A. K. (2024). No-till farming and climate change mitigation: Lessons learnt from long-term no-till experiments and future perspectives. *Advances in Agronomy*, 187, 21-107.

Jiao, S., Li, J., Li, Y., Xu, Z., Kong, B., Li, Y., & Shen, Y. (2020). Variation of soil organic carbon and physical properties in relation to land uses in the Yellow River Delta, China. *Scientific reports*, 10(1), 20317.

Lal, R., Monger, C., Nave, L., & Smith, P. (2021). The role of soil in regulation of climate. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 376(1834), 20210084.

Lal, R. (2023). Carbon farming by recarbonization of agroecosystems. *Pedosphere*, 33(5), 676–679. <https://doi.org/10.1016/j.pedsph.2023.07.024>

Nazir, M. J., Li, G., Nazir, M. M., Zulfikar, F., Siddique, K. H. M., Iqbal, B., & Du, D. (2024). Harnessing soil carbon sequestration to address climate change challenges in agriculture. *Soil and Tillage Research*, 237, 105959. <https://doi.org/10.1016/j.still.2023.105959>

Mbagwu, J.S. (1992). Improving the productivity of a degraded Ultisol in Nigeria using organic and inorganic amendments. Part 1: Chemical properties and maize yield. *Bioresource Technology*, 42, 149-154. [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(92\)90074-8](https://doi.org/10.1016/0960-8524(92)90074-8)

Murillo Montoya, S. A., Mendoza Mora, A., & Fadul Vásquez, C. J. (2020). The importance of organic amendments in soil conservation and agricultural production. *Revista Colombiana De Investigaciones Agroindustriales*, 7(1), 58–68. <https://doi.org/10.23850/24220582.2503>

Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, k., & Wagner, F. (2003). Good practice guidance for

land use, land-use change and forestry. Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC, Japan, 3.42–3.43. [https:// bit.ly/49TLAcL](https://bit.ly/49TLAcL)

Pereira, G. W., Valente, D. S. M., Queiroz, D. M. de, Coelho, A. L. de F., Costa, M. M., & Grift, T. (2022). Smart-Map: An Open-Source QGIS Plugin for Digital Mapping Using Machine Learning Techniques and Ordinary Kriging. *Agronomy* 2022, Vol. (12), 1350–1350. [https://doi.org/10.3390/ AGRONOMY12061350](https://doi.org/10.3390/AGRONOMY12061350)

Hernández-Sampieri, R., & Mendoza, C. (2020). *Metodología de la investigación: las rutas cuantitativa, cualitativa y mixta*.

Hueso-González, P., Muñoz-Rojas, M., y Martínez-Murillo, J.F. (2018). The Role of Organic Amendments in Drylands Restoration. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 5:1-6. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.12.002>

Rattan Lal (2021): Soil management for carbon sequestration, *South African Journal of Plant and Soil*, DOI: 10.1080/02571862.2021.1891474

Shinde, R., Shahi, D. K., Mahapatra, P., Singh, C. S., Naik, S. K., Thombare, N., & Singh, A. K. (2022). Management of crop residues with special reference to the on-farm utilization methods: A review. *Industrial Crops and Products*, 181, 114772. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2022.114772>

Walkley, A. & Black, C.A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of chromic acid titration method: *Soil Science*, 37, 29–38. <https://bit.ly/3sNZEUJ>

Walpole, R. E., Myers, R. H., Myers, S. L., & Ye, K. (2012). *Probabilidad y estadística para ingeniería y ciencias* (Vol. 53, p. 816). México: Pearson educación.

Zamora-Morales, B.P., Mendoza-Cariño, M., Sangerman-Jarquín, D.M., Quevedo Nolasco, A. & Navarro Bravo, A. (2018). El manejo del suelo en la conservación de carbono orgánico. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 9(8), 1787-1799. Epub 06 de octubre de 2020. <https://doi.org/10.29312/remexca.v9i8.1723>

CONCLUSIONES GENERALES

La erosión hídrica es un proceso que influye en la dinámica y distribución del carbono orgánico del suelo (COS). Durante el proceso erosivo, se observa una redistribución del COS. En las zonas de inicio de la erosión (arranque), se presenta una pérdida de COS debido a la desestabilización de los agregados del suelo y la mineralización de la materia orgánica. Durante el transporte, el COS puede sufrir una mayor mineralización, pero también puede enriquecerse en los sedimentos debido al transporte selectivo de partículas finas. En los sitios de depósito, como en las depresiones del paisaje o detrás de estructuras de control de erosión, el COS se acumula y puede ser secuestrado de forma estable al quedar en condiciones carentes de oxígeno, actuando como un sumidero de carbono. El uso del suelo, la cobertura vegetal, la pendiente y las prácticas de conservación del suelo y agua (PCONSA) son factores clave que determinan la variabilidad y distribución espacial del COS en una microcuenca. Las prácticas agrícolas y de conservación sostenibles, como la aplicación de estiércol y la incorporación parcial de residuos de cosecha, contribuyen significativamente al aumento del COS en terrenos agrícolas. A nivel de paisaje, la erosión hídrica tiene una influencia negativa en la redistribución y el almacenamiento del COS. A mayor erosión, menor es el almacenamiento de COS, lo que subraya la importancia de implementar medidas de control de la erosión para mantener y aumentar las reservas de carbono en el suelo. En México, existe una oportunidad significativa para investigar más a fondo la redistribución del COS debido a la erosión hídrica y evaluar el potencial de las PCONSA (especialmente las presas de control de sedimentos) como sumideros de carbono. La cuantificación del carbono retenido en estas estructuras es necesaria para valorar su contribución a la mitigación del cambio climático y así poder sugerir políticas públicas que promuevan la agricultura del carbono. Las prácticas de conservación de suelo y agua son fundamentales para favorecer la retención de carbono orgánico del suelo, lo que a su vez contribuye a la mitigación del cambio climático y a la sostenibilidad de los sistemas agrícolas productivos.