

**Centro de Investigación Científica y de Educación  
Superior de Ensenada, Baja California**



---

**Maestría en Ciencias  
en Ciencias de la Tierra  
con orientación en Geociencias Ambientales**

---

**Análisis multitemporal de la cobertura del terreno y su  
asociación con las tasas de erosión hídrica en Acoculco, Puebla**

Tesis  
para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de  
Maestro en Ciencias

Presenta:

**Edgar Daniel Zaragoza Pulido**

Ensenada, Baja California, México  
2021

Tesis defendida por  
**Edgar Daniel Zaragoza Pulido**  
y aprobada por el siguiente Comité

---

**Dr. Thomas Gunter. Kretschmar**  
Codirector de tesis

---

**Dr. Rodrigo Méndez Alonzo**  
Codirector de tesis

**M. en C. Alejandro Hinojosa Corona**

**Dr. Francisco José Del Toro Guerrero**

**Dr. Marco Antonio García Zárate**



---

**Dr. Javier Alejandro González Ortega**  
Coordinador del Posgrado en Ciencias de la Tierra

---

**Dr. Pedro Negrete Regagnon**  
Director de Estudios de Posgrado

Resumen de la tesis que presenta **Edgar Daniel Zaragoza Pulido** como requisito parcial para la obtención del grado de Maestro en Ciencias de la Tierra con orientación en Geociencias Ambientales.

**Análisis multitemporal de la cobertura del terreno y su asociación con las tasas de erosión hídrica en Aocolco, Puebla**

Resumen aprobado por:

---

**Dr. Thomas Gunter Kretzschmar**  
Codirector de tesis

---

**Dr. Rodrigo Méndez Alonzo**  
Codirector de tesis

Las zonas de interés geotérmico son modelos interesantes en el diseño de políticas de ordenamiento territorial, debido a las iniciativas de sustentabilidad y análisis de impacto ambiental por parte de la Comisión Federal de Electricidad (CFE), con la finalidad de preservar el ecosistema y los recursos naturales del país fue analizado el comportamiento histórico de la cobertura del terreno, y la relación que esta tiene, con las tasas de erosión hídrica de la zona, a una escala territorial de microcuenca, las cuales presentan condiciones de aprovechamiento distintas (microcuenca 1 (C1), uso forestal; microcuenca Cuenca 2 (C2), uso agrícola). C1 y C2 se ubican en el municipio de Chignahuapan, en el Estado de Puebla. El análisis de la cobertura del terreno se realizó por medio de una clasificación supervisada de imágenes satelitales (5) de resolución media y baja de los satélites Landsat 5TM (3), Landsat 7 ETM+ (1), Landsat 8 OLI (2) para los años 1986, 1996, 2000, 2013, y 2018. Para la cuantificación de la pérdida del suelo por erosión hídrica, se utilizó la Ecuación Revisada de la Pérdida del Suelo (RUSLE, por sus siglas en inglés), el cual expresa su resultado en  $t\ a\ \text{año}^{-1}$ . En ella participan cinco variables: La agresividad de la lluvia (Factor R), la erodabilidad del suelo (Factor K), la longitud e inclinación de la pendiente (Factor LS), la cobertura del terreno (Factor C) y las prácticas de manejo y conservación del suelo (Factor P). Para calcular la agresividad de la lluvia, fueron utilizados sistemas satelitales de la NASA para la medición de la precipitación, para corroborarlos, fueron correlacionados con datos de precipitación obtenidos en tierra por medio estaciones climatológicas automatizadas de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). La erodabilidad del suelo fue calculada a través del análisis de la textura del suelo en laboratorio, por lo que se realizaron dos campañas de muestreo en las zonas estudiadas. La cobertura del terreno fue obtenida a través del promedio del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) de 3 imágenes (Temporada de lluvias, secas, e Intermedia) por año (los mismos que los de la cobertura). La longitud y la inclinación de la pendiente se realizó a través de un Modelo Digital de Elevación de 30 m de resolución espacial, y las prácticas del manejo y conservación fue tomada como 1. Los resultados del modelo RUSLE indicaron que la C1 presentaba en total una mayor pérdida del suelo que la C2, dichos fueron correlacionados con el volumen anual del escurrimiento de las microcuencas, mostrando una correlación significativa  $R^2 = > 80$ , además se realizó un análisis de sensibilidad para determinar la importancia de las variables que intervienen en la pérdida del suelo por erosión hídrica en la ecuación misma, determinándose que la longitud e inclinación de la pendiente en el presente estudio es el principal promotor de la erosión hídrica del suelo según el modelo.

Por otra parte, a través de un diseño experimental propio, inspirado en la literatura de la simulación de precipitación controlada en laboratorio, utilizando las muestras del suelo colectadas en los sitios para cuantificar la erosión hídrica potencial. Se utilizó un microaspersor de bajo caudal, con una intensidad de la precipitación de 100 mm/h la cual fue adecuada a un área de 0.02 m<sup>2</sup> la cual concentra una masa de 300 g de muestra del suelo en estado suelto, la intensidad de la precipitación se controló a través del regulador de flujo del aspersor mismo, el microaspersor fue colocado a ~ 80 cm de altura de la zona, y la inclinación de la pendiente se simuló de acuerdo a la inclinación de la pendiente al momento de la extracción de la muestra *in situ*. Aunque la estadística descriptiva individual de cada microcuenca, indica que hay en promedio una mayor pérdida del suelo en la C1 que la C2, la correlación del modelo RUSLE con el experimento no fue la esperada.

**Palabras clave:** ecohidrología, bosque de pino, Puebla, erosión, RUSLE

Abstract of the thesis presented **Edgar Daniel Zaragoza Pulido** as a partial requirement to obtain the Master of Science degree in Earth Sciences orientation in Environmental Geosciences

**Multitemporal analysis of land cover and its association with water erosion rates in the  
Acoculco, Puebla**

Abstract approved by:

---

**Dr. Thomas Gunter Kretzschmar**  
Thesis Codirector

---

**Dr. Rodrigo Méndez Alonzo**  
Thesis Codirector

The geothermal sites are interesting models in the design of land use planning policies, due to the sustainability initiatives and environmental impact analysis by the Federal Electricity Commission (CFE), in order to preserve the ecosystem and resources. natural areas of the country, the historical behavior of the land cover was analyzed, and the relationship that this has, with the rates of water erosion in the area, at a territorial scale of micro-basin, which present different conditions of use (micro-basin 1 (C1 ), forest use; Cuenca 2 (C2) micro-basin, agricultural use). C1 and C2 are located in the municipality of Chignahuapan, in the State of Puebla. The analysis of the land cover was carried out by means of a supervised classification of satellite images (5) of medium and low resolution of the satellites Landsat 5 TM (3), Landsat 7 ETM + (1), Landsat 8 OLI (2) for the years 1986, 1996, 2000, 2013, and 2018. For the quantification of soil loss due to water erosion, the Revised Soil Loss Equation (RUSLE) was used, which expresses its result in  $t\ yr^{-1}$ . Five variables participate in it: the aggressiveness of the rain (Factor R), the erodibility of the soil (Factor K), the length and inclination of the slope (Factor LS), the coverage of the land (Factor C) and the management practices and soil conservation (Factor P). To calculate the aggressiveness of the rain, NASA satellite systems were used to measure precipitation, to corroborate them, they were correlated with precipitation data obtained on land through automated weather stations of the National Water Commission (CONAGUA). The erodibility of the soil was calculated through the analysis of the soil texture in the laboratory, for which two sampling campaigns were carried out in the studied areas. The land cover was obtained through the average of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) of 3 images (Rainy, dry, and Intermediate season) per year (the same as those of the cover). The length and inclination of the slope was performed through a Digital Elevation Model of 30 m of spatial resolution, and the management and conservation practices were taken as 1. The results of the RUSLE model indicated that the C1 presented a total of a greater soil loss than C2, these were correlated with the annual volume of runoff from the micro-basins, showing a significant correlation  $R^2 \Rightarrow 80$ , in addition, a sensitivity analysis was carried out to determine the importance of the variables that intervene in the loss of the soil by water erosion in the equation itself, determining that the length and inclination of the slope in the present study is the main promoter of soil water erosion according to the model. On the other hand, through its own experimental design, inspired by the literature on the simulation of controlled precipitation in the laboratory, using soil samples collected at the sites to quantify potential water erosion. A low flow micro-sprinkler was used, with a precipitation intensity of 100 mm / h which was adequate to an area of 0.02 m<sup>2</sup> which concentrates a mass of 300 g of soil sample in a loose state, the intensity of

precipitation It was controlled through the flow regulator of the sprinkler itself, the micro-sprinkler was placed at ~ 80 cm high in the area, and the incline of the slope was simulated according to the incline of the slope at the time of sample extraction. in situ. Although the individual descriptive statistics of each micro-basin indicate that there is on average a greater loss of soil in C1 than in C2, the correlation of the RUSLE model with the experiment was not as expected.

**Keywords:** ecohydrology, land-use change, Pinus forest, Puebla, erosion, RUSLE

## Dedicatoria

**A mis padres y a mi hermana, por apoyarme en los momentos más difíciles.**

**A mi pareja, por estar para mí a pesar de la distancia, amarme, soportarme y apoyarme.**

**A mis amigos cercanos, por hacer de esta experiencia algo entretenido.**

## Agradecimientos

Al Departamento de Ciencias de la Tierra del Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE) por abrirme las puertas de la institución y brindarme una nueva perspectiva de mi ámbito profesional.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por darme la oportunidad de superarme académica y profesionalmente con su programa de becas (matrícula 18284429).

Al Proyecto GEMex por darme la oportunidad de ayudar a las comunidades rurales de Chignahuapan, Puebla a continuar desarrollando un mejor trabajo de generación materias primas y apoyarme económicamente después de la finalización de mi beca.

Al Dr. Thomas G. Kretzschmar por brindarme la oportunidad de investigar algo de mi interés, por siempre apoyar mis ideas y guiarme con las suyas, por estar al pendiente de mi cuando trabajé en campo y ayudarme a encontrar la luz al final del túnel.

Al Dr. Rodrigo Méndez Alonzo por nunca dudar de mí, acogerme como si fuera de su división, siempre ayudarme y brindarme apoyo cuando más lo necesité.

Al Dr. Francisco del Toro Guerrero por mostrarme de verdad lo que significa trabajar en la ciencia, a no conformarme e inspirarme a dar lo mejor de mí, a nunca darme por vencido, y sobre todo mostrarme que cualquier cosa siempre tiene un por qué y una solución.

Al M. en C. Alejandro Hinojosa por despertar en mí las ganas de saber más acerca del ámbito, por las llamadas de atención que me hicieron mejorar y por todo el conocimiento compartido.

Al Dr. Marco García por estar siempre al pendiente de mí y su disposición para trabajar.

A Daniel y Porfirio por ser mis compañeros en el trabajo de campo, ayudarme y enseñarme a muestrear.



A la Dra. Zayre González por enseñarme los principios de las Ciencias Ambientales, ser mi maestra y confiar en mí.

A mis amigos y compañeros que conocí en la división, muchas gracias por tener la iniciativa de hacerme parte de sus vidas, en verdad lo agradezco.

A las personas con las que viví, Maia, Young Ho, y Diana. Muchas gracias por todas las risas, las vivencias, muy buenas y también muy malas, nunca voy a olvidar nada de lo que vivimos.

A mis amigos de Tampico, por siempre estar para mi cuando me frustraba, darme un aliento y muchas risas.

A mi familia y mi pareja, los amo, todo lo que hago es para enorgullecerlos y cooperar para brindarles una mejor vida, siempre que estaba a punto de quebrarme, sus palabras de aliento y consuelo me impulsaban a dar el extra.

## Tabla de contenido

Resumen en español.....	ii
Resumen en inglés.....	iv
Dedicatoria.....	vi
Agradecimientos.....	vii
Lista de figuras.....	xi
Lista de tablas.....	xv
<b>Capítulo1. Introducción.....</b>	<b>1</b>
1.1 Antecedentes.....	1
1.2 Hipótesis.....	4
1.3 Objetivos.....	4
1.3.1 Objetivo general.....	4
1.3.2 Objetivos específicos.....	4
<b>Capítulo 2. Metodología.....</b>	<b>5</b>
2.1 Descripción de la zona de estudio.....	5
2.1.1 Hidrografía y atributos del terreno.....	6
2.1.2 Climatología.....	8
2.1.3 Geología, tipo y textura del suelo.....	9
2.1.4 Uso del suelo y vegetación.....	10
2.2 Modelo de la tasa de erosión hídrica con la ecuación RUSLE.....	11
2.2.1 Factor R (agresividad de la lluvia).....	13
2.2.2 Factor K (erodabilidad del suelo).....	14
2.2.3 Factor LS (longitud e inclinación de la pendiente).....	17
2.2.4 Factor C (cobertura del terreno).....	17
2.2.5 Factor P (prácticas de manejo y conservación).....	20
2.2.6 Análisis de la sensibilidad.....	20
2.3 Análisis de la cobertura del terreno.....	21
2.3.1 Preprocesamiento y procesamiento de las imágenes satelitales.....	22
2.3.2 Evaluación de la exactitud.....	24
2.3.3 Elaboración de la matriz de detección de cambio.....	25

2.4	Estimación de la biomasa .....	26
2.5	Volumen anual de escorrentía natural.....	28
2.6	Simulación controlada de la precipitación.....	28
<b>Capítulo 3.</b>	<b>Resultados.....</b>	<b>31</b>
3.1	Hidrografía y atributos del terreno.....	31
3.2	Factores que intervienen en la pérdida del suelo.....	32
3.2.1	Factor R (agresividad de la lluvia).....	32
3.2.2	Factor K (erodabilidad del suelo) y porcentaje de materia orgánica.....	34
3.2.3	Factor LS (longitud e inclinación de la pendiente).....	37
3.2.4	Factor C (cobertura del terreno).....	38
3.2.5	Análisis de sensibilidad.....	41
3.3	Tasas de la pérdida de suelo anual por erosión hídrica.....	41
3.3.1	Pérdida del suelo de la microcuenca C1.....	44
3.3.2	Pérdida del suelo de la microcuenca C2.....	45
3.4	Evaluación de la exactitud y análisis de la cobertura.....	47
3.4.2	Pérdida y ganancia de la cobertura .....	51
3.4.3	Matriz de cambio de cobertura .....	52
3.5	Estimación de la biomasa.....	53
3.6	Volumen anual de la escorrentía natural.....	55
3.7	Prueba del aspersor.....	57
<b>Capítulo 4.</b>	<b>Discusión.....</b>	<b>59</b>
4.1	Factores que intervienen en la pérdida del suelo.....	60
4.2	Relación de la pérdida del suelo y el análisis de la cobertura.....	62
4.3	Prueba del aspersor.....	64
<b>Capítulo 5.</b>	<b>Conclusiones.....</b>	<b>66</b>
<b>Literatura Citada</b>	<b>.....</b>	<b>68</b>

## Lista de figuras

<b>Figura 1.</b>	a) Macro localización del sitio de estudio con relación a la ubicación de los municipios de Chignahuapan y Puebla; b-c) localización de las microcuencas 1 (C1) y 2 (C2), y la localización de los pozos de exploración de La Alacaparroza (LA) y los Baños (LB), las características del terreno se observan en colores semi naturales producto de un compuesto RGB (mapa base ESRI, 2019).....	6
<b>Figura 2.</b>	Flujo de trabajo que explica cómo se definieron las microcuencas C1 y C2.....	7
<b>Figura 3.</b>	Precipitación anual estimada por la estación climatológica "Chignahuapan" (azul) y de IMERG (naranja) para el periodo 2000-2018.....	8
<b>Figura 4.</b>	Mapa de Edafología de la microcuenca 1 (C1).....	9
<b>Figura 5.</b>	Distribución del uso del suelo y vegetación de la zona de estudio; a) y b) representan a la microcuenca 1 (C1) y mientras que c) y d) a la microcuenca 2 (C2).....	11
<b>Figura 6.</b>	Flujo de trabajo para la aplicación del modelo RUSLE para la cuantificación de la pérdida del suelo por erosión hídrica.....	13
<b>Figura 7.</b>	Conjunto de bandas espectrales de los satélites Landsat 5TM (L5), 7 ETM+ (L7) y Landsat 8 (L8) OLI. Las bandas utilizadas para realizar los compuestos espectrales en Landsat 5TM, y 7 ETM+ son las bandas 1-5 y 7, y para Landsat 8 OLI son las bandas 2-7. Imagen modificada de NASA LANDSAT (NASA, 2021).....	23
<b>Figura 8.</b>	Flujo del trabajo para realizar la clasificación de la cobertura de las imágenes.....	24
<b>Figura 9.</b>	Modelo de trabajo seguido para la estimación de la biomasa por cuadrante.....	27
<b>Figura 10.</b>	Puntos en donde se hicieron los conteos de vegetación y extracción de muestras de suelo en la microcuenca C1 (Contorno amarillo) y la microcuenca C2 (Contorno rojo), para los meses marzo (verde) y julio (morado). El número representa el orden en que se hizo el muestreo en cada cuenca.....	27
<b>Figura 11.</b>	Diseño experimental para la simulación de la precipitación controlada en laboratorio.....	30

- Figura 12.** Mapas de la pendiente y elevación del terreno; a) y b) representan la pendiente de la microcuenca 1 (C1) y la microcuenca 2 (C2), respectivamente, expresadas en grados (°); c) y d) representan las elevaciones del terreno de la C1 y la C2, expresadas en metros sobre el nivel del mar (msnm).....31
- Figura 13.** Localización de las estaciones climatológicas utilizadas para el estudio y cálculo de los datos faltantes en relación con la ubicación de la microcuenca 1 (C1) y la microcuenca 2 (C2).....32
- Figura 14.** Correlación de los valores satelitales de la precipitación anual (PI) con los valores de precipitación de la estación climatológica (PE), en la zona de influencia de la estación. N es el número de datos usados.....33
- Figura 15.** Correlación de los valores satelitales de la precipitación anual (PI) con los valores de precipitación de la estación climatológica (PE), en la zona de estudio. N es el número de datos usados.....33
- Figura 16.** Triángulo textural de la microcuenca 1 (C1, color negro) y la microcuenca 2 (C2, color naranja) de las muestras de suelo recolectadas. Señalan la abundancia de suelos Francos, Franco arcillo-arenosos, Francos arenosos y Franco arcillosos en ambas zonas de estudio.....35
- Figura 17.** Interpolación de la distribución espacial de la erodabilidad del suelo obtenidos a partir de las muestras del suelo de la microcuenca 1 a) y la microcuenca 2 b). Los puntos representan los sitios de muestreo.....36
- Figura 18.** Interpolación del porcentaje (%) de materia orgánica contenida en las muestras del suelo de la microcuenca 1 a) y la microcuenca 2 b). Los puntos representan los sitios de muestreo.....37
- Figura 19.** Mapa de la distribución de los valores del Factor de Longitud e Inclinación de la pendiente del terreno para la microcuenca 1 a) y la microcuenca 2 b).....38
- Figura 20.** Distribución espacial de los valores del Factor C en la microcuenca 1 (C1, paneles verticales a la izquierda) y la microcuenca 2 (C2, paneles verticales a la derecha), durante el periodo de estudio (1986-2018).....40
- Figura 21.** Extensión expresada en porcentaje (%) de los niveles de erosión de la microcuenca (C1) durante el periodo de estudio.....42
- Figura 22.** Extensión expresada en porcentaje (%) de los niveles de erosión de la microcuenca (C2) durante el periodo de estudio.....42

<b>Figura 23.</b>	Mapas resultantes de la conjunción de los factores que conforman la Ecuación Revisada de la Pérdida del Suelo (RUSLE). La paleta de colores representa los diferentes niveles de erosión, mientras que los números de forma vertical representan el año.....	43
<b>Figura 24.</b>	Mapa de la pendiente del terreno (°) la microcuenca C1 (contorno amarillo), la red de drenaje (línea negra) y los sitios con valores con pérdida de suelo mayores a 22.5 t año <sup>-1</sup> (en rojo).....	45
<b>Figura 25.</b>	Mapa de la pendiente del terreno (°) la microcuenca C2 (contorno rojo), la red de drenaje (línea negra) y los sitios con valores con pérdida de suelo mayores a 22.5 t año <sup>-1</sup> (en rojo).....	46
<b>Figura 26.</b>	Cobertura del terreno digitalizada a mano en el año 2018 para la microcuenca C1 a) y la microcuenca C2 b) las cuales cuentan con la mayor exactitud según los resultados de la matriz de confusión.....	47
<b>Figura 27.</b>	Análisis de la variación de la cobertura del terreno de la microcuenca 1 (C1) expresado en hectáreas a través del tiempo.....	48
<b>Figura 28.</b>	Análisis de la variación de la cobertura del terreno de la microcuenca 2 (C2) expresado en hectáreas a través del tiempo.....	49
<b>Figura 29.</b>	Resultados del análisis de la cobertura del terreno de la microcuenca 1 (C1) y la microcuenca 2 (C2) durante el periodo del estudio.....	50
<b>Figura 30.</b>	Variación de la pérdida y ganancia de la cobertura del terreno en la microcuenca 1.....	51
<b>Figura 31.</b>	Variación de la pérdida y ganancia de la cobertura del terreno en la microcuenca 2.....	51
<b>Figura 32.</b>	a) Distribución espacial de la biomasa de la microcuenca C1, y b) de la microcuenca C2 por cuadrante de 10 x 10 m (número rosa = número de cuadrante), los valores están expresados en t ha <sup>-1</sup> .....	55
<b>Figura 33.</b>	Correlación entre los valores de pérdida del suelo del modelo RUSLE y el Volumen Anual de la Escorrentía (VAE) en la microcuenca 1 (C1). N significa el número de datos correlacionados.....	56
<b>Figura 34.</b>	Correlación entre los valores de pérdida del suelo del modelo RUSLE y el Volumen Anual de la Escorrentía (VAE) en la microcuenca 2 (C2). N significa el número de datos correlacionados.....	57

- Figura 35.** Gráfica de la pérdida de suelo en porcentaje (%) (azul) a través de la prueba del aspersor, y el gradiente de la pendiente de las muestras.....58
- Figura 36.** Evidencias fotográficas de las Prácticas de Manejo y Conservación del suelo en la microcuenca 1 (C1) a-c) y la microcuenca 2 (C2) d-f).....62
- Figura 37.** Análisis de la cobertura del suelo (%) en la microcuenca 1 (C1) y el contraste de la tasa de pérdida anual del suelo RUSLE ( $t\ a\tilde{no}^{-1}$ ).....63
- Figura 38.** Análisis de la cobertura del suelo (%) en la microcuenca 2 (C2) y el contraste de la tasa de pérdida anual del suelo RUSLE ( $t\ a\tilde{no}^{-1}$ ).....64

## Lista de tablas

<b>Tabla 1.</b>	Clasificación de los niveles de pérdida del suelo según Stone y Hilborne (2011).....	12
<b>Tabla 2.</b>	Niveles de la erodabilidad del suelo definidos por el USDA (1962). Entre menor es el valor de K, el suelo es menos erodable .....	16
<b>Tabla 3.</b>	Imágenes satelitales Landsat (5 TM; 7 ETM+; 8 OLI/TIRS) utilizadas para el cálculo del Factor C. Los satélites Landsat son de orbita baja (OTB), cuentan con una resolución espacial de 30 m, y un tiempo de revisita de 16 días, la ubicación (columna/fila) de las imágenes satelitales en la base de datos de Earth Explorer, la temporada hidrológica de la imagen, la fecha de adquisición de las imágenes y su respectivo Día Juliano.....	19
<b>Tabla 4.</b>	Imágenes utilizadas para la clasificación de la cobertura del terreno.....	22
<b>Tabla 5.</b>	Combinaciones de bandas Landsat 8 OLI y Landsat 5 TM y 7 ETM+ utilizadas para la digitalización de las muestras de entrenamiento de la clasificación supervisada.....	24
<b>Tabla 6.</b>	La elevación y la pendiente del terreno de la microcuenca 1 (C1) y la microcuenca 2 (C2). Los valores de elevación (Ele) y pendiente (Pen) están expresados en metros sobre el nivel del mar (msnm) y grados (°), respectivamente. Se enlistan los valores máximos (Max), mínimos (Min), la desviación estándar (DS) y el promedio.....	32
<b>Tabla 7.</b>	Valores calculados del Factor R a partir de la precipitación (P) anual, durante el periodo de estudio.....	34
<b>Tabla 8.</b>	Estadísticas descriptivas de los resultados de erodabilidad del suelo y la materia orgánica. Se enlistan los valores Promedio, máximos (Máx), mínimos (Mín), y la desviación estándar (DS).....	35
<b>Tabla 9.</b>	Valores promedio, máximos (Max) y mínimos (Min) del factor C de Cobertura del Terreno de la microcuenca 1 (C1) y la microcuenca 2 (C2).....	39
<b>Tabla 10.</b>	Coeficiente estandarizado beta de la regresión ( $\beta^*$ ) para realizar el análisis de sensibilidad.....	41
<b>Tabla 11.</b>	Pérdidas del suelo totales en la microcuenca 1 y su nivel de pérdida según la clasificación de Stone y Hilborne (2011).....	44
<b>Tabla 12.</b>	Pérdidas del suelo totales en la microcuenca 2 y su nivel de pérdida según la clasificación de Stone y Hilborne (2011).....	46



- Tabla 13.** Índice Kappa de la matriz de confusión para la evaluación de la exactitud de la clasificación de las imágenes satelitales para la microcuenca 1 (C1) y la microcuenca 2 (C2).....47
- Tabla 14.** Matriz de detección de cambio de cobertura en la microcuenca C1 durante el periodo 1986-2018. las cifras en diagonal (negrita y cursiva) representan las ha y % que han permanecido en la misma cobertura a través del tiempo. Los totales (Total) representan la cuantificación de cada cobertura en hectárea (ha) y porcentaje (%) en 1986 (vertical) y 2018 (horizontal). La cobertura de asentamientos humanos está representada por As. Hum.....52
- Tabla 15.** Matriz de detección de cambio de cobertura en la microcuenca C2 durante el periodo 1986-2018. las cifras en diagonal (negrita y cursiva) representan las ha y % que han permanecido en la misma cobertura a través del tiempo. Los totales (Total) representan la cuantificación de cada cobertura en hectárea (ha) y porcentaje (%) en 1986 (vertical) y 2018 (horizontal). La cobertura de asentamientos humanos está representada por As. Hum.....53
- Tabla 16.** Cuadrantes (C) monitoreados para la estimación de la biomasa (B) en toneladas/hectárea ( $t\ ha^{-1}$ ) en la microcuenca C1, número de especies encontradas por cuadrante, promedio del diámetro del tronco a la altura del pecho (DAP) por cuadrante, altura promedio de los individuos por cuadrante obtenida en las muestras de suelo adquiridas en el mismo cuadrante.....54
- Tabla 17.** Cuadrantes (C) monitoreados para la estimación de la biomasa (B) en toneladas/hectárea ( $t\ ha^{-1}$ ) en la microcuenca C2, número de especies encontradas por cuadrante, promedio del diámetro del tronco a la altura del pecho (DAP) por cuadrante, altura promedio de los individuos por cuadrante obtenida en las muestras de suelo adquiridas en el mismo cuadrante.....54
- Tabla 18.** Volumen de escurrimiento anual ( $m^3$ ), la Precipitación anual (P anual), los coeficientes de escorrentía (CE), y los valores K en la microcuenca 1 (C1) y la microcuenca 2 (C2).....56
- Tabla 19.** Estadísticas descriptivas de la comparación de los promedios (%) de pérdida de suelo por microcuenca (1 y 2), y desviación estándar (DS), entre la comparación de los datos del modelo RUSLE, y el experimento del aspersor con las muestras del sitio de estudio. En ambas microcuencas se determina que la microcuenca C1 presenta una mayor pérdida promedio del suelo que la microcuenca C2.....58
- Tabla 20.** Rangos de los valores del Factor C calculados en las diferentes coberturas en la microcuenca 1 (C1) y la microcuenca 2 (C2).....61

# Capítulo 1. Introducción

---

## 1.1 Antecedentes

La erosión hídrica es una forma de desgaste que ocurre sobre las estructuras físicas que componen la capa superficial de la litósfera, este desgaste es ejercido por el agua en sus diversas formas de desplazamiento, movimiento o flujo (Stokes et al., 2014). Aunque la erosión hídrica es un proceso natural, es acelerado por las actividades humanas (Marston et al., 2001) con acciones como la deforestación y el mal manejo de la tierra fértil por parte del sector agrícola.

Bertoni y Lombardi (1985) refieren que las tierras agrícolas se vuelven menos productivas por un mal manejo del suelo y por la erosión hídrica acelerada, lo que provoca:

1. La degradación de la estructura del suelo
2. La disminución de la materia orgánica
3. La pérdida del suelo
4. La pérdida de nutrientes

Los efectos acarrear graves consecuencias socioeconómicas en la industria de producción alimentaria, además de la acumulación de los sedimentos que son transportados y depositados por el agua en embalses, ríos y arroyos, lo cual afecta directamente al almacenamiento, calidad, y flujo de agua potable (Organización de las naciones unidas para la Alimentación y Agricultura, FAO, 2017). La erosión hídrica también afecta severamente a la infraestructura pública provocando desestabilización de edificios, calles, caminos, y puentes. Debido a la gran importancia que tiene el suelo como recurso, históricamente, el modelado de la erosión hídrica ha sido un tema importante de investigación (Aiello et al., 2015).

Diversos modelos físico-teóricos y trabajos experimentales coinciden en que la pérdida de suelo por erosión hídrica es un proceso en el que intervienen diversos factores (Bochet y García-Fayos, 2004).

Wischmeier y Smith (1978) del Departamento de Agricultura de Estados Unidos (USDA, por sus siglas en inglés), a través de la creación de la Ecuación Universal de la Pérdida del Suelo (USLE), lograron modelar y cuantificar en cinco variables la sinergia de los factores naturales y antropogénicos que participan en el proceso de la pérdida del suelo por erosión hídrica:

La agresividad de la lluvia (Factor R), la erodabilidad del suelo (Factor K), la longitud e inclinación de la pendiente (Factor LS), la cobertura del terreno (Factor C) y las prácticas de manejo y conservación del suelo (Factor P). Años más tarde, Renard et al., (1996) adaptaron dicho modelo en procesos computacionales, generando así la Ecuación Universal Revisada de la Pérdida de Suelos (RUSLE). Dicha aproximación es actualmente el modelo empírico de erosión más aplicado y aceptado en el mundo (Phinzi y Ngetar, 2019).

Las relaciones entre la erosión hídrica y la cobertura del terreno han sido abordadas por diversos autores (Thorne et al., 1985; Jasrotia y Singh, 2006; Dabral et al., 2008; Sharma 2010; Prassanakumar et al., 2012; Pacheco et al., 2019). La cobertura del terreno a través del tiempo evidencia las transformaciones de la superficie terrestre por la acción humana (ej. Colín-García et al., 2013; Carvajal y Pabón, 2016; Gutiérrez-Hernández et al., 2016). En la mayor parte de la superficie continental la conversión de la cobertura forestal a cobertura agrícola es la más representativa (Barbier et al., 2010). En los últimos 30 años (1990-2020) se estima una pérdida de ~ 420 millones de hectáreas de bosque para destinarlo a las prácticas agrícolas (FAO, 2020). La conversión del estado natural del suelo y la vegetación a terrenos agrícolas altera la estructura y funcionamiento de los ecosistemas (Vitousek et al., 1997) y provoca un creciente deterioro de los recursos naturales por la reducción de la cobertura vegetal, tales como: la desaparición de superficies forestales, la pérdida de los suelos, reducción de su fertilidad, contaminación de los cuerpos de agua y la reducción de la biodiversidad (Kiage et al., 2007; Pompa, 2008; Newman et al., 2014; González-Inca y Llanos-López, 2015; Panagos et al., 2015; Álvarez-Figueroa y Tamayo-Malactus, 2016; Muñoz y Pérez, 2017) . La relación entre la cobertura vegetal y la pérdida del suelo por erosión hídrica se describe como una curva exponencial negativa (si la cobertura disminuye, la pérdida de suelo por erosión hídrica aumenta) (Gysells et al., 2014). El entendimiento de la interacción entre el cambio en la cobertura del terreno y la pérdida del suelo por erosión hídrica se establece como una prioridad (FAO, 2017) y podría contribuir con la aplicación de acciones para mitigar su efecto. En términos antropogénicos, el rendimiento anual de los cultivos en el mundo ha disminuido en un 0.3

% por las pérdidas de suelo por erosión hídrica. Si no se aplican medidas correctivas se estima que para el 2050 el rendimiento anual disminuya hasta un 10 % (FAO y Grupo Técnico Intergubernamental de los Suelos; GTIS, 2015).

Un ejemplo de la problemática descrita es la que se presenta en las regiones forestales del municipio de Chignahuapan en el Estado de Puebla, las cuales son el hogar de ~ 450 especies de flora y fauna, 97 están clasificadas como especies amenazadas y cinco en peligro de extinción. En el municipio de Chignahuapan habitan ~ 70,000 personas (INEGI, 2021) y ~ 70% vive en condiciones de pobreza moderada (Secretaría de Desarrollo Social; SEDESOL, 2015)). Motivo por el cual, en los últimos 50 años, el territorio natural ha presentado problemas de tala de árboles de forma clandestina y un incremento de las actividades agrícolas y ganaderas (Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático; INECC, 2007). La cobertura vegetal natural juega un papel primordial en la conservación de los suelos al reducir la erosión hídrica (desde el impacto inicial de las gotas de lluvia hasta la presencia del escurrimiento superficial) (Burbano-Orjuela, 2016).

Hasta nuestro conocimiento, el único trabajo que ha relacionado los cambios en la cobertura del terreno con el proceso de erosión hídrica cerca del municipio de Chignahuapan (~ 60 km), lo realizaron López-García et al., (2019) en la zona de Tzicatlacoyan en el Estado de Puebla. Encontraron que las tasas de erosión severas y extremas se asocian con los sitios con un mayor gradiente de la pendiente (> 60 %), suelos desnudos y zonas alteradas con cobertura de bosque de encino, bosque caducifolio y desierto rosetófilo. Sus resultados contribuyeron con el conocimiento de las zonas vulnerables ante los procesos hídricos erosivos para los locatarios y para fomentar acciones de conservación de los suelos con un respaldo científico.

Debido a la gran relevancia que tiene la conversión de las zonas naturales en zonas agrícolas sobre la pérdida de los suelos por erosión hídrica, la conservación del suelo y agua y los recursos naturales. En este trabajo de investigación se relacionó el efecto multitemporal del cambio en la cobertura del terreno con el proceso de erosión hídrica, mediante una clasificación supervisada de la información espectral y la aplicación del modelo RUSLE durante un periodo de 30 años. La zona de estudio se localiza en el poblado de Acoculco, el cual es vecino de la zona forestal del municipio de Chignahuapan, en Puebla, México.

## **1.2 Hipótesis**

Al comparar dos pendientes que varían en el tipo de cobertura del terreno y longitud e inclinación de la pendiente, esperamos que la microcuenca con cobertura forestal presente menores valores de pérdida del suelo. Sin embargo, dado que ésta también puede presentar pendientes más pronunciadas, podría darse el efecto contrario.

## **1.3 Objetivos**

### **1.3.1 Objetivo general**

Analizar los cambios de la cobertura del terreno y la pérdida del suelo por erosión hídrica en una zona de exploración geotérmica, señalando las zonas más vulnerables a los procesos erosivos, considerando la comparación de dos microcuencas hidrográficas: (1) con cobertura forestal, y (2) con cobertura agrícola.

### **1.3.2. Objetivos específicos**

- Realizar un análisis de cobertura del suelo mediante el procesamiento de imágenes satelitales.
  
- Desarrollar un modelo geoespacial RUSLE con el fin de estimar la pérdida potencial anual del suelo por erosión hídrica.
  
- Comparar las mediciones del modelo RUSLE de pérdida del suelo con el fin de proponer una nueva metodología para estimar la pérdida del suelo a través de una simulación de la lluvia a una microescala.

## Capítulo 2. Metodología

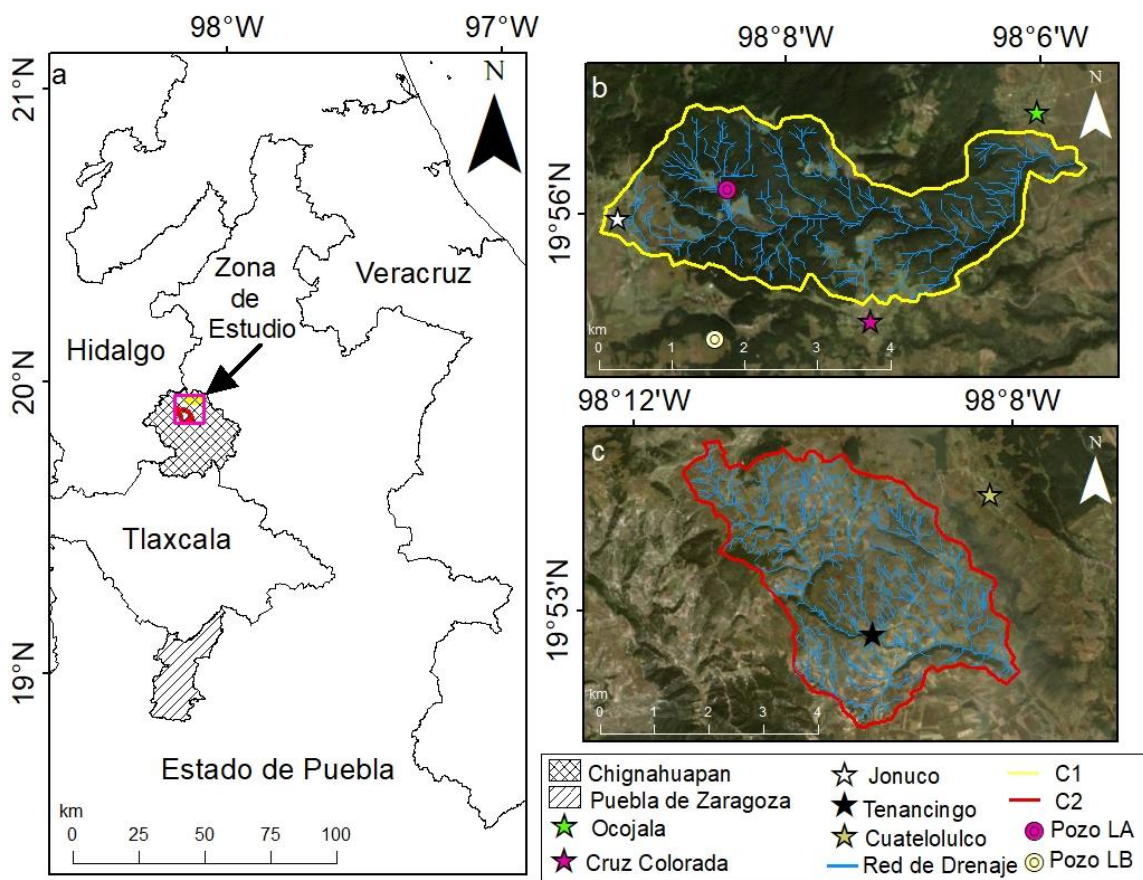
---

### 2.1 Descripción de la zona de estudio

El sitio de estudio se encuentra en el Norte del Estado de Puebla, a ~ 85 km al norte del Municipio y capital del estado, Puebla de Zaragoza, y se localiza en el Municipio de Chignahuapan. Colinda al sur (S) con el estado de Tlaxcala, y al oeste (O) con el estado de Hidalgo (Figura 1a). Para probar nuestra hipótesis, se seleccionaron dos microcuencas hidrográficas. La microcuenca 1 (C1, Figura 1b) y la microcuenca 2 (C2, Figura 1c) se ubican entre los paralelos 19°53' - 19°56' de latitud norte (N) y los meridianos 98°06' - 98°12' de longitud oeste (O). La C1 está ubicada al N, mientras que la C2 al S. Las localidades principales en la C1 son Cruz Colorada localizada en la parte S, Ocojala al O, y Jonuco Pedernales al E mientras que de la C2 se localizan los poblados de Tenancingo en la parte S, y Cuatelolulco en la parte NE.

Las microcuencas forman parte de la zona de exploración geotérmica de la Caldera de Acoculco (Viggiano-Guerra et al., 2011), la cual se considera un sistema geotérmico de roca seca (Peiffer et al., 2014). La zona ha sido estudiada por la CFE desde la década de 1980 y está registrada como un área de manejo forestal (Asmarf, 2015). Por lo tanto, en el sitio de estudio (C1 y C2) y en sus alrededores, se han realizado diversos trabajos relacionados con la exploración geotérmica, como son: reconocimientos preliminares de geología (Calcagno et al., 2018), geoquímica (Tello-Hinojosa, 1992) y geofísica (Lermo et al., 2008).

En el estudio geoquímico de Tello-Hinojosa (1992), se colectaron muestras de gases y agua de manantiales con temperatura superficial entre los 13 °C – 49 °C y se confirmó que el agua en esas zonas es de origen geotérmico. Los fluidos de tipo sulfatado-ácido y los análisis de composición química de gases demostraron que el dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) es el compuesto más abundante, y es un indicador de la proveniencia de un ambiente geotérmico (Tello-Hinojosa, 1994). La relevancia de estos resultados dio lugar a la perforación de dos pozos de exploración en 1995 (La Alcaparroza, LA) y 2008 (Los Baños, LB), respectivamente (Figura 1b).



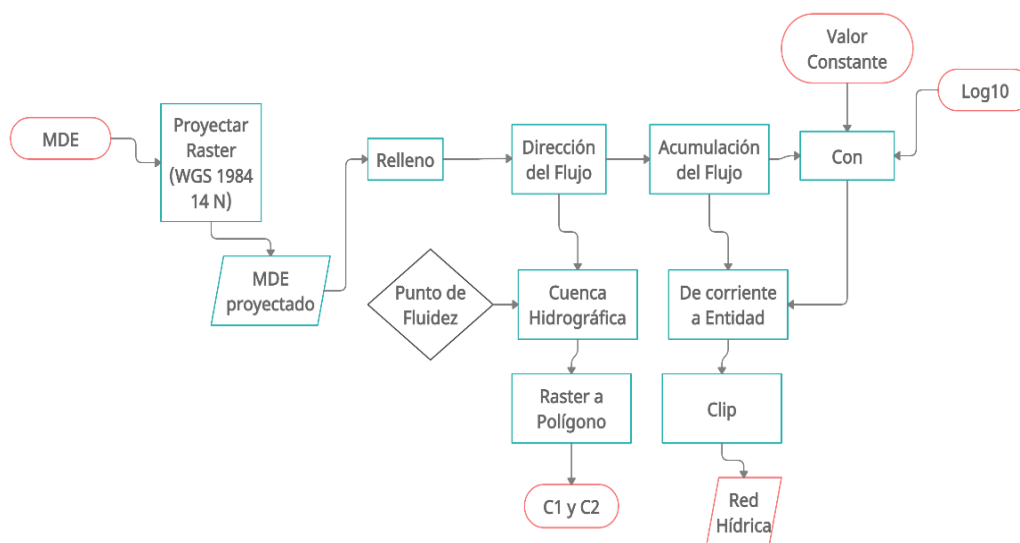
**Figura 1.** a) Macro localización del sitio de estudio con relación a la ubicación de los municipios de Chignahuapan y Puebla; b-c) localización de las microcuencas 1 (C1) y 2 (C2), y la localización de los pozos de exploración de La Alacaparroza (LA) y los Baños (LB), las características del terreno se observan en colores semi naturales producto de un compuesto RGB (mapa base ESRI, 2019).

### 2.1.1 Hidrografía y atributos del terreno

Los Modelos Digitales de Elevación (MDE) son representaciones físico - geográficas del terreno (Weibel y Heller, 1991) que se expresan en matrices de celdas o píxeles como archivos ráster. Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) permiten la operación de los MDE para determinar aspectos fisiográficos como la delimitación de cuencas hidrográficas. Los procesos de modelación de la dirección y acumulación del flujo superficial son necesarios para determinar los límites hidrográficos de las cuencas (parteaguas). En este trabajo, se utilizó un MDE de 30 m de resolución, extraído de "Space Shuttle Radar Topography Mission (SRTM, por sus siglas en inglés)" de la National Aeronautics and Space Administration (NASA, por sus siglas en inglés), a través de la página en línea de libre acceso OpenTopography (Krishnan et al., 2011) para delimitar hidrográficamente el sitio de

estudio (C1 y C2). Se utilizó la proyección Universal Transversal de Mercator (UTM) zona 14N con datum WGS84.

La proyección del MDE SRTM de coordenadas geográficas a UTM se realizó con el software ArcGIS 10.5 (ESRI, 2019). Se delimitaron las cuencas C1 y C2 con las herramientas de “Hidrología” (Hydrology) de la extensión de análisis espacial (Spatial Analyst). Se utilizó la herramienta “Rellenar” (Fill) que se encarga de rellenar los sumideros en la superficie del MDE. Los sumideros en la superficie del MDE, se deben rellenar para garantizar que exista un flujo de las partes altas a las bajas, sin sumideros en medio de su trayecto. Si los sumideros no se rellenan en el MDE, una red de drenaje derivada puede ser discontinua o errónea (ESRI, 2019). El MDE corregido se utilizó para calcular la “Dirección del Flujo” (Flow Direction), cuyo ráster resultante indica la dirección en la que el agua fluye con base en la orientación de la pendiente. A continuación, se utilizó la herramienta de “Acumulación del Flujo” (Flow Accumulation), cuyo raster resultante representa en cada celda, el flujo acumulado de celdas aguas arriba que contribuyen a la celda en cuestión (ej., la celda con la menor elevación de la red de drenaje será el que tenga el mayor flujo acumulado). Después, se utilizó la herramienta “Punto de Fluidez” (Snap Pour Point) para localizar en la red de drenaje el píxel con mayor acumulación de flujo, aguas abajo de los pozos de exploración geotérmica. A partir de ese sitio se delineó cada cuenca hidrográfica con la herramienta “Cuenca Hidrográfica” (Watershed). La C1 tiene un área de ~ 1030 ha y la C2 abarca un área de ~ 1700 ha, ambos límites hidrográficos definen el sitio de estudio en este trabajo de investigación. En la Figura 2 se muestra el orden de la aplicación de las herramientas de hidrología.

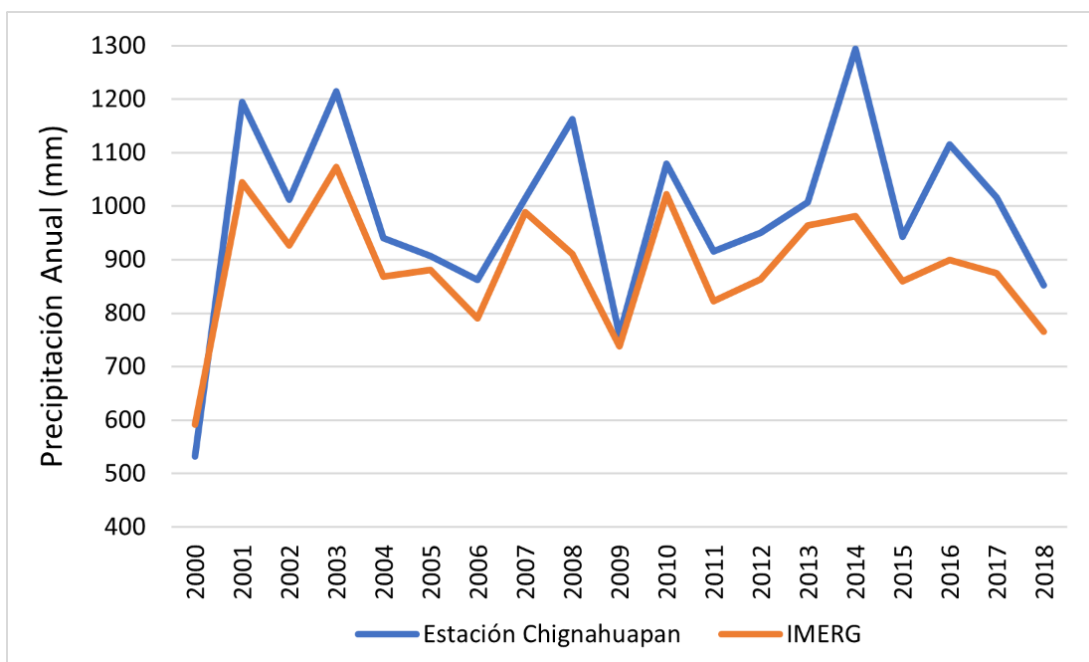


**Figura 2.** Flujo de trabajo que explica cómo se definieron las microcuencas C1 y C2.



### 2.1.2 Climatología

Rosas-Verdugo (2017) determinó que la región tiene un clima templado subhúmedo. La temperatura media anual va de los 13 °C – 17 °C, los valores máximos mensuales están registrados en abril y mayo, y los menores en enero y febrero. La precipitación media anual es de ~ 730 mm y se presenta principalmente durante los meses de septiembre y octubre, mientras que los meses con menor precipitación son enero y diciembre. Debido a que la precipitación es sumamente variable en espacio y tiempo (Flaounas et al., 2013), se utilizaron datos de la precipitación medidos en la estación climática Chignahuapan de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) y derivados de los sensores remotos producto del IMERG, para la misión espacial GPM (Global Precipitation Measurement Mission, por sus siglas en inglés) de la NASA. La estación climática “Chignahuapan” No. 21140 de la CONAGUA se localiza a ~ 20 km al SE de la zona de estudio y cuenta con un registro continuo de información climática de 1974-2017, mientras que la serie temporal de la precipitación de la Integrated Multi-satellite Retrievals for GPM (IMERG, por sus siglas en inglés) va del 2000 al 2018 (Figura 3).



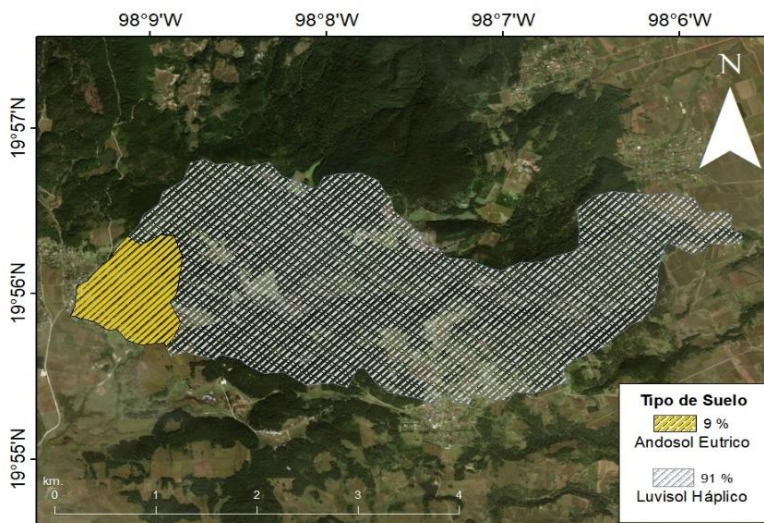
**Figura 3.** Precipitación anual medida por la estación climatológica "Chignahuapan" (azul) y del IMERG (naranja) para el periodo 2000-2018.

### 2.1.3 Geología, tipo y textura del suelo

La descripción de los atributos físicos de la geología, el tipo y textura del suelo, de la zona de estudio se realizó con información del conjunto de datos vectoriales de geología del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 1982) serie I, y la información edafológica, con el conjunto de datos vectoriales de edafología (INEGI, 2007) serie II, ambos mapas con una escala cartográfica de 1:250,000.

El sitio de estudio (C1 y C2) es un complejo volcánico que forma parte del Cinturón Volcánico Transverso Mexicano (CVTM) y constituye un arco volcánico continental relacionado con la subducción de las Placas de Cocos y Rivera bajo la Placa de Norteamérica a lo largo de la trinchera Mesoamericana (López-Hernández, 2009). Abundan las rocas volcánicas de origen ígneo extrusivo, las cuales son producto de la solidificación y enfriamiento del magma en la corteza terrestre (Servicio Geológico Mexicano; SGM, 2015).

La configuración edafológica de la C1 muestra dos tipos de suelo, un suelo de tipo Andosol Éutrico con textura arcillosa que cubre la microcuenca casi en su totalidad (91 %), la superficie restante (9 %) tiene un suelo de tipo Luvisol Háptico con textura limosa localizado hacia el O (Figura 4). Por otra parte, la C2 posee en su totalidad un suelo de tipo Phaeozem Háptico con textura arcillosa. Debido a la homogeneidad del tipo y textura del suelo de la C2, la edafología no está representada en una Figura.



**Figura 4.** Mapa de Edafología de la microcuenca 1 (C1).

La FAO (2017) describe a estos tipos de suelo como:

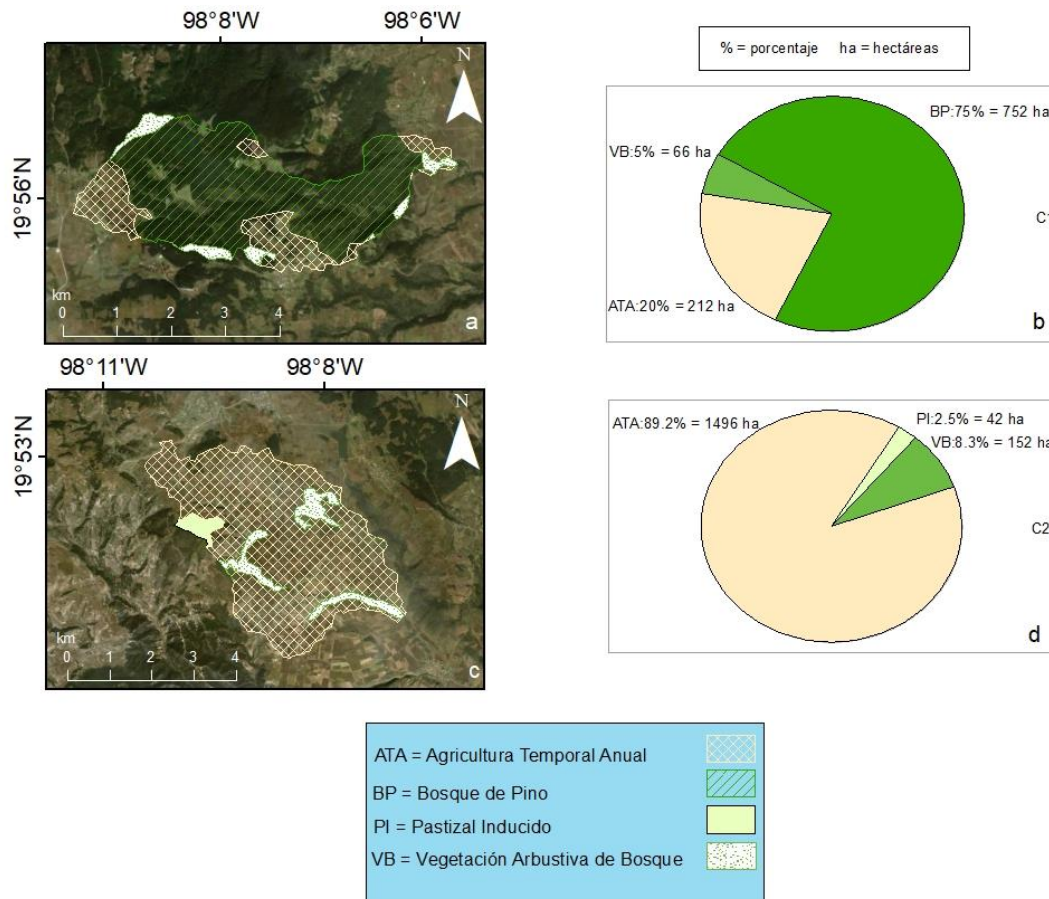
a) Andosol Éutrico, se forman generalmente en el mismo ambiente que el de las rocas ígneas, tienen un alto potencial para la producción agrícola y buena capacidad de almacenamiento de agua.

b) Luvisol Háptico, generalmente se forman en tierras llanas o suavemente inclinadas y regiones templadas-frescas y cálidas que tienen periodos estacionales bien marcados (temporadas secas y húmedas).

c) Phaeozem Háptico, suelen ser ricos en materia orgánica, con alta permeabilidad y abundan en regiones húmedas. Dan pie al desarrollo del pastizal de estepa y bosque.

#### **2.1.4 Uso del suelo y vegetación**

Aunque ambas microcuencas son próximas (~ 4 km), tienen distinto uso del suelo y diferente configuración de la vegetación (Figura 5). Ambos aspectos, están regulados principalmente por la pendiente del terreno. Según la cartografía del conjunto de datos vectoriales del uso del suelo y vegetación del INEGI (2013) serie V, en la C1, aproximadamente el 20 % de la superficie está clasificada como agricultura de temporal, la superficie restante tiene vegetación natural: bosque de pino (74 %) y vegetación secundaria (6 %). Predominan las coníferas, principalmente *Pinus ayacahuite var. veitchii*, *Pinus leiophylla*, *Pinus moctezumae*, *Pinus patula*, *Pinus rudis*, *Pinus teocote*, y *Quercus robur* (Rzedowski, 1994) (Figura 5a). En la C2, el 90 % del territorio está dedicado a las actividades productivas (agricultura de temporal), mientras que un 8 % presenta vegetación secundaria de bosque de pino, y un 2 % es pastizal inducido (Figura 5b).



**Figura 5.** Distribución del uso del suelo y vegetación de la zona de estudio; a) y b) representan a la microcuenca 1 (C1) y mientras que c) y d) a la microcuenca 2 (C2).

## 2.2 Modelado de la tasa de erosión hídrica con la ecuación de RUSLE

El modelo RUSLE es uno de los modelos empíricos más aceptados en el mundo (Efthimiou et al., 2014) que cuantifica y clasifica a la pérdida potencial del suelo por unidad de superficie (A) a través de cinco factores: agresividad de lluvia (R), erodabilidad del suelo (K), longitud e inclinación de la pendiente (LS), cobertura del terreno (C) y prácticas de manejo y conservación (P). Los resultados del modelo se expresan en unidades de masa, área y tiempo.

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \quad (1)$$

Donde:

A = Pérdida del suelo por unidad de superficie ( $t\ ha^{-1}\ año^{-1}$ )

R = Agresividad de la lluvia ( $MJ\ mm\ ha^{-1}\ h^{-1}\ año^{-1}$ )

K = Erodabilidad del suelo ( $t\ h\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$ )

LS = Longitud e Inclinación de la pendiente (-)

C = Cobertura del Terreno (-)

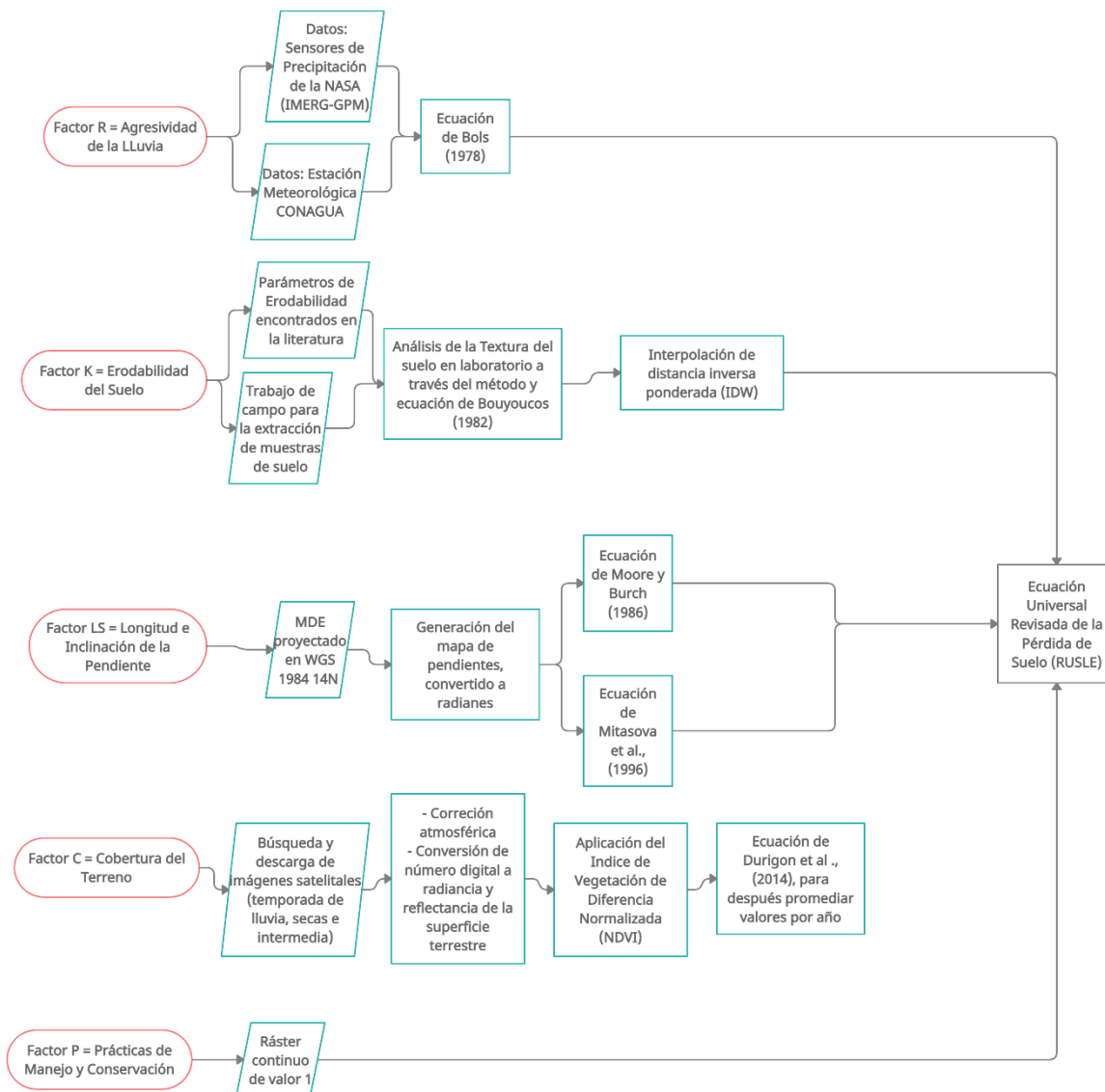
P = Prácticas de manejo y conservación (-)

El valor de la pérdida del suelo es expresado a través de la masa (tonelada), área (hectárea) y tiempo (año), la agresividad de la lluvia está descrita en unidades de energía (Mega-Joule), longitud (milímetros), área (hectárea), y tiempo (hora, año). Las unidades que describen la erodabilidad del suelo son masa (toneladas), tiempo (hora), la energía (Mega-Joule) y la precipitación (milímetros). La longitud y la inclinación de la pendiente, la cobertura del terreno y las prácticas de manejo y conservación, son adimensionales. Stone y Hilborne (2011) clasificaron los niveles de la pérdida de suelo en 5 clases (Tabla 1).

**Tabla 1.** Clasificación de los niveles de pérdida del suelo según Stone y Hilborne (2011).

<b>Nivel de Pérdida del Suelo</b>	<b>t año<sup>-1</sup></b>
Muy Bajo	< 6.7
Bajo	6.7 - 11.2
Moderado	11.2 - 22.4
Alto	22.4 - 33.6
Muy Alto	> 33.6

Las variables que componen el modelo RUSLE se calcularon en el software ArcGIS 10.5 (ESRI, 2019) a través de distintas ecuaciones y metodologías propuestas en la literatura. En la Figura 6 se muestra de manera general el flujo de trabajo seguido para modelar la pérdida del suelo por erosión hídrica a través del modelo RUSLE.



**Figura 6.** Flujo de trabajo para la aplicación del modelo RUSLE para la cuantificación de la pérdida del suelo por erosión hídrica.

### 2.2.1 Factor R (agresividad de la lluvia)

El factor de la agresividad de la lluvia (R) realiza el cálculo de la sumatoria de cantidad de la precipitación (mm) y la energía cinética liberada por la intensidad de la lluvia en un periodo de tiempo determinado. Originalmente, Wischmeier y Smith (1965), propusieron una ecuación que involucra a la energía cinética total liberada en un evento de precipitación y su intensidad en un

periodo de 30 minutos, sin embargo, las series temporales de precipitación medidas en escala menor a 1 día son difíciles de obtener o inexistentes en México y en otros países (Zerihun et al, 2018). El problema de la resolución espacial en los datos de precipitación se ha superado al desarrollar ecuaciones para calcular el Factor R con datos diarios, mensuales y anuales de estaciones climáticas (Borseli et al., 2008; Renard y Fremund, 1994; Mikhailova et al., 1997). Algunos productos de teledetección con sensores de radar incorporan la estimación de la precipitación en las mismas escalas temporales. En este trabajo, los datos de precipitación anual (mm/año; 2001-2016) con una resolución espacial de 0.1° (~ 10 km) se obtuvieron en formato ráster del IMERG para la GPM, a través del portal GIOVANNI de la NASA (<https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/>). El Factor R se calculó integrando los datos de P anual del IMERG-GPM en la ecuación propuesta por Bols (1978). Los valores de la agresividad de la lluvia en este estudio varían entre 179 – 327 (MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>).

$$R = \frac{2.5P^2}{100(0.073P + 0.73)} \quad (2)$$

Donde:

P = Precipitación anual (mm)

### 2.2.2 Factor K (erodabilidad del suelo)

La erodabilidad del suelo es una medida de la susceptibilidad del suelo al desprendimiento y transporte de sus partículas, la cual está influenciada por numerosas propiedades físicas, de las cuales Wischmeier y Smith (1960) consideran la distribución espacial de las partículas primarias, contenido de materia orgánica (MO), estructura del suelo y la permeabilidad como los factores más importantes que intervienen en la erodabilidad del suelo (Factor K).

Para este trabajo, el Factor K se obtuvo a través dos métodos:

- 1) Se realizó un cálculo de forma preliminar basado en información cartográfica de textura del suelo del mapa de Conjunto de Datos Vectoriales Edafológicos INEGI (2007) de escala 1:250,000, serie II. Estos datos se relacionaron con las ponderaciones que Stone y Hilborne (2011) tienen para el coeficiente del Factor K según el tipo de textura (gruesa, arena; media, limo; fina, arcilla) y el contenido de materia orgánica.
- 2) A través de muestras de suelo colectadas en campo y el procesamiento de las muestras en el laboratorio se determinaron la textura del suelo y el porcentaje de materia orgánica. Para la colecta de muestras en campo, primero se realizó una inspección visual de la zona de muestreo a través de imágenes satelitales (Google 2019) en conjunto con los datos vectoriales de la red nacional de carreteras y vialidades de INEGI (2011). El muestreo se planeó considerando la accesibilidad a los sitios, la inseguridad y el difícil acceso en algunas de sus zonas. Se optó por tener la mayor cantidad de sitios de muestreo de acuerdo con la disponibilidad de los caminos y la predisposición de los locatarios para permitir realizar la colecta de muestras. En total se lograron colectar 63 muestras de suelo, ~ 30 por cada microcuenca. Los sitios fueron registrados a través de un GPS.

En cada sitio de muestreo se delimitó un cuadrante de 20 x 20 cm se removió la materia orgánica visible y se extrajeron ~ 300 g de muestra con una profundidad de hasta ~ 30 cm medidos desde la superficie del terreno.

El procesamiento de las muestras de suelo se realizó por medio de dos metodologías:

- (1) La determinación de la textura, a través del análisis de las partículas del suelo en suspensión con la metodología del hidrómetro (Norma Oficial Mexicana, 2000) la cual se fundamenta en la Ley de Stokes (Beretta et al., 2014). El análisis textural del suelo se realizó con la siguiente ecuación (Bouyoucos, 1962):

$$K = \frac{\%arena + \%limo}{\%arcilla} * \frac{1}{100} \quad (3)$$

El Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA, 1962) mencionado en Bouyoucos (1962), nombra los niveles de erodabilidad del suelo como se describe en la Tabla 2.



**Tabla 2.** Niveles de la erodabilidad del suelo definidos por el USDA (1962). Entre menor es el valor de K, el suelo es menos erodable.

Nivel de erodabilidad	Valor de K (t h MJ <sup>-1</sup> mm <sup>-1</sup> )
Muy poco erodable	< 0.007902
Poco erodable	0.0079 – 0.0171
Erodabilidad moderada	0.0171 – 0.0329
Alta erodabilidad	0.0342 – 0.0684
Muy alta erodabilidad	0.0684 – 0.1027

(2) El cálculo del contenido de materia orgánica (MO; %) a través del método de calcinación (Romero, 2016). Este método consiste en pesar de manera inicial 10 g de muestra de suelo con una balanza analítica (PA3102 Ohaus Corporation) en crisoles de porcelana, para posteriormente introducirlos en un horno tipo mufla con indicador digital y convección de gravedad (MAKC-ME0142/18 Thermo Cientific).

Las muestras reposaron dentro de la mufla a una temperatura de 105 °C por un lapso de 24 horas, después de este proceso se vuelven a pesar las muestras. Una vez más, se vuelven a introducir a la mufla, pero esta vez a una temperatura de 280 °C por un lapso de 3 horas, para finalmente realizar una última lectura de su peso en la balanza.

El contenido de MO de las muestras de suelo se obtuvo a través de la siguiente ecuación (Romero, 2016):

$$MO (\%) = \frac{P1 - P2}{Pm} * 100 \quad (4)$$

Donde:

P1 = peso en gramos (g) después de las 24 horas a 105 °C

P2 = peso en gramos (g) después de 3 horas a 280 °C

Pm = peso inicial de la muestra (10 g)

### 2.2.3 Factor LS (longitud e inclinación de la pendiente)

La conjunción de la longitud de la pendiente (L) y su grado de inclinación (S), caracterizan el tipo de relieve y el efecto que tendrán los procesos hídricos erosivos. La comprensión de la forma del paisaje ayuda a identificar las rutas de los flujos de agua y la variabilidad espacial de las propiedades del suelo (Souza et al., 2004). Los valores del factor que describe la longitud e inclinación de la pendiente varían entre 0 e infinito (Ennaji et al., 2018).

El Factor LS se calculó con un MDE, bajo la metodología propuesta por Moore y Burch (1986):

$$LS = \left( FAcc \times \frac{Cell\ Size}{22.13} \right)^{0.4} \times \left( \frac{\sin(Slope)}{0.0896} \right)^{1.3} \quad (5)$$

Donde:

Flow Accumulation = La acumulación de Flujo (descrita anteriormente en la sección de atributos del terreno) (-)

Sin = Seno (grados)

Cell Size = Resolución del modelo digital de elevación (m)

Slope = La pendiente del terreno (radianes)

### 2.2.4 Factor C (cobertura del terreno)

La presencia de la vegetación natural contribuye con la reducción de la velocidad de la escorrentía y disminuye el efecto que tiene la erosión hídrica, mientras que su ausencia puede ser un indicador de la influencia de las actividades humanas (Patil y Sharma, 2013). Así, el Factor C modula el efecto del tipo de cobertura del terreno en la erosión hídrica y varía entre 0 - 1. Entre más cercano es el valor a 1 promueve la erosión y mientras más cercano a 0 el Factor C atenúa el efecto de la erosión hídrica.

El empleo de técnicas de teledetección y el uso de sus diferentes sensores espectrales para determinar el Factor C a través índices de cobertura en imágenes satelitales, generalmente ha dado buenos resultados (Puente et al., 2011; Vijith et al., 2017). Para ponderar la cobertura de vegetación natural, se utilizó el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), que jerarquiza la vegetación mediante su capacidad fotosintética al realizar una medición de su verdor (Meusburger et al., 2010). El NDVI se calcula a partir de división de la resta de la reflectancia espectral entre el infrarrojo cercano (NIR) y la banda roja (RED) del sensor satelital entre la suma de estos dos (Tucker, 1979). La ecuación del NDVI se expresa:

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED} \quad (6)$$

Donde:

NIR = Infrarrojo cercano

RED = Banda roja del espectro visible

El resultado va de -1 a 1. En general, valores mayores a 0.1 representan a la cobertura terrestre con actividad fotosintética, el resto de los valores representan otro tipo de cobertura. Entre mayor sea el valor, mayor es el verdor de la vegetación. Se consideró la variación intra anual del Factor C al promediar los valores del NDVI en tres temporadas hidrológicas distintas (lluvias, secas e intermedia) para cada año (1986, 1996, 2000, 2013 y 2019) basándose en la información de la precipitación de la estación Chignahuapan. Se consideró la disponibilidad de las imágenes libres de nubes. En algunos casos la disponibilidad de imágenes fue nula, por lo que se optó por utilizar información espectral del segundo mes más lluvioso/seco del año bajo análisis según sea el caso. De no encontrar, se utilizaron imágenes de la misma temporada, pero de años anteriores.

El Factor C se calculó con la ecuación propuesta por Durigon et al. (2014), quienes, a través de modelos de regresión lineal, la diseñaron para zonas con eventos de precipitación recurrentes. Dicha ecuación se expresa:

$$C_r = \frac{-NDVI + 1}{2} \quad (7)$$

Donde

$C_r$  = Factor C reescalado

$C_r$  adopta valores entre 0 y 1, entre más cercano a 1 la cobertura del terreno es más susceptible a los procesos de erosión hídrica.

En la Tabla 3 se enlistan las imágenes satelitales que fueron utilizadas en este trabajo. Fueron preprocesadas a través de la herramienta de “Semi-automatic Classification Plugin” (Congedo, 2013) para QGIS, la cual realiza la corrección atmosférica DOS1 (Chaves, 1988) y la corrección por resplandor usando de manera automatizada la información de los parámetros de corrección contenida en el archivo de los metadatos “MTL” de cada conjunto de imágenes.

**Tabla 3.** Imágenes satelitales Landsat (5 TM; 7 ETM+; 8 OLI/TIRS) utilizadas para el cálculo del Factor C. Los satélites Landsat son de órbita baja (OTB), cuentan con una resolución espacial de 30 m, y un tiempo de revisita de 16 días, la ubicación (columna/fila) de las imágenes satelitales en la base de datos de Earth Explorer, la temporada hidrológica de la imagen, la fecha de adquisición de las imágenes y su respectivo Día Juliano.

Satélite	Columna/Fila	Temporada	Fecha	Día Juliano
Landsat 5	25/46	Secas	27/01/1986	27
Landsat 5	26/46	Intermedia	10/05/1986	130
Landsat 5	25/46	Lluvias	08/09/1986	251
Landsat 5	26/46	Intermedia	21/05/1996	142
Landsat 5	26/46	Lluvias	12/10/1996	286
Landsat 5	26/46	Secas	15/12/1996	350
Landsat 7	26/46	Intermedia	22/05/2000	137
Landsat 5	25/46	Lluvias	30/10/1999	303
Landsat 5	26/46	Secas	10/12/2000	345
Landsat 8	26/46	Secas	31/01/2014	23
Landsat 8	26/46	Intermedia	18/04/2013	144
Landsat 8	26/46	Lluvias	07/10/2013	280
Landsat 8	25/46	Intermedia	27/05/2018	141
Landsat 8	26/46	Lluvias	20/09/2017	263
Landsat 8	26/46	Secas	15/12/2018	349

### 2.2.5 Factor P (prácticas de manejo y conservación)

Este factor pondera de manera adimensional, la interferencia que tienen los diferentes métodos utilizados para la conservación de los suelos en la zona de estudio. En este estudio, se consideró utilizar un valor del Factor P constante (Factor P =1) probado en la literatura (Jasrotia y Singh, (2006); Dumas et al., (2010); Efthimiou et al., (2014), el cual indica que ante la ausencia de evidencias científicas de prácticas y métodos de conservación del suelo en la zona, se toma un valor continuo de 1.

### 2.2.6 Análisis de sensibilidad

Para definir la importancia relativa de las variables independientes sobre la variable de la respuesta final del modelo RUSLE se realizó un análisis de sensibilidad (Mesén, 2009) el cual ya ha sido utilizado exitosamente en el modelo RUSLE para determinar la variable (R, K, LS, C) que tiene más impacto en el resultado final (A) (Benkobi y Smith, 1994; Yoder et al., 2001; Park Deog et al., 2012; Sujatha y Sridhar ,2018). El resultado va de 0 a 1 (entre más cercano a 0 tiene una menor sensibilidad, entre más cercano a 1 uno tiene una mayor sensibilidad) por lo que, a una mayor sensibilidad, la variable tendrá una mayor influencia en el resultado. Los datos usados para este análisis fueron los valores por píxel del modelo RUSLE (variable dependiente), el Factor K, el Factor C y el Factor LS (variables independientes), extraídos de los sitios de la colecta de muestras de suelo. Se utilizó el software estadístico de fuente abierta JASP (JASP Team, 2020) para comparar los coeficientes estandarizados de las regresiones para inferir que variable del modelo RUSLE tiene un mayor peso en el valor final del modelo. El análisis de sensibilidad se realizó a partir de la comparación de los coeficientes beta de cada correlación, definidos como (Mesén, 2009):

$$y = \beta x + \alpha \quad (8)$$

Donde

y = Variable dependiente

$\beta$  = Pendiente de la regresión

x = Variable independiente

$\alpha$  = Intersección con y

$$\beta^* = \frac{S_x}{S_y} \beta \quad (9)$$

Donde

$\beta^*$  = Coeficiente estandarizado de la regresión

$S_x$  = Desviación estándar de la variable independiente

$S_y$  = Desviación de la variable dependiente

$\beta$  = Pendiente de la regresión

### 2.3 Análisis de la cobertura del terreno

Las modificaciones de los ecosistemas terrestres por las actividades humanas van de la mano con la degradación del suelo. En general, este proceso implica una conversión del uso del suelo, que afecta a la biodiversidad de las diferentes coberturas naturales del terreno y puede acarrear graves consecuencias a los ecosistemas (Lambin, 1997). El análisis multitemporal de las imágenes satelitales ha demostrado ser una alternativa eficiente para el monitoreo de los cambios de la cobertura terrestre ya que proporcionan información valiosa sobre el estado de la vegetación, la clasificación, la cuantificación y la detección de los cambios en las diversas coberturas del terreno a través del tiempo (Chuvieco et al., 2010).

Para la cuantificación de las coberturas y la detección de cambios durante el periodo de 1986-2018, se utilizaron 5 imágenes Landsat que corresponden a los meses de abril y mayo (Tabla 6). Se realizó una inspección visual de la zona con imágenes de alta resolución (ESRI, 2019) para determinar los tipos de cobertura en la zona de estudio. De acuerdo con el sistema de clasificación de uso del suelo

y cobertura terrestre Nivel 1 (LaGro, 2005) se establecieron cuatro clases que coinciden en ambas microcuencas: bosque, pastizal, agricultura, y asentamientos humanos. Se asignó un valor constante en las superficies que representan los asentamientos humanos debido a su limitada cobertura espacial con respecto a la superficie total de cada cuenca (4 ha, C1; 25 ha, C2). En la Figura 8, se muestra el procedimiento que se llevó a cabo para realizar la clasificación.

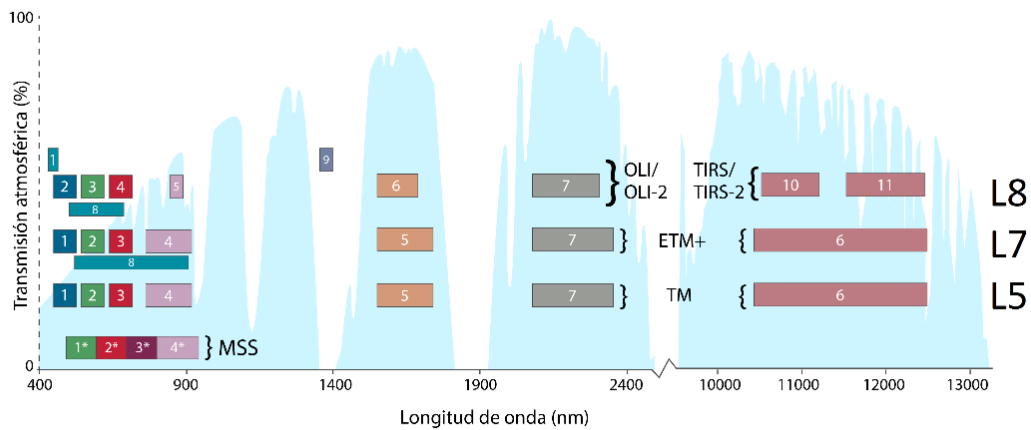
### 2.3.1 Preprocesamiento y procesamiento de las imágenes satelitales

Las imágenes utilizadas para realizar la clasificación de la cobertura del terreno fueron descargadas de manera gratuita en el portal “EarthExplorer” del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS) (Tabla 4). Las imágenes tienen el preprocesamiento “Tier 1” que presenta una corrección geométrica previa, proyección cartográfica UTM en el sistema WGS84 y pertenecen a la zona 14 N. Los valores de los píxeles de las imágenes tienen unidades de niveles de iluminación o números digitales y se deben transformar en unidades de energía reflejada (Asner et al., 2013).

El preprocesamiento de las imágenes se realizó con la herramienta de la Clasificación Semi Automática de Congedo y Munafo (2012) elaborado para el software libre de QGIS (2019) versión 3.12.2. La herramienta realiza automáticamente las correcciones atmosféricas, radiométricas y de reflectancia y posteriormente se mejoró la resolución espacial original del conjunto de imágenes Landsat 7 y 8 de 30 a 15 m mediante la función de refinado pancromático. A continuación, se generó un compuesto multiespectral por año, descartando las bandas espectrales que corresponden al infrarrojo térmico y las empleadas para la detección de gases y aerosoles. Los límites del espectro electromagnético de cada banda satelital Landsat se presentan en la Figura 7.

**Tabla 4.** Imágenes utilizadas para la clasificación de la cobertura del terreno.

Satélite	Fecha de adquisición de la imagen	Día Juliano
Landsat 5 TM	10/05/1986	130
Landsat 5 TM	21/05/1996	142
Landsat 7 ETM+	22/05/2000	142
Landsat 8 OLI	18/04/2013	108
Landsat 8 OLI	27/05/2018	147



**Figura 7.** Conjunto de bandas espectrales de los satélites Landsat 5TM (L5), 7 ETM+ (L7) y Landsat 8 (L8) OLI. Las bandas utilizadas para realizar los compuestos espectrales en Landsat 5TM, y 7 ETM+ son las bandas 1-5 y 7, y para Landsat 8 OLI son las bandas 2-7. Imagen modificada de NASA LANDSAT (NASA, 2021).

El posprocesamiento de las imágenes incluye la clasificación supervisada para la detección de la cobertura del terreno mediante la técnica de máxima verosimilitud que se basa en la información espectral de los píxeles para definir las áreas relativas correspondientes a cada clase (bosque, pastizal, agricultura, y asentamientos humanos) para cada año (1986, 1996, 2000, 2013, y 2018).

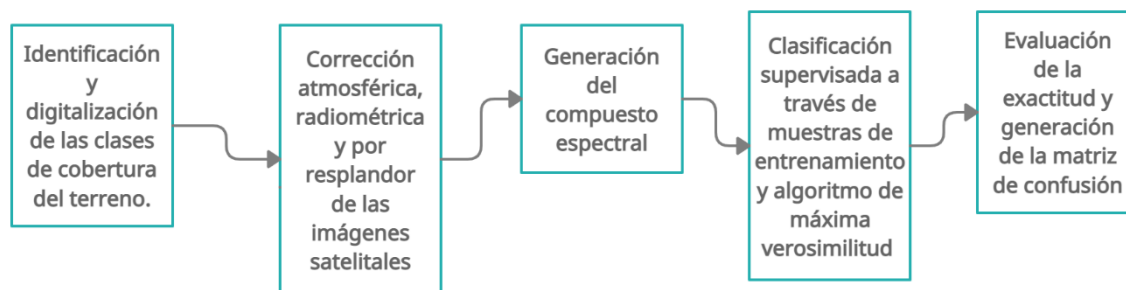
Este método consiste en “entrenar” al productor (la computadora) mediante la digitalización de polígonos en las zonas de interés para diferenciar espectralmente las diferentes coberturas del terreno (Maselli et al., 1994). Se utilizaron diversas combinaciones de bandas espectrales para resaltar diferentes atributos de la cobertura terrestre en cada imagen y facilitar la digitalización de las muestras de entrenamiento (Tabla 5).



**Tabla 5.** Combinaciones de bandas Landsat 8 OLI y Landsat 5 TM y 7 ETM+ utilizadas para la digitalización de las muestras de entrenamiento de la clasificación supervisada.

Realce espectral	Bandas: Landsat 8 OLI	Bandas: Landsat 5 TM y 7 ETM+
Color natural	4,3,2	3,2,1
Falso color (Zonas urbanas)	7,6,4	7,5,3
Infrarrojo (Vegetación)	5,4,3	4,3,2
Agricultura	6,5,2	5,4,1
Análisis de vegetación	6,5,4	5,4,3
Vegetación sana	5,6,2	4,5,1

En la Figura 8 se muestra el flujo de trabajo para la clasificación de las imágenes.



**Figura 8.** Flujo del trabajo para realizar la clasificación de la cobertura de las imágenes.

### 2.3.2 Evaluación de la exactitud

La evaluación de la exactitud de la clasificación se realizó con el método de la matriz de confusión (Rosenfield y Fitzpatrick-Lins, 1986). Se generó una nube de 200 puntos con la herramienta “Crear Puntos de la Evaluación de la Exactitud” (Create Accuracy Assessment Points) del software ArcGIS 10.5 (ESRI, 2019). Los puntos se distribuyeron de manera igualitaria (50 puntos por clase) (Camacho-Sanabria et al., 2015; Rwanda y Ndambuki, 2017) y equitativa al seleccionar la opción “Aleatorio Estratificado Igualado” (Equalized Stratified Random). Los puntos generados almacenan en la tabla de atributos la información de la cobertura de cada clase detectada por la computadora,

posteriormente esta información es verificada punto por punto por el usuario (persona física) para facilitar la detección de confusiones entre clases (productor-usuario).

El proceso de verificación se realizó con imágenes de alta resolución de Google Earth (1986, 2000, 2013, y 2018) (Google, 2019), la imagen de 1996 no fue verificada adecuadamente debido a la ausencia de imágenes satelitales de alta resolución, por lo que se usó una imagen de resolución media. Finalmente, con los resultados, se conformaron diez matrices de confusión (1 por año por microcuencia) con la herramienta “Generar Matriz de Confusión” (Compute Confussion Matrix).

La matriz de confusión proporciona información sobre la concordancia entre el productor y el usuario resultando en la valoración de la exactitud de la clasificación del terreno para cada clase por punto, la exactitud global y el índice de concordancia Kappa. El índice Kappa de Cohen (K) oscila entre 0 - 1, donde 1 representa el 100 % de exactitud (ESRI, 2019), este es calculado a través de la ecuación (Borrás et al., 2017):

$$K = \frac{po - pe}{1 - pe} \quad (10)$$

Donde

po = Proporción de los resultados obtenidos

pe = Proporción de los resultados esperados

La proporción de los resultados obtenidos y esperados es la comparación de la verificación de la ubicación de los puntos por clase de cobertura (productor-usuario).

### **2.3.3 Elaboración de la matriz de detección de cambio**

La elaboración de la matriz que analiza los cambios de cobertura con respecto al tiempo se llevó a cabo con la herramienta “Intersección” (Intersect) del software ArcGIS 10.5 (ESRI, 2019). Esta herramienta calcula la confluencia geométrica de las diferentes coberturas del terreno para determinar las extensiones de las coberturas que no presentaron cambio alguno en dos o más capas

de información (ESRI, 2019). En este estudio, se utilizó la información de la diferencia de la cobertura del terreno entre la temporalidad más antigua (1986) y la más nueva (2018) para explicar la transformación temporal total entre las diferentes coberturas del terreno en la zona de estudio.

## **2.4 Estimación de la biomasa**

La biomasa es un parámetro que está compuesto por el peso de la materia orgánica aérea y subterránea que existe en un ecosistema forestal (Schlegel et al., 2000). Se considera la masa total de organismos vivos presentes en un área o volumen dados (Eggleston et al., 2006). Para su estimación se utilizó el método indirecto (Segura, 1997) (Figura 9), el cual consiste en medir la altura y el diámetro del tronco de los individuos in situ localizados en cuadrantes de 100 m<sup>2</sup> para luego determinar el volumen (m<sup>3</sup>) del tronco por individuo. La sumatoria del volumen de los troncos por cuadrante se multiplica por la densidad de la madera por m<sup>2</sup>, obteniendo como resultado, la biomasa aproximada para esa zona.

La información de la densidad de la madera por individuo se obtuvo a través de la literatura (Ordóñez Díaz et al., 2015; Vázquez Cuecuecha et al., 2015). Se realizaron dos campañas de muestreo, la primera en el mes de marzo, la segunda en el mes de julio. Los sitios de muestro se especifican en la Figura 10. La altura de los individuos en cada cuadrante se midió con un telémetro láser (Forestry Pro-II NIKON modelo 2018) y el diámetro del tronco (DAP) se midió con una cinta diamétrica de 8 m (marca Forestry Suppliers).

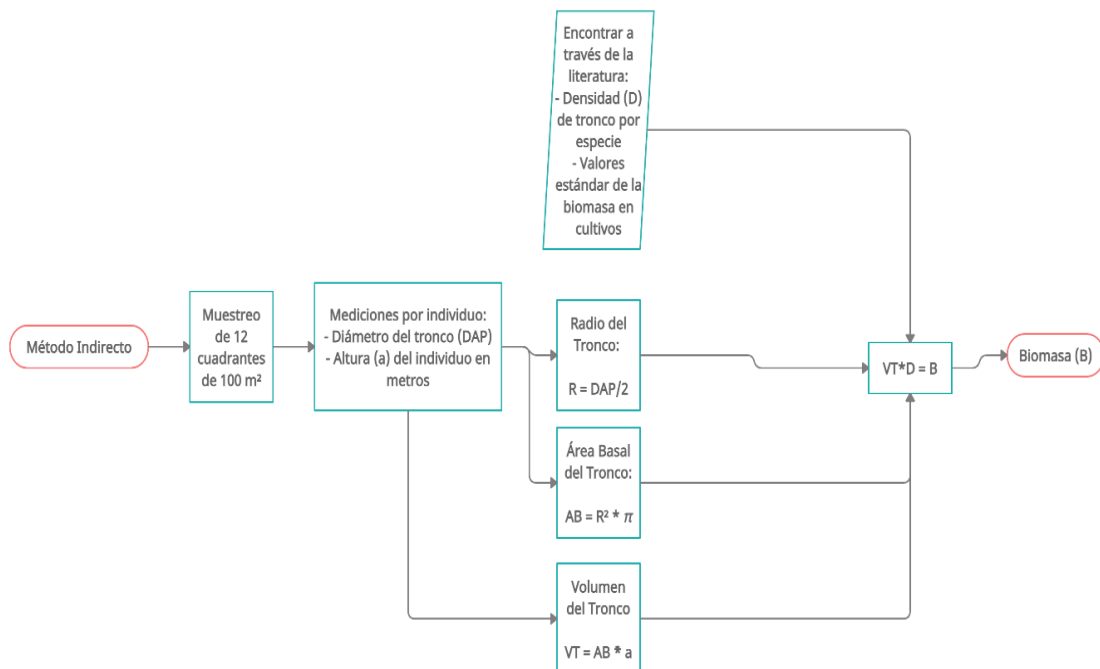


Figura 9. Modelo de trabajo seguido para la estimación de la biomasa por cuadrante.

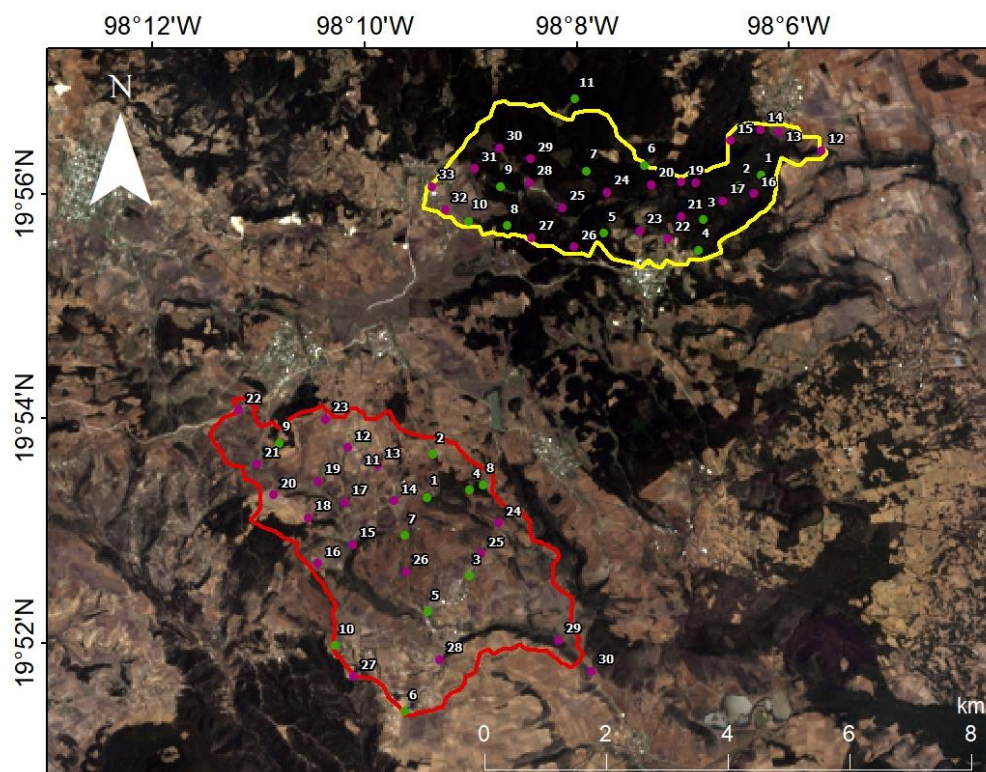


Figura 10. Puntos en donde se hicieron los conteos de vegetación y extracción de muestras de suelo en la microcuenca C1 (Contorno amarillo) y la microcuenca C2 (Contorno rojo), para los meses marzo (verde) y julio (morado). El número representa el orden en que se hizo el muestreo en cada cuenca.

## 2.5 Volumen anual de escorrentía natural

Con información de la Norma Oficial Mexicana (NOM, 2015) para determinar la disponibilidad media anual de las aguas nacionales, se calculó el volumen medio anual de escurrimiento natural para la C1 y C2 en los mismos años que se realizó el modelo RUSLE y el análisis de cobertura. Se utilizó el método de precipitación-escurrimiento con la siguiente expresión (NOM, 2015):

$$VAENC = P * A * Ce \quad (11)$$

Donde

VAENC = Volumen Anual de la Escorrentía natural de una Cuenca (m<sup>3</sup>)

P = Precipitación Anual (m)

A = Área de la Cuenca (m<sup>2</sup>)

Ce = Coeficiente de escorrentía (-)

El coeficiente de escorrentía se calculó en función del tipo y uso del suelo y del volumen de la precipitación anual de la cuenca bajo estudio (NOM, 2015). Los resultados se utilizaron para correlacionarlos con la tasa anual de la pérdida del suelo por erosión hídrica.

## 2.6 Simulación controlada de la precipitación

En esta investigación se propuso la simulación de la precipitación en microescala (laboratorio) considerando un área experimental de 0.02 m<sup>2</sup> en la que se colocó cada muestra de suelo (Figura 11). Este método se desarrolló de manera propia a partir de la consulta bibliográfica de métodos relacionados (Dunne, et al., 1980; Shelton et al., 1985; Meyer, 1988). La simulación de la lluvia se llevó a cabo por el método de aspersion (Elwell y Makwanya, 1980), que consiste en una pulverización del agua a presión relativamente constante a partir de una regadera conectada a una

manguera en donde la fuente potencial de presión es el bombeo manual. Se utilizó un aspersor de dos galones de capacidad (marca FloMaster modelo 2015). Este experimento tuvo como finalidad correlacionar el valor de la erosión hídrica (modelada) por píxel resultante en el año 2018 con el porcentaje perdido del suelo después de la lluvia simulada.

Se seleccionó una intensidad de la precipitación de 100 mm/h con un periodo de retorno de 10 años (CONAGUA, 2018). La cantidad de lluvia aplicada y la duración de la simulación se adaptó al área donde se realizó el experimento. El volumen total de la precipitación simulada fue de 1 L por cada 30 minutos.

El tratamiento de las muestras consistió en colocar individualmente en un contenedor las muestras de suelo de ambas microcuencas previamente secadas por el método de secado en horno (300 g por muestra) y simular la inclinación de la pendiente natural del terreno (medida en campo). Para corroborar la inclinación de la pendiente se utilizó una brújula tipo Bronton (marca Forestry Pro modelo 2018). Posteriormente se utilizó el aspersor a una altura  $\sim 80$  cm para simular la precipitación durante un lapso de 30 minutos.

Después de la simulación, las muestras de suelo húmedas se pasaron a una mufla (Tekno-lab modelo Dm1-2009). En ella, reposaron a sequedad a una temperatura de 105 °C durante un periodo de 24 horas. Posteriormente, se cuantificó el peso (gramos) de suelo perdido en cada simulación de lluvia que representa la erosión hídrica en el laboratorio. Debido a que el suelo se secó por completo a la temperatura antes mencionada, perdió peso adicional debido a la evaporación del contenido de agua higroscópica retenida en la matriz del suelo (Hirschi et al., 2011), por lo que se optó por realizar una corrección por humedad (Bowles, 1978):

$$\omega = \frac{W_{\omega}}{W_{\delta}} 100 \quad (12)$$

Donde:

$\omega$  = Contenido de humedad (%)

$W_w$  = Diferencia del peso de suelo húmedo y el suelo seco (g)

$W_s$  = Peso del suelo seco (g)

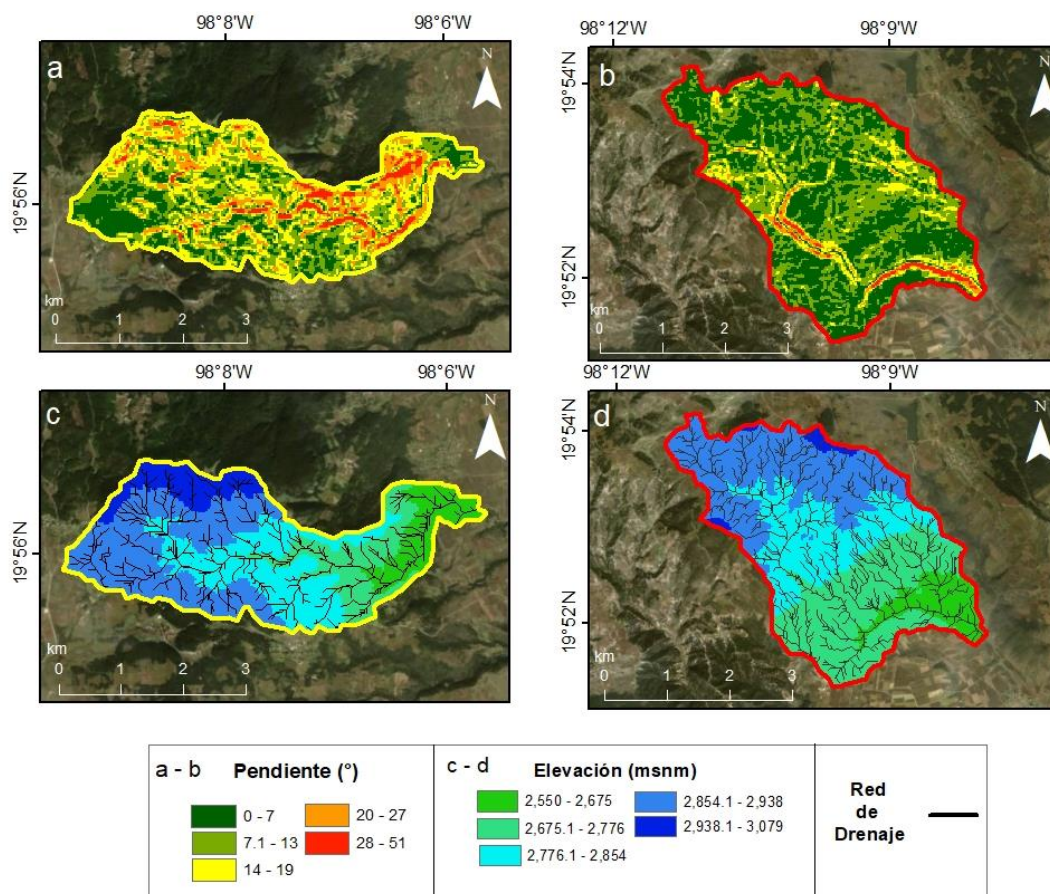


**Figura 11.** Diseño experimental para la simulación de la precipitación controlada en laboratorio.

## Capítulo 3. Resultados

### 3.1 Hidrografía y atributos del terreno

Los atributos del terreno (elevación y pendiente) de las cuencas C1 y C2 se resumen en la Tabla 6 y se muestran espacialmente en la Figura 12. La C1 es una zona relativamente más alta que la C2, la elevación va de los 2550 a los 3079 msnm y en promedio tiene 2826 msnm. El rango de elevación de la C2 va de los 2558 a los 2977 msnm, con un promedio de 2800 msnm. La pendiente de la C1 tiene un gradiente relativamente mayor que la C2. La C1 tiene una pendiente máxima de 51° y en promedio 13° de inclinación, la C2 tiene una pendiente máxima de 43° y en promedio de 8°. El valor mínimo de la pendiente en ambas microcuencas (0°) indica que hay zonas horizontales.



**Figura 12.** Mapas de la pendiente y elevación del terreno; a) y b) representan la pendiente de la microcuenca 1 (C1) y la microcuenca 2 (C2), respectivamente, expresadas en grados (°); c) y d) representan las elevaciones del terreno de la C1 y la C2, expresadas en metros sobre el nivel del mar (msnm).



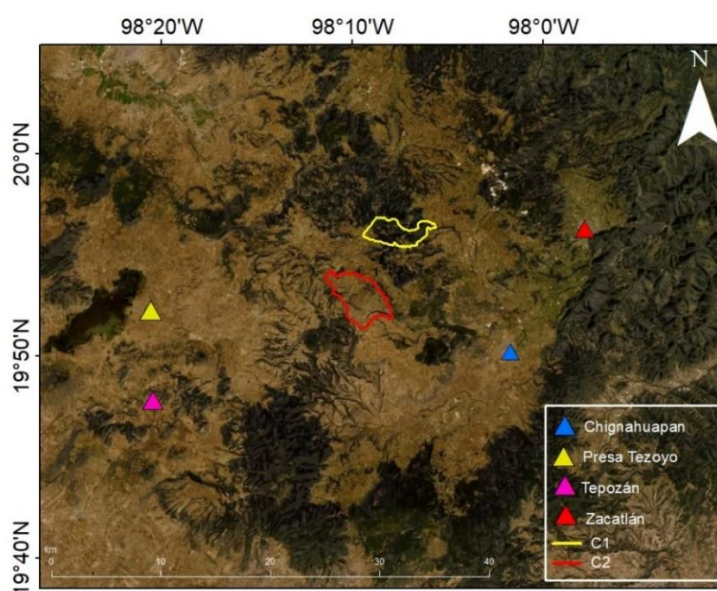
**Tabla 6.** La elevación y la pendiente del terreno de la microcuenca 1 (C1) y la microcuenca 2 (C2). Los valores de elevación (Ele) y pendiente (Pen) están expresados en metros sobre el nivel del mar (msnm) y grados ( $^{\circ}$ ), respectivamente. Se enlistan los valores máximos (Max), mínimos (Min), la desviación estándar (DS) y el promedio.

Valor	C1 Ele	C1 Pen	C2 Ele	C2 Pen
Max	3079	51	2977	43
Min	2550	0	2558	0
DS	106	8	89	5
Promedio	2826	13	2800	8

## 3.2 Factores que intervienen en la pérdida del suelo

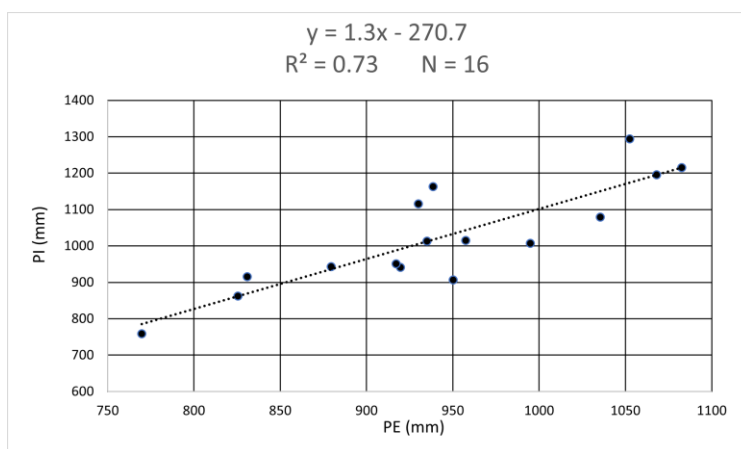
### 3.2.1 Factor R (agresividad de la lluvia)

Debido a la ausencia de datos de precipitación en los productos de teledetección en los años 1986 y 1996, se utilizó información de la precipitación anual de la estación “Chignahuapan” No. 21140 de la CONAGUA (2018). Se calcularon algunos datos faltantes de la estación con datos de otras estaciones (“Tepozán”, “Presa Tezoyo” y “Zacatlán”) para el año 1986. Se utilizó el método de Promedios Vecinales descrito en Campos (1998) y Aparicio (2011). Todas las estaciones mencionadas se localizan a una distancia de 10 a 20 km de la zona de estudio (Figura 13).

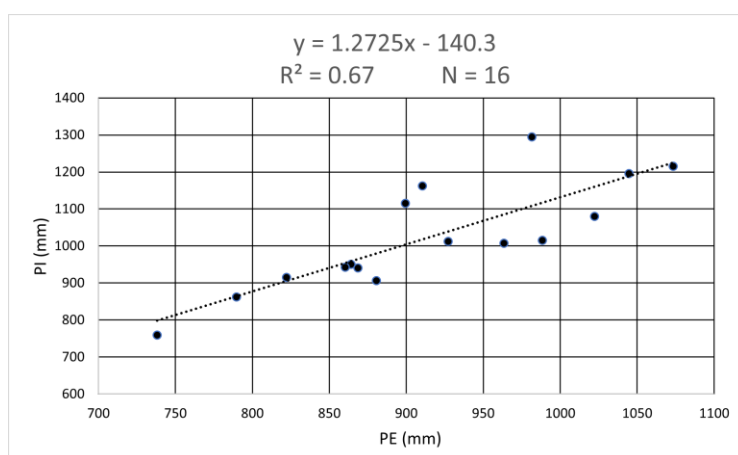


**Figura 13.** Localización de las estaciones climatológicas utilizadas para el estudio y cálculo de los datos faltantes en relación con la ubicación de la microcuenca 1 (C1) y la microcuenca 2 (C2).

Se compararon los datos de precipitación anual para el periodo 1986-2018 de los sistemas satelitales (IMERG) con los datos de la precipitación anual (P) de la estación Chignahuapan en la zona de estudio (Figura 14) y en la zona de influencia de la estación (Figura 15). Se utilizó la ecuación de regresión calculada en la Figura 14 para rellenar datos faltantes de precipitación anual de la estación Chignahuapan para los años 2001-2003 donde no hay información en la estación.



**Figura 14.** Correlación de los valores satelitales de precipitación anual (PI) con los valores de precipitación de la estación climatológica (PE), en la zona de influencia de la estación. N es el número de datos usados.



**Figura 15.** Correlación de los valores satelitales de la precipitación anual (PI) con los valores de precipitación de la estación climatológica (PE), en la zona de estudio. N es el número de datos usados.

Los resultados de la agresividad de la lluvia en la zona de estudio para la precipitación de los 5 años de análisis se presentan en la Tabla 7 y van de los 179 – 327 ( $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{h}^{-1} \text{año}^{-1}$ ). Para ello se

utilizó la ecuación 3 y la precipitación anual en el sistema IMERG-GPM. Se destaca que el año 2013 tuvo una mayor magnitud en el Factor R.

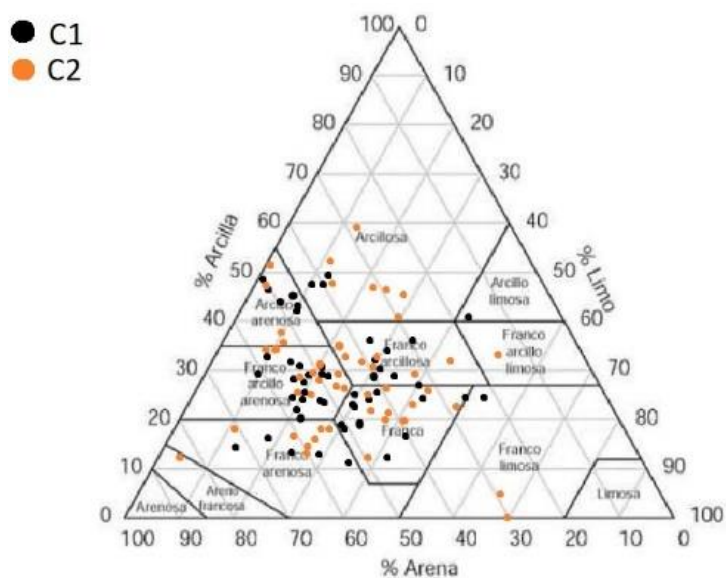
**Tabla 7.** Valores calculados del Factor R a partir de la precipitación (P) anual, durante el periodo de estudio.

<b>Año</b>	<b>Factor R (MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>)</b>	<b>P anual (mm)</b>
1986	179	532
1996	222	657
2000	290	857
2013	327	963
2018	259	765

### 3.2.2 Factor K (erodabilidad del suelo) y porcentaje de materia orgánica

Los porcentajes relativos de arena, limo y arcilla producto del análisis granulométrico en la zona de estudio para la estimación de la erodabilidad del suelo se muestran en el triángulo textural de la Figura 16. La distribución espacial de los valores de erodabilidad y materia orgánica se obtuvieron a partir de una interpolación IDW (Distancia Inversa Ponderada, Shukla et al., 2020) (Figura 17 y Figura 18).

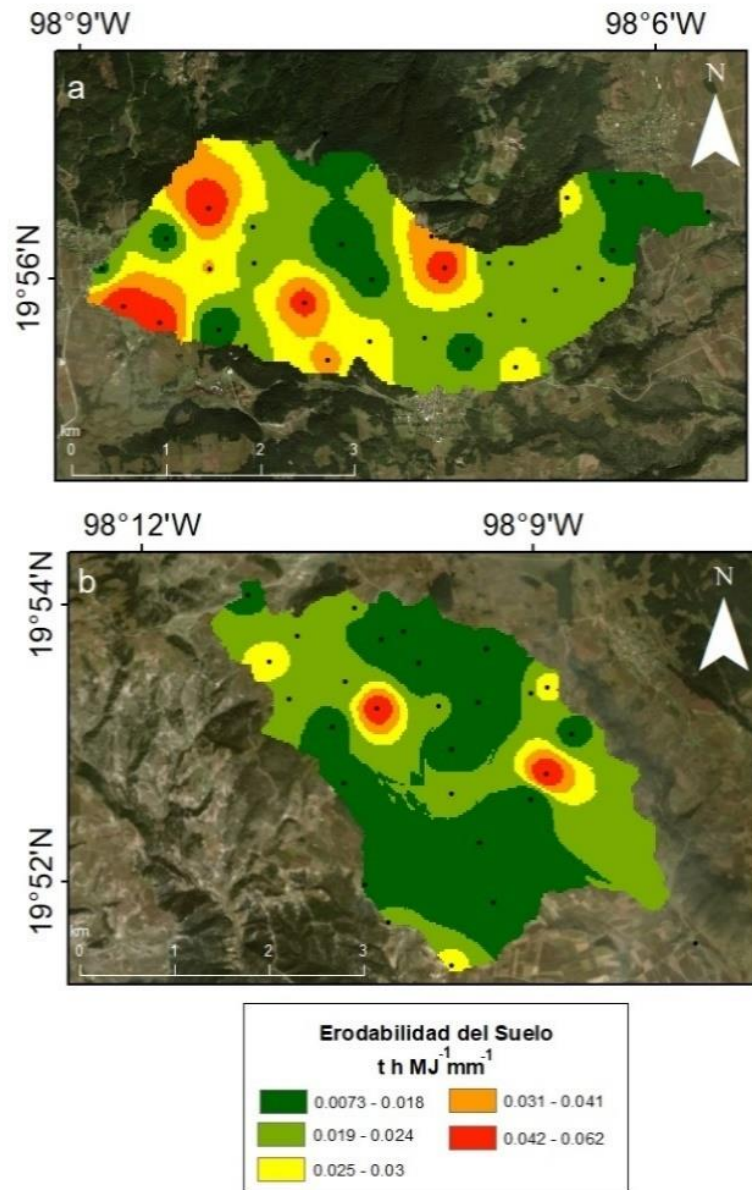
La interpretación del triángulo textural indica que en las microcuencas abundan suelos franco-arenosos y suelos francos arcillo-arenosos. En promedio, los suelos de la C1 se reportan un coeficiente de erodabilidad mayor que el de la C2 (Tabla 8). El valor promedio del Factor K en la C1 es de 0.0309 t h MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup>, mientras que en la C2 es de 0.0222 t h MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup> (Tabla 8). El porcentaje (%) promedio de la MO en la C1 y de la C2 es de 7 %.



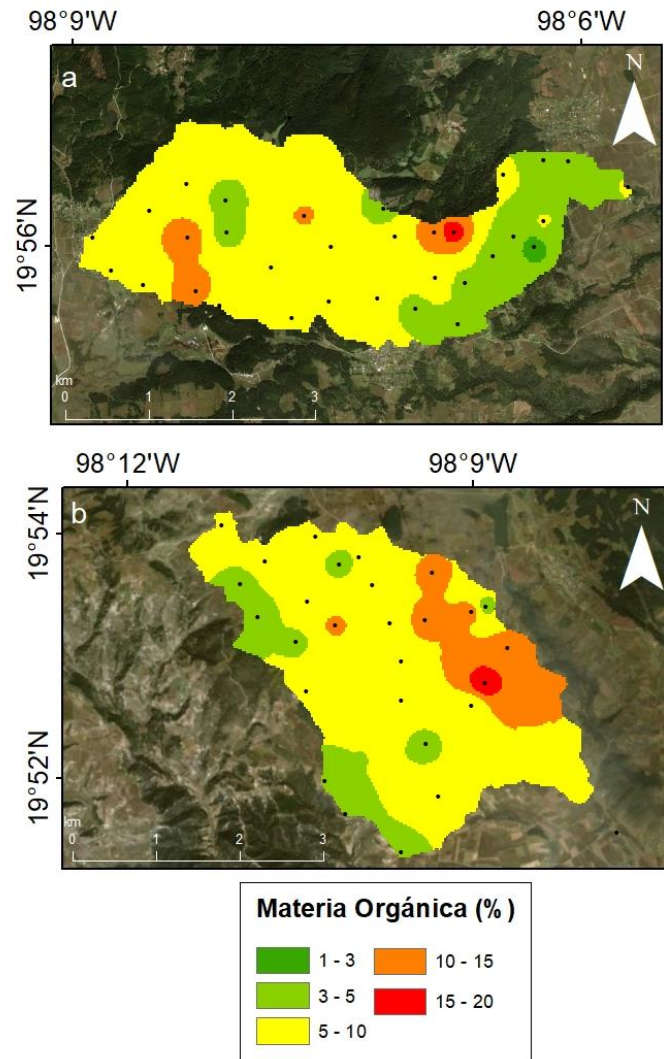
**Figura 16.** Triángulo textural de la microcuenca 1 (C1, color negro) y la microcuenca 2 (C2, color naranja) de las muestras de suelo recolectadas. Señalan la abundancia de suelos Franco, Franco arcillo-arenosos, Franco arenosos y Franco arcillosos en ambas zonas de estudio.

**Tabla 8.** Estadísticas descriptivas de los resultados de erodabilidad del suelo y la materia orgánica. Se enlistan los valores Promedio, máximos (Máx), mínimos (Mín), y la desviación estándar (DS).

Cuenca	Erodabilidad ( $t\ h\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$ )		Materia orgánica (%)	
	C1	C2	C1	C2
<b>Promedio</b>	0.0309	0.0222	7	7
<b>Máx.</b>	0.0616	0.1808	14.5	20
<b>Mín.</b>	0.0097	0.0072	1.2	2
<b>DS</b>	0.0142	0.0346	2.8	3.9



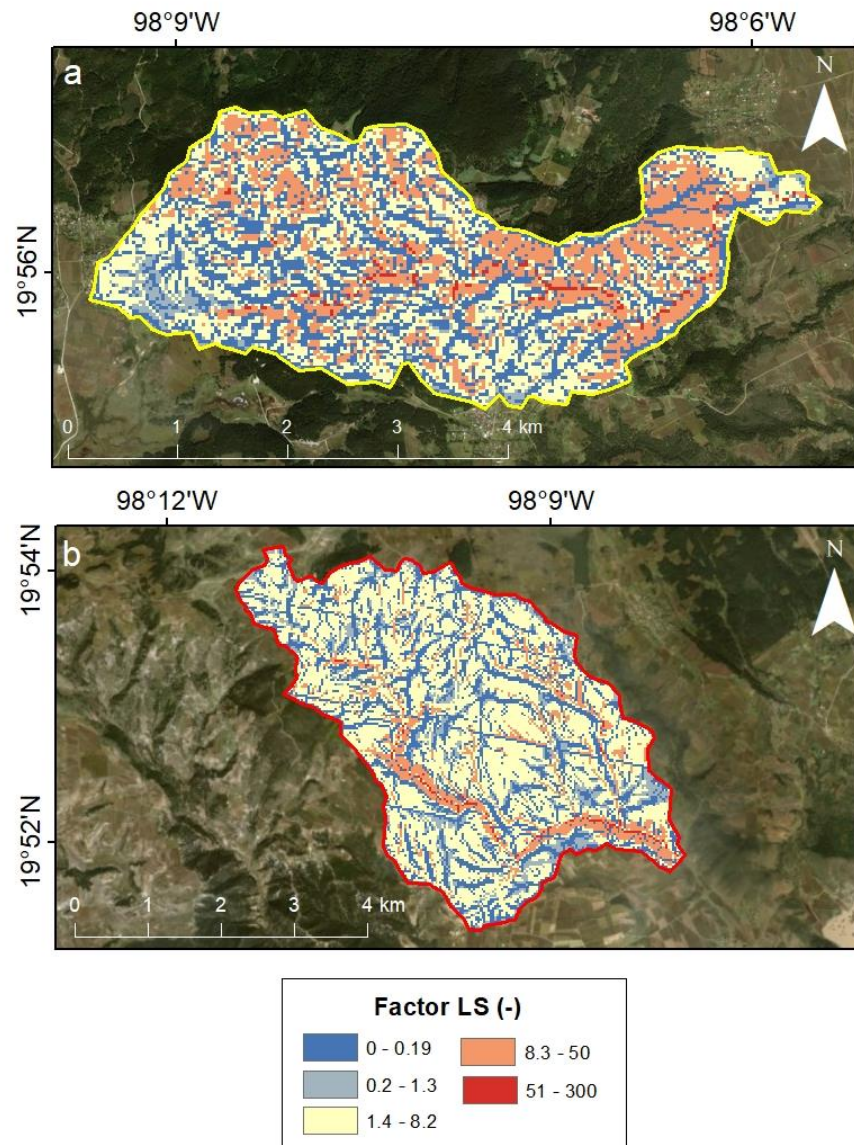
**Figura 17.** Interpolación de la distribución espacial de la erodabilidad del suelo obtenidos a partir de las muestras del suelo de la microcuenca 1 a) y la microcuenca 2 b). Los puntos representan los sitios de muestreo.



**Figura 18.** Interpolación del porcentaje (%) de materia orgánica contenida en las muestras del suelo de la microcuenca 1 a) y la microcuenca 2 b). Los puntos representan los sitios de muestreo.

### 3.2.3 Factor LS (longitud e inclinación de la pendiente)

La distribución de los valores del Factor LS se presenta en la Figura 19. En ambas microcuencas los valores máximos son similares, sin embargo, la distribución espacial de todos los valores presenta diferencias importantes. La microcuenca 1 (C1) posee una mayor distribución de los valores más altos del Factor LS a lo largo de su territorio (8.3 - 300), mientras que en la microcuenca 2 (C2) se observa principalmente valores en un intervalo de 1.4 - 8.2.



**Figura 19.** Mapa de la distribución de los valores del Factor de Longitud e Inclinación de la pendiente del terreno para la microcuenca 1 a) y la microcuenca 2 b).

### 3.2.4 Factor C (cobertura del terreno)

Los valores obtenidos por medio de la aplicación de la ecuación de Durigon et al. (2014) a las imágenes Landsat de la Tabla 3 se encuentran en la Tabla 9. Los valores más próximos a 0 indican la presencia de vegetación abundante y los cercanos a 1 indican ausencia o poca vegetación. En

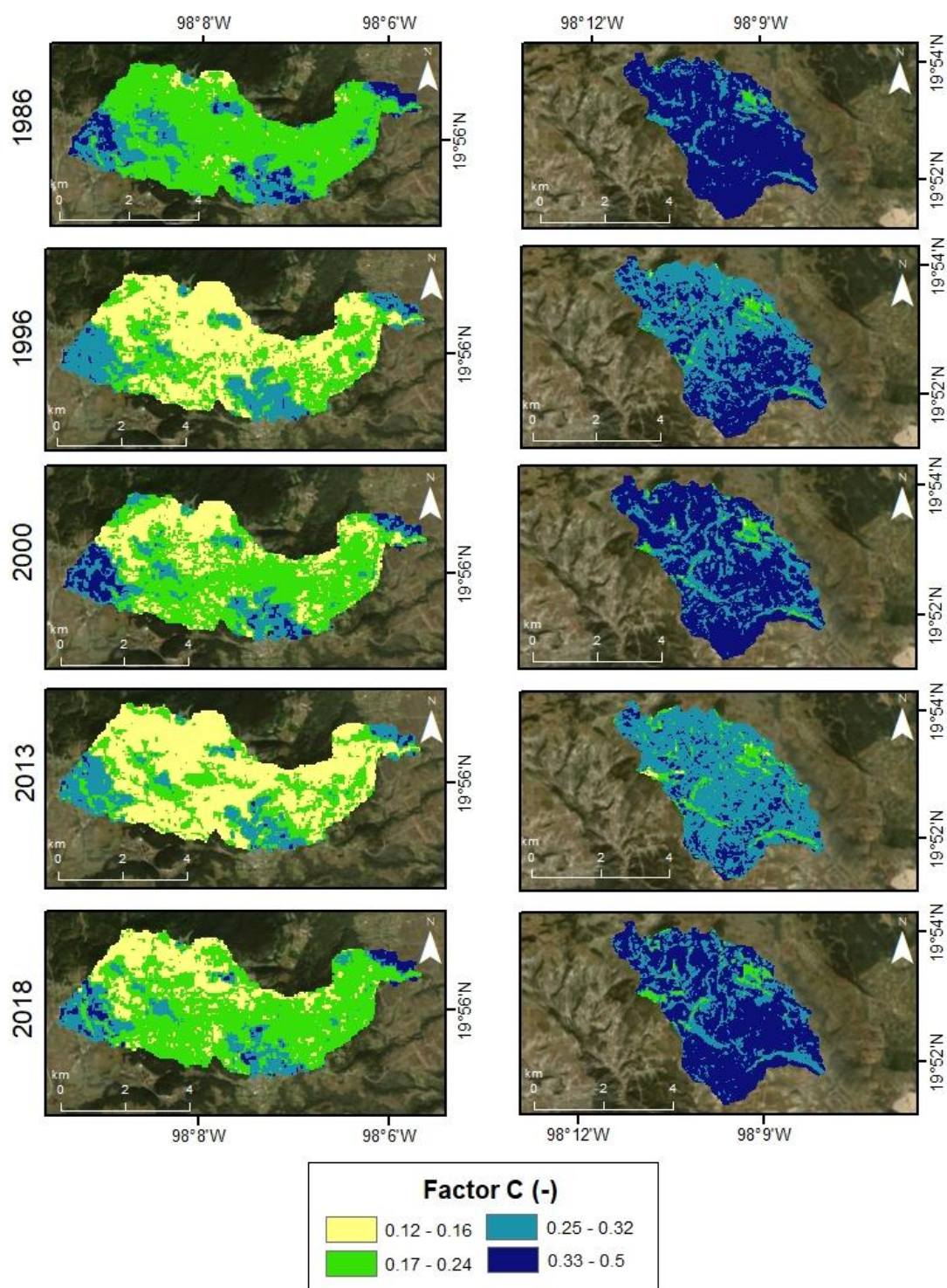
promedio, los valores del Factor C más bajos se observan en la C1 (Factor C  $\leq$  0.227) inducidos por la cobertura forestal. En la C2 los valores son persistentemente mayores (Factor C  $\geq$  0.285) debido a la cobertura principalmente agrícola (Tabla 9; Figura 20).

En ambas microcuencas, los valores promedio del Factor C más altos se observan en 1986, mientras que los valores promedio más bajos en 2013.

**Tabla 9.** Valores promedio, máximos (Max) y mínimos (Min) del factor C de Cobertura del Terreno de la microcuenca 1 (C1) y la microcuenca 2 (C2).

<b>C1</b>	<b>Promedio</b>	<b>Max</b>	<b>Min</b>	<b>C2</b>	<b>Promedio</b>	<b>Max</b>	<b>Min</b>
<b>1986</b>	0.227	0.405	0.121	<b>1986</b>	0.348	0.432	0.184
<b>1996</b>	0.187	0.431	0.079	<b>1996</b>	0.316	0.433	0.145
<b>2000</b>	0.204	0.409	0.098	<b>2000</b>	0.331	0.426	0.148
<b>2013</b>	0.177	0.472	0.096	<b>2013</b>	0.285	0.491	0.126
<b>2018</b>	0.199	0.471	0.101	<b>2018</b>	0.334	0.441	0.168





**Figura 20.** Distribución espacial de los valores del Factor C en la microcuenca 1 (C1, paneles verticales a la izquierda) y la microcuenca 2 (C2, paneles verticales a la derecha), durante el periodo de estudio (1986-2018).

### 3.2.5 Análisis de sensibilidad

Los resultados de las correlaciones se enlistan en la Tabla 10. Se destaca que la longitud e inclinación de la pendiente (Factor LS) influye seis veces más que el factor de la erodabilidad del suelo (Factor K) y el triple que el de la cobertura del terreno (Factor C) en el proceso de pérdida del suelo por erosión hídrica (RUSLE) en este trabajo.

**Tabla 10.** Coeficiente estandarizado beta de la regresión ( $\beta^*$ ) para realizar el análisis de sensibilidad.

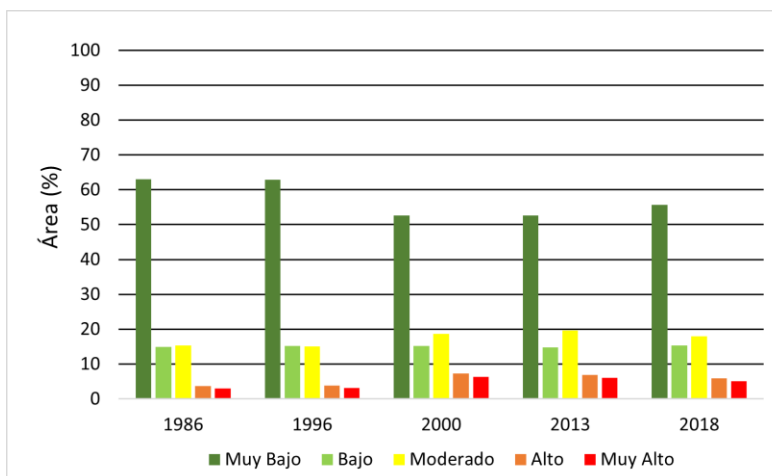
Correlación	$\beta^*$
Factor K y RUSLE	0.15
Factor C y RUSLE	0.33
Factor LS y RUSLE	0.90

### 3.3 Tasas de la pérdida anual del suelo por erosión hídrica

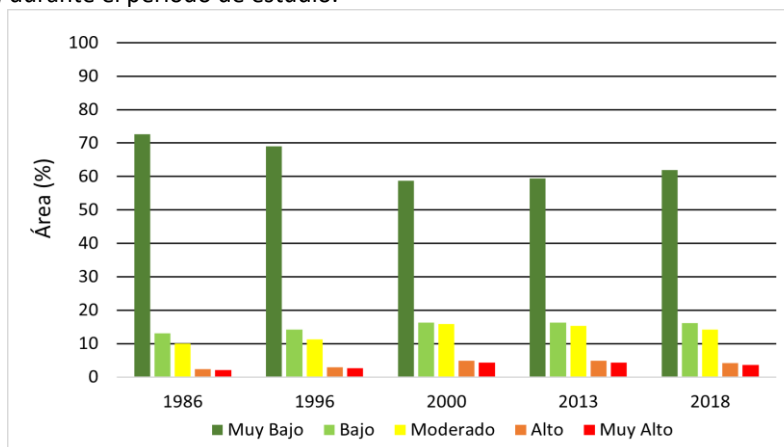
De acuerdo con la clasificación de Stone y Hilborne (2011) indicada en la Tabla 1, ambas cuencas presentan un comportamiento similar en el tiempo respecto a la distribución espacial de los niveles de pérdida de suelo. En 1986 y 1996, mantienen una distribución similar, y para el año 2000, el porcentaje (%) de área del nivel “Muy Bajo” decrece y al mismo tiempo aumenta el porcentaje de área de los otros niveles (Bajo, Moderado, Alto y Muy Alto), mientras que para el año 2013, y 2018 se observa un aumento moderado del % de área de muy bajo, mientras que el % de área del resto de los niveles disminuye. (Figuras 21 y 22).

En la microcuenca C1, en 1986, y 1996, los niveles “Muy Bajo”, “Bajo” y “Moderado” abarcaron el ~ 93 % de la zona, mientras que los niveles “Alto” y “Muy Alto”, el 7 % restante. Posteriormente, para el año 2000, el % de área total de los niveles “Muy Bajo”, “Bajo”, y “Moderado”, disminuyó de 93 a 86 %, mientras que el % de área de los niveles “Alto” y “Muy Alto” se duplicó (14 %), el % de área no presentó cambios significativos para el año 2013, y por último en el 2018, los niveles “Muy Bajo”, “Bajo” y “Moderado”, presentaron un aumento del 3 %, mientras que los niveles de pérdida de suelo altos disminuyeron de un 14 % a 11 %.

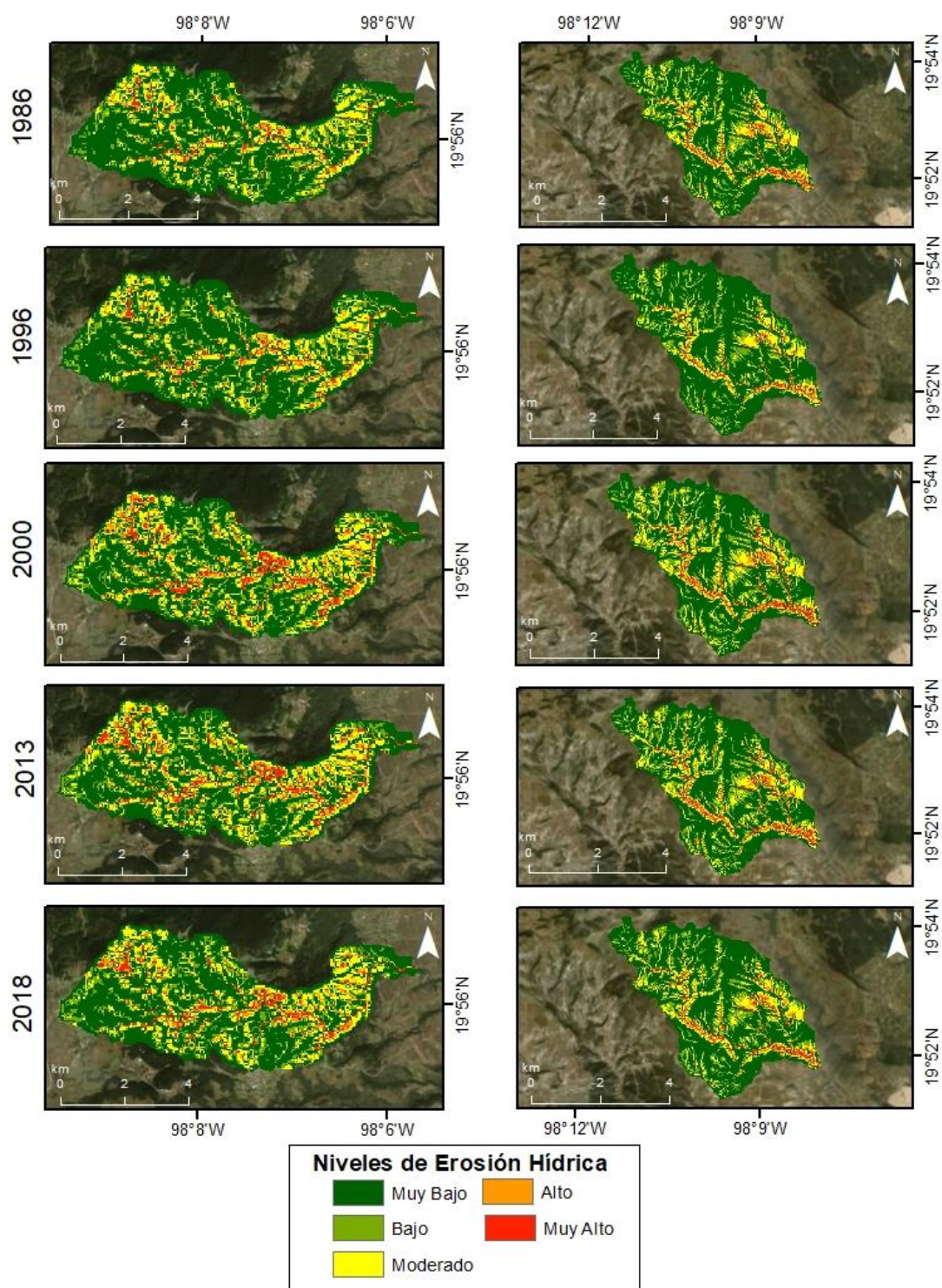
En la microcuenca C2, en 1986, “Muy Bajo”, “Bajo” y “Moderado” abarcaron el 96 % de la zona, mientras que los niveles “Alto” y “Muy Alto”, el 4 % restante. Posteriormente, para el año 1996, el % de área total de los niveles “Muy Bajo”, “Bajo”, y “Moderado”, disminuyó moderadamente (94%), mientras que el % de área de los niveles “Alto” y “Muy Alto” aumentó (6 %), en el año 2000 el % de “Muy Bajo”, “Bajo” y “Moderado” volvió a disminuir moderadamente (90 %), y los niveles “Alto” y “Muy Alto” aumentaron a 10 %. La distribución de los niveles tampoco presentó cambios significativos para el año 2013, y por último en el 2018, los niveles “Muy Bajo”, “Bajo” y “Moderado”, presentaron un aumento del 3 %.



**Figura 21.** Extensión afectada por los diferentes niveles de erosión hídrica expresada en porcentaje (%) de la microcuenca (C1) durante el periodo de estudio.



**Figura 22.** Extensión afectada por los diferentes niveles de erosión hídrica expresada en porcentaje (%) de la microcuenca (C2) durante el periodo de estudio.



**Figura 23.** Mapas resultantes de la conjunción de los factores que conforman la Ecuación Revisada de la Pérdida del Suelo (RUSLE). La paleta de colores representa los diferentes niveles de erosión, mientras que los números de forma vertical representan el año.

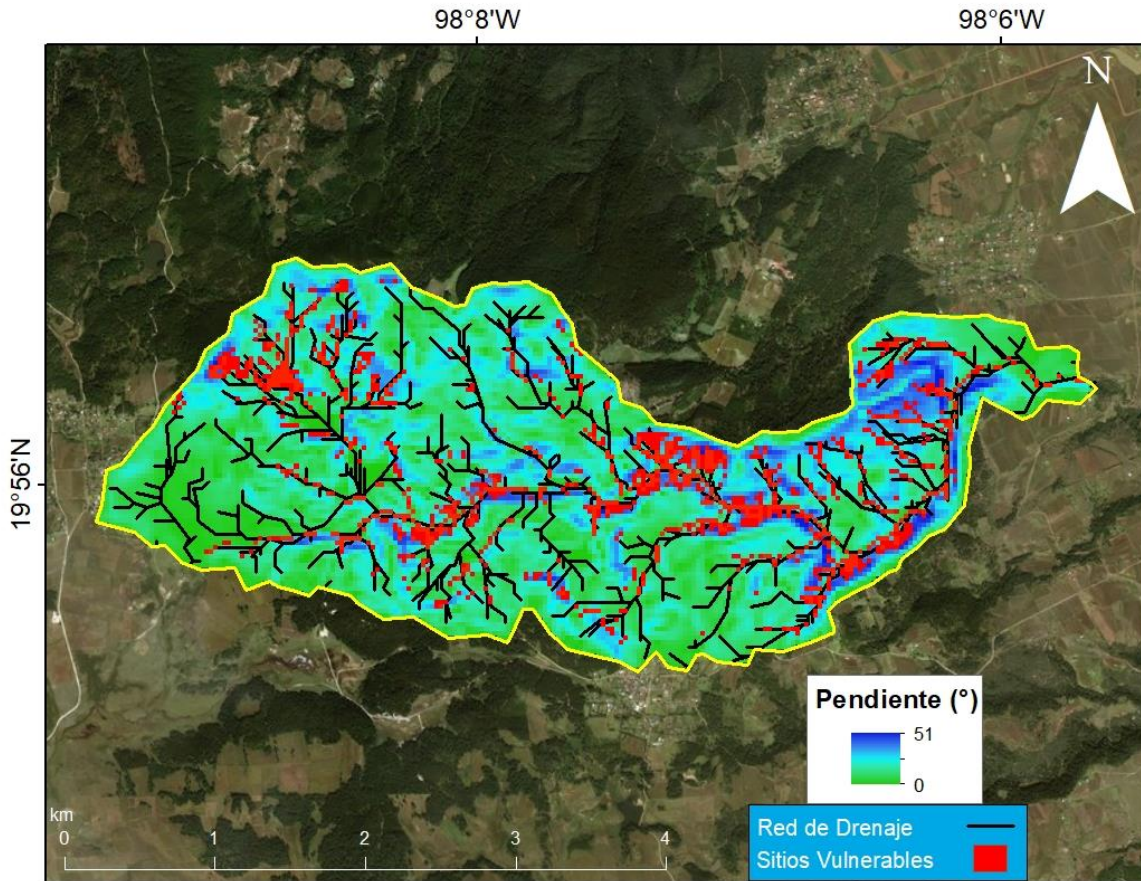
### 3.3.1 Pérdida del suelo de la microcuenca C1

En la Tabla 11, se enlistan los valores de pérdida del suelo anuales de la C1. En ella se presentan la suma total de suelo perdido por año por erosión hídrica. La tasa de pérdida anual del suelo alcanzó su valor máximo en el año 2000, en el cual la pérdida del suelo alcanzó una tasa de 11 t año<sup>-1</sup>. Esto se debe al aumento de la precipitación registrado en la zona de la estación. Se diferencian dos periodos: en el primero de 1986 al 2000 se observó un aumento gradual correspondiente a la pérdida de suelo y en el segundo ocurre lo opuesto con una reducción gradual del año 2000 al 2018.

A través de la capa ráster resultante del proceso de “Dirección de Flujo” del software ArcGIS 10.5 (ESRI, 2019), fue posible predecir la dirección que tomará la escorrentía y el transporte del sedimento en suspensión. La mayor parte de la escorrentía en la C1 toma dirección de Oeste (O) al Este (E) los sitios más vulnerables se encuentran principalmente en la parte central de la microcuenca con cobertura forestal y de pastizal y al Oeste donde también se encuentran las zonas con pendientes más inclinadas (Figura 24).

**Tabla 11.** Pérdidas del suelo totales en la microcuenca 1 y su nivel de pérdida según la clasificación de Stone y Hilborne (2011).

<b>Año</b>	<b>Pérdida del suelo (t año<sup>-1</sup>)</b>	<b>Nivel</b>
1986	7.5	Bajo
1996	7.8	Bajo
2000	11	Bajo
2013	10.6	Bajo
2018	9.8	Bajo



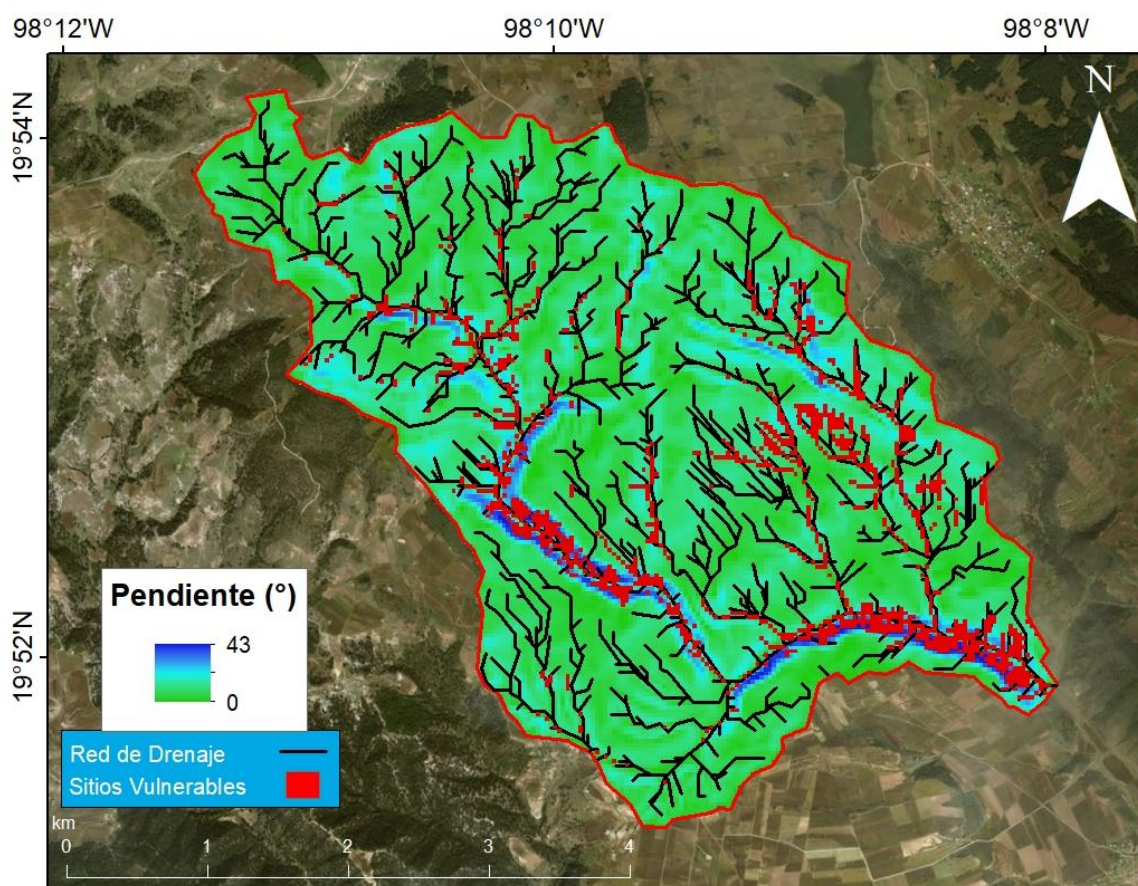
**Figura 24.** Mapa de la pendiente del terreno (°) la microcuenca C1 (contorno amarillo), la red de drenaje (línea negra) y los sitios con valores con pérdida de suelo mayores a  $22.5 \text{ t año}^{-1}$  (en rojo).

### 3.3.2 Pérdida del suelo de la microcuenca C2

Durante el estudio, la C2 alcanzó los valores de pérdida del suelo anuales más bajos. En 1986 se registró una pérdida de  $5.5 \text{ t año}^{-1}$ , posteriormente, hay un incremento hasta llegar al punto más alto en el año 2000, alcanzando una tasa anual de pérdida del suelo de  $8.3 \text{ t año}^{-1}$ . Después de eso, la tasa de pérdida del suelo disminuyó para el año 2018 con  $7.6 \text{ t año}^{-1}$  (Tabla 12). En la Figura 25 se visualizan los sitios más vulnerables al proceso de erosión hídrica según el modelo RUSLE. Estas se encuentran principalmente en el caudal principal de la microcuenca con un alto gradiente de la pendiente y el escurrimiento superficial predominante dirige en flujo con dirección de Norte a Sureste (SE).

**Tabla 12.** Pérdidas del suelo totales en la microcuenca 2 y su nivel de pérdida según la clasificación de Stone y Hilborne (2011).

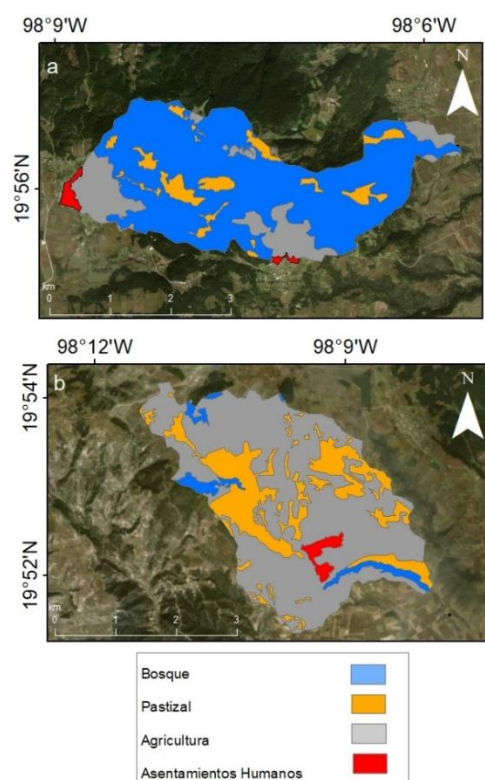
Año	Pérdida del suelo ( $t\ año^{-1}$ )	Nivel
1986	5.5	Muy Bajo
1996	6.2	Bajo
2000	8.3	Bajo
2013	8.1	Bajo
2018	7.1	Bajo



**Figura 25.** Mapa de la pendiente del terreno (°) la C2, la red de drenaje (línea negra), y los sitios con valores con pérdida de suelo mayores a 22.5  $t\ año^{-1}$  (en rojo).

### 3.4 Evaluación de la exactitud y análisis de la cobertura

La evaluación de la exactitud en todas las imágenes obtuvo un valor del índice Kappa superior a 0.80 lo cual significa una exactitud de las clasificaciones mayor al 80 % (Tabla 13). Los resultados demuestran que la clasificación de la cobertura del terreno en del año 2018 tienen una exactitud mayor, debido a que fueron digitalizadas manualmente sobre una imagen satelital de alta resolución (Google, 2019). La representación cartográfica del análisis de la cobertura del terreno se muestra en la Figura 26.



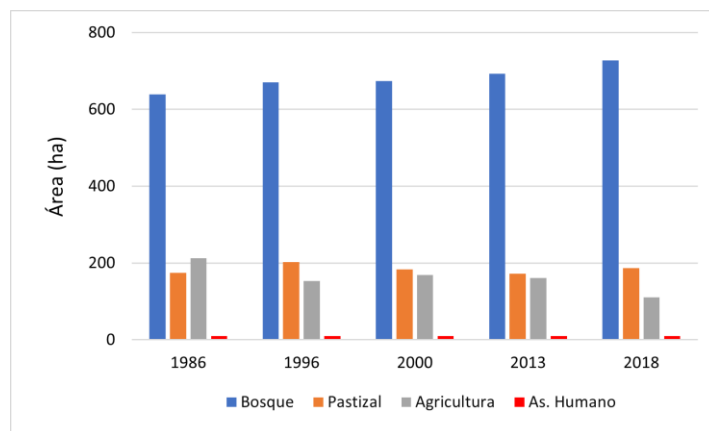
**Figura 26.** Cobertura del terreno digitalizada a mano en el año 2018 para la microcuenca C1 a) y la microcuenca C2 b) las cuales cuentan con la mayor exactitud según los resultados de la matriz de confusión.

**Tabla 13.** Índice Kappa de la matriz de confusión para la evaluación de la exactitud de la clasificación de las imágenes satelitales para la microcuenca 1 (C1) y la microcuenca 2 (C2).

Año	Índice Kappa (C1)	Índice Kappa (C2)
1986	0.80	0.82
1996	0.86	0.88
2000	0.83	0.82
2013	0.87	0.85
2018	0.91	0.90

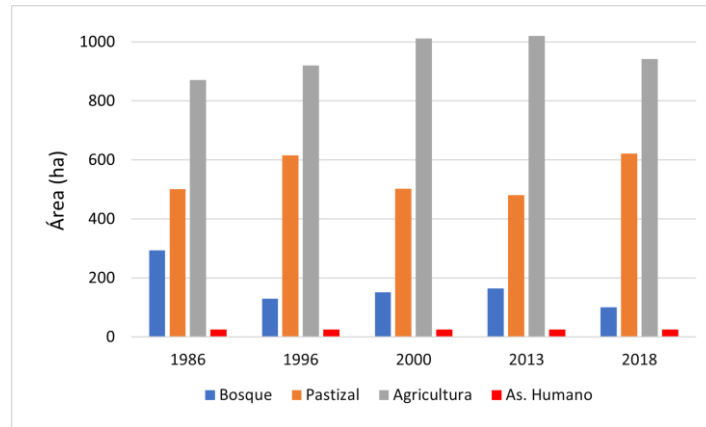


La microcuenca C1 presenta un aumento lineal en la extensión de área de cobertura forestal (Figura 27). En 1986, el área de cobertura forestal abarcaba 639 ha, para 1996 aumentó a 670 ha y posteriormente, aumentó 674 ha y 693 ha para el 2000 y 2013, respectivamente. Finalmente, para el año 2018 volvió a aumentar a 728 ha. Por otra parte, la cobertura agrícola disminuyó entre el periodo 1986 y 1996 de 213 ha a 153 ha, para los años 2000 y 2013 se mantuvo entre 160-170 ha y finalmente disminuyó a 111 ha en el 2018.

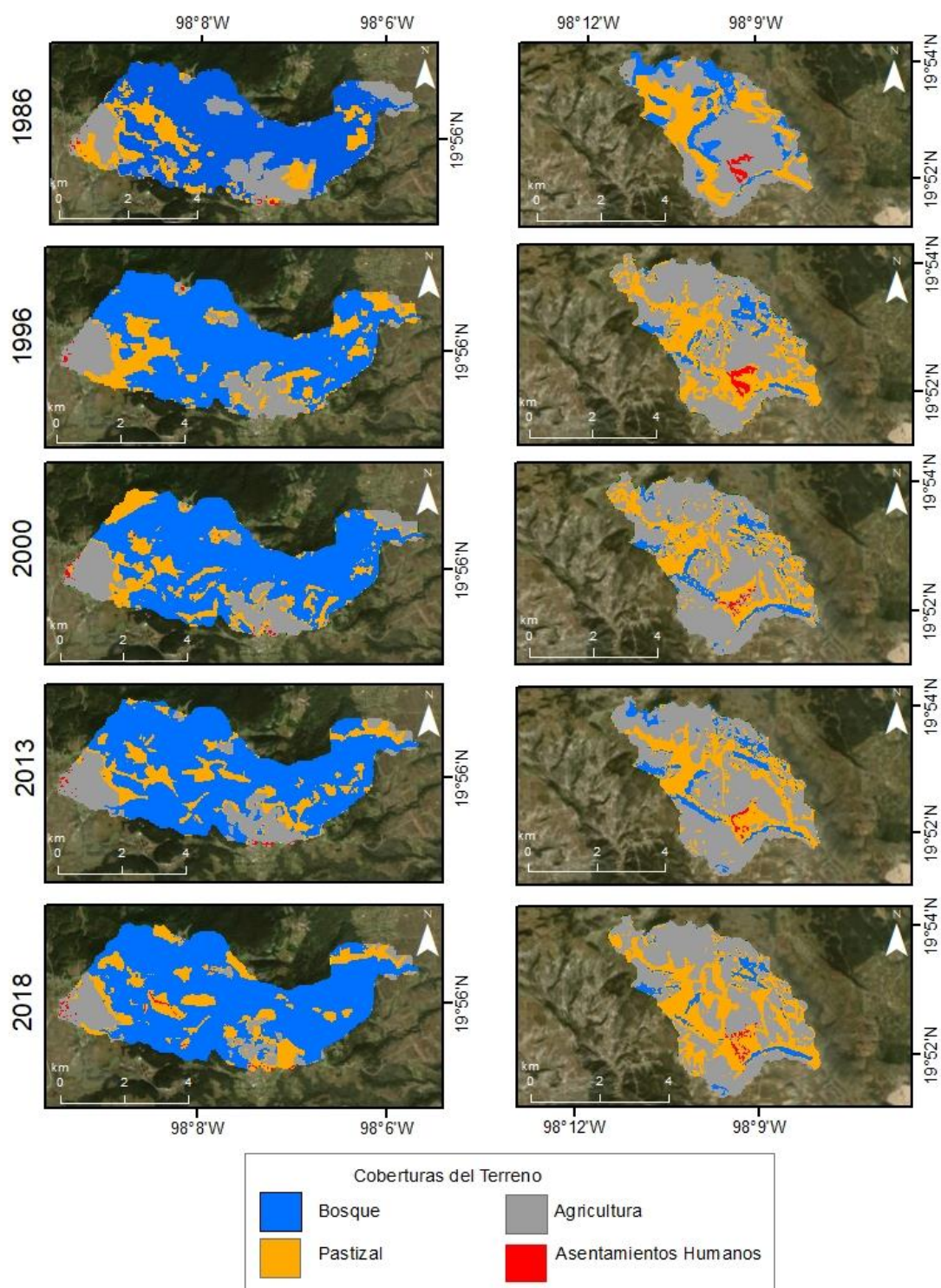


**Figura 27.** Análisis de la variación de la cobertura del terreno de la microcuenca 1 (C1) expresado en hectáreas a través del tiempo.

El cambio más importante en el análisis de cobertura en la C2 ocurre en la cobertura forestal entre 1986 y 1996, con una reducción de 293 a 130 ha. En los años subsecuentes tuvo una reducción lineal y gradual (Figura 28). Esto indica que desde la década de los 70's, el territorio de la C2 he tenido una conversión gradual de un bosque a un suelo con uso agrícola. La cobertura de pastizal tuvo un ligero aumento en los años 1996 y 2018 de 615 ha a 622 ha, mientras que la cobertura agrícola mantuvo un comportamiento similar teniendo un ligero aumento en las imágenes 2000 y 2013 de 1012 ha y 1020 ha, respectivamente. Finalmente, en el 2018 se presentó una ligera reducción a 942 ha. La Figura 29, muestra la distribución espacial de la cobertura del terreno para las dos microcuencas a través del tiempo.



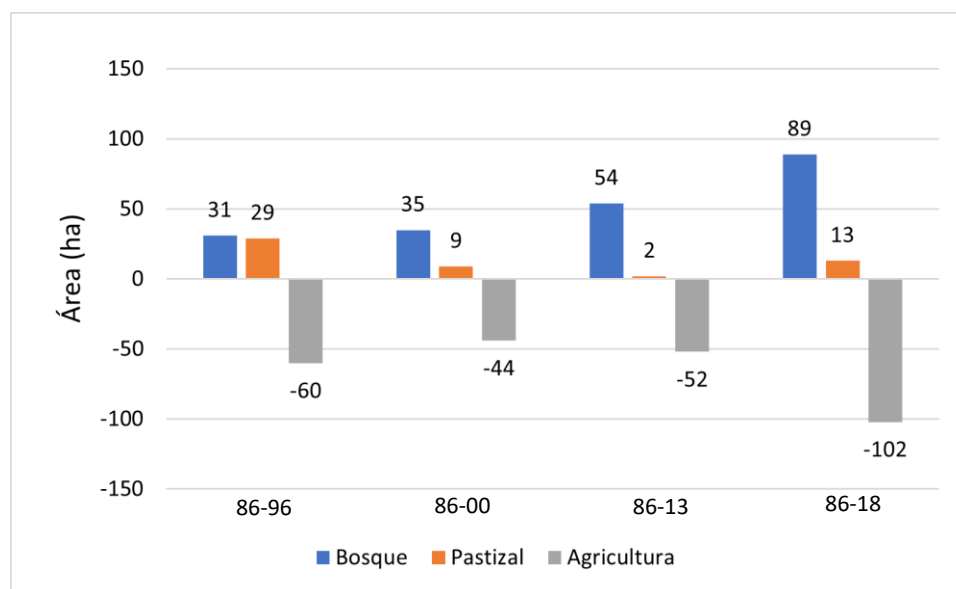
**Figura 28.** Análisis de la variación de la cobertura del terreno de la microcuenca 2 (C2) expresado en hectáreas a través del tiempo.



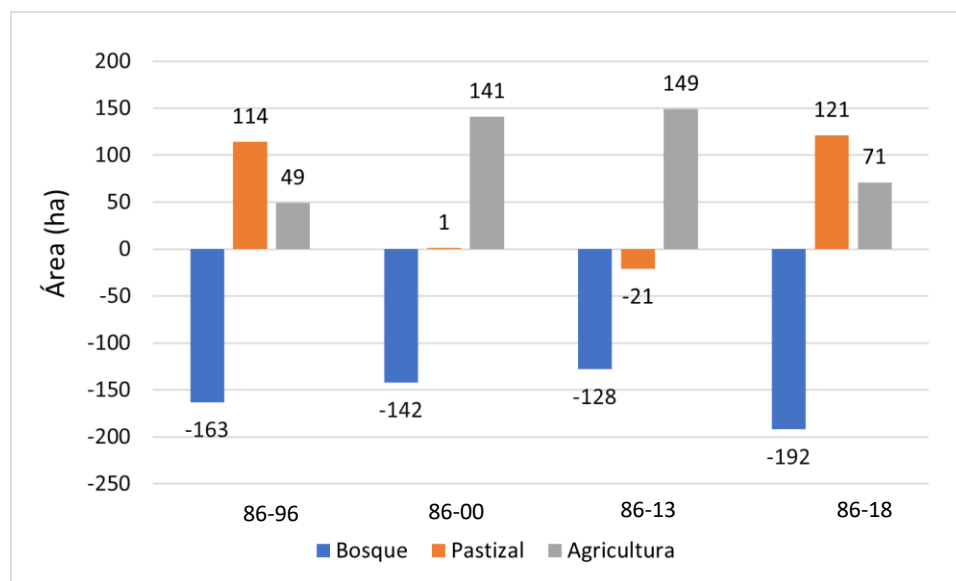
**Figura 29.** Resultados del análisis de la cobertura del terreno de la microcuenca 1 (C1) y la microcuenca 2 (C2) durante el periodo del estudio.

### 3.4.2 Pérdida y ganancia de la cobertura

Durante todo el periodo de estudio (1986-2018) la conversión de la zona agrícola a una zona forestal fue la más representativa en la C1. Se registró un aumento de 89 ha en la cobertura forestal y una pérdida de 102 ha en la cobertura agrícola (Figura 30). La C1 registró un aumento continuo en la ganancia de cobertura forestal durante el periodo de estudio.



**Figura 30.** Variación de la pérdida y ganancia de la cobertura del terreno en la microcuenca 1.



**Figura 31.** Variación de la pérdida y ganancia de la cobertura del terreno en la microcuenca 2.

Mientras que, para la C2, la conversión de zona forestal a zona agrícola y de pastizal fue la más significativa, registrándose una ganancia de 121 ha de cobertura de pastizal, 71 ha de cobertura agrícola, y una pérdida de 192 ha de cobertura forestal (Figura 31).

### 3.4.3 Matriz de cambio de cobertura

El cambio de la cobertura en la C1 entre 1986-2018 se observa en la Tabla 14. La cobertura forestal predominó durante todo el periodo (639 ha), se calculó un aumento de 87 ha respecto al tiempo: De 639 ha en 1986 a 726 ha en el año 2018.

Otro cambio relevante en la C1 se observó en la cobertura de pastizal en la cual entre 1986-2018 tenía una extensión de 172.5 ha, y registró una pérdida de 125 ha, las cuales fueron ocupadas principalmente por la cobertura de bosque: 101 ha bosque, 22 ha agricultura, y 2.6 ha asentamientos humanos.

El cambio de la cobertura en la C2 entre 1986-2018 se observa en la Tabla 15. La cobertura agrícola predominó durante todos los periodos (871 ha), y presentó un incremento de 70 ha. La mayor conversión que reportó esta cobertura fue a pastizal: 291.7 ha pastizal, 9.8 ha bosque, 9.1 ha asentamientos humanos.

La cobertura forestal reportó la reducción de cobertura más significativa de 282.3 ha a 99.8 ha, las cuales fueron ocupadas principalmente por la cobertura agrícola: 168.7 ha bosque, y 79.5 ha pastizal.

**Tabla 14.** Matriz de detección de cambio de cobertura en la microcuenca C1 durante el periodo 1986-2018. las cifras en diagonal (negrita y cursiva) representan las ha y % que han permanecido en la misma cobertura a través del tiempo. Los totales (Total) representan la cuantificación de cada cobertura en hectárea (ha) y porcentaje (%) en 1986 (vertical) y 2018 (horizontal). La cobertura de asentamientos humanos está representada por As. Hum.

C1	Agricultura (ha)	%	As. Hum. (ha)	%	Bosque (ha)	%	Pastizal (ha)	%	Total (2018)	%
<b>Agricultura</b>	<b>85.0</b>	<b>40</b>	0.6	25	0.9	0	22.1	13	108.7	100
<b>As. Hum.</b>	1.7	1	<b>1.4</b>	<b>59</b>	0.4	0	2.6	1.5	6.0	100
<b>Bosque</b>	65.6	31	0.0	0	<b>560.2</b>	<b>88</b>	100.9	55	726.6	100
<b>Pastizal</b>	59.1	28	0.4	16	77.9	12	<b>46.9</b>	<b>30.5</b>	184.4	100
<b>Total (1986)</b>	211.4	100	2.4	100	639.4	100	172.5	100	1025.7	100

**Tabla 15.** Matriz de detección de cambio de cobertura en la microcuenca C2 durante el periodo 1986-2018. Las cifras en diagonal (negrita y cursiva) representan las ha y % que han permanecido en la misma cobertura a través del tiempo. Los totales (Total) representan la cuantificación de cada cobertura en hectárea (ha) y porcentaje (%) en 1986 (vertical) y 2018 (horizontal). La cobertura de asentamientos humanos está representada por As. Hum.

C2	Agricultura (ha)	%	As.Hum. (ha)	%	Bosque (ha)	%	Pastizal (ha)	%	Total (2018)	%
<b>Agricultura</b>	<b>559.2</b>	<b>64</b>	0.4	2	168.7	60	204.6	41	932.9	100
<b>As. Hum.</b>	9.1	1	<b>23.8</b>	<b>95</b>	0	0	0.1	0	33	100
<b>Bosque</b>	11.8	1	0.0	0	<b>34</b>	<b>12</b>	54.1	11	99.8	100
<b>Pastizal</b>	291.7	34	0.9	3	79.5	28	<b>242.7</b>	<b>48</b>	614.8	100
<b>Total (1986)</b>	871.7	100	25.1	100	282.3	100	501.5	100	1680.6	100

### 3.5 Estimación de la biomasa

La estimación de la biomasa se realizó mediante el análisis de 11 cuadrantes en la microcuenca 1 (Tabla 16) y de 5 cuadrantes en la microcuenca 2 (Tabla 17) debido a que la microcuenca 2 cuenta con una menor extensión de zonas forestales. Los resultados reportan que el mayor valor estimado de la biomasa se presenta en el cuadrante 1 de la microcuenca C1 ( $15 \text{ t ha}^{-1}$ ) localizado en la parte Sur (S) de la misma de cobertura forestal, mientras que los menores se encuentran en los cuadrantes 4, 7, y 11 ( $1 \text{ t ha}^{-1}$ ), ubicados en la parte Este (E), Oeste (O), y Sur (S) de la C1 con coberturas de pastizal/forestal (Figura 32).

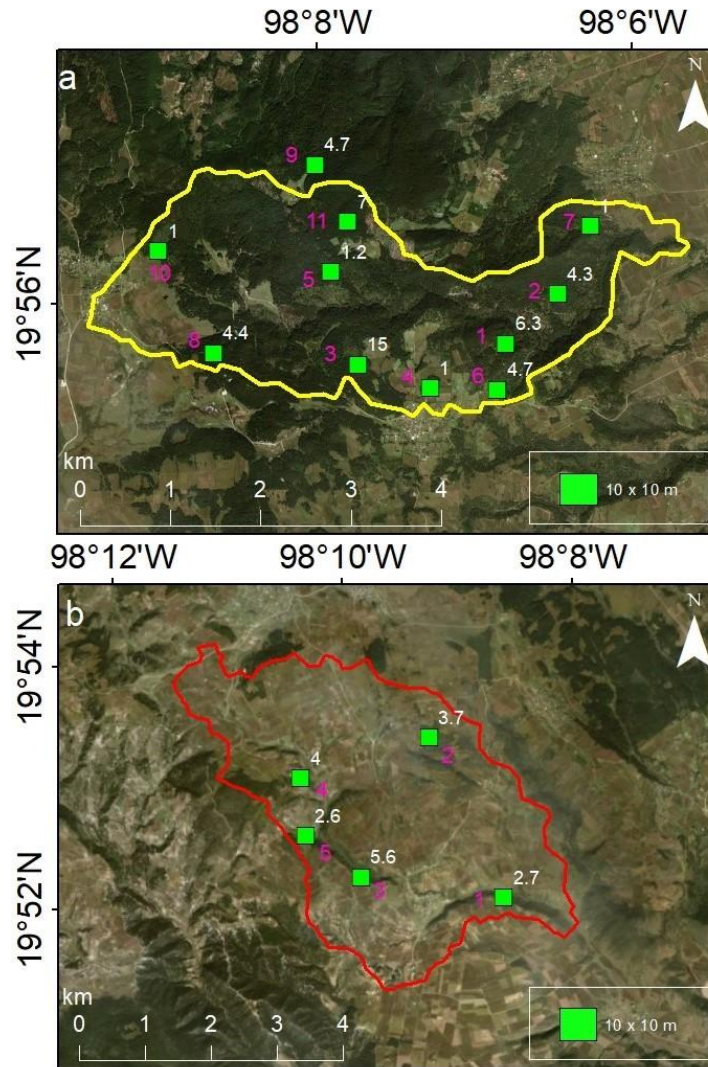
Por otra parte, en la microcuenca C2, el cuadrante 3 tiene el mayor valor de biomasa ( $5.6 \text{ t ha}^{-1}$ ), localizado en la parte S de la zona, mientras que el cuadrante 5 reportó el menor valor de biomasa para esta zona ( $2.6 \text{ t ha}^{-1}$ ), ubicado en la parte E de la zona (Figura 32).

**Tabla 16.** Cuadrantes (C) monitoreados para la estimación de la biomasa (B) en toneladas/hectárea ( $t\ ha^{-1}$ ) en la microcuencia C1, número de especies encontradas por cuadrante, promedio del diámetro del tronco a la altura del pecho (DAP) por cuadrante, altura promedio de los individuos por cuadrante obtenida en las muestras de suelo adquiridas en el mismo cuadrante.

C	Número de especies	DAP promedio (cm)	Altura Promedio (m)	B ( $t\ ha^{-1}$ )
1	17	23	20	6.3
2	22	14	10	4.3
3	9	39	22	15
4	7	16	9	1
5	16	11	13	1.2
6	10	29	19	4.7
7	18	11	8.3	1
8	21	13	10	4.4
9	20	15	12	4.7
10	22	32	21	1
11	8	32	24	7

**Tabla 17.** Cuadrantes (C) monitoreados para la estimación de la biomasa (B) en toneladas/hectárea ( $t\ ha^{-1}$ ) en la microcuencia C2, número de especies encontradas por cuadrante, promedio del diámetro del tronco a la altura del pecho (DAP) por cuadrante, altura promedio de los individuos por cuadrante obtenida en las muestras de suelo adquiridas en el mismo cuadrante.

C	Número de especies	DAP promedio (cm)	Altura Promedio (m)	B ( $t\ ha^{-1}$ )
1	10	15.5	11	2.7
2	18	13.2	16	3.7
3	11	21	15	5.6
4	18	18	18	4
5	11	13	13	2.6



**Figura 32.** a) Distribución espacial de la biomasa de la microcuenca C1, y b) de la microcuenca C2 por cuadrante de 10 x 10 m (número rosa = número de cuadrante), los valores están expresados en  $t\ ha^{-1}$ .

### 3.6 Volumen anual de escorrentía natural

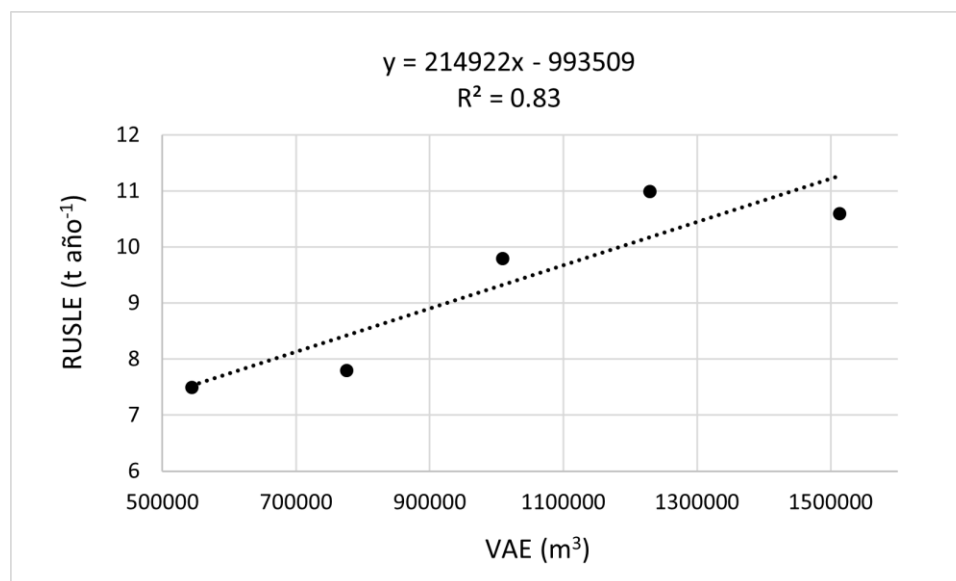
Los resultados obtenidos de escorrentía a partir de la Ecuación 11 (NOM, 2015) se muestran en la Tabla 18. El mayor volumen calculado de escurrimiento superficial ocurrió durante el año 2013 con un volumen de  $1512955\ m^3$  (C1) y de  $2013893\ m^3$  (C2). En general, la C2 presentó un mayor volumen de escurrimiento superficial que la C1 durante todos los años debido a que presenta una mayor extensión de área.



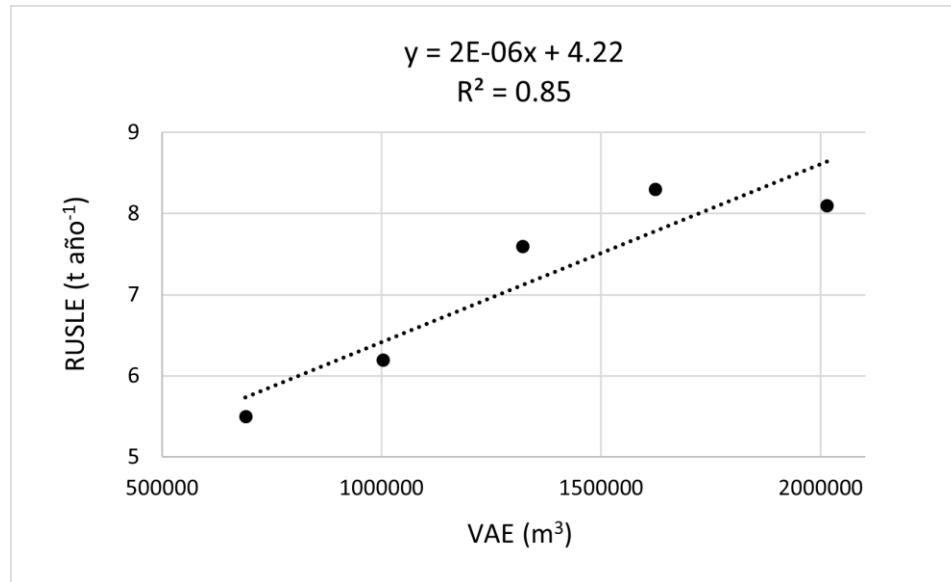
**Tabla 18.** Volumen de escurrimiento anual ( $m^3$ ), la Precipitación anual (P anual), los coeficientes de escorrentía (CE), y los valores K en la microcuenca 1 (C1) y la microcuenca 2 (C2).

Año	Valor K (C1)	Valor K (C2)	CE (C1)	CE (C2)	P anual (mm)	Esc. C1 ( $m^3$ )	Esc. C2 ( $m^3$ )
1986	.246	.222	.099	.077	532	543597	690047
1996	.246	.222	.114	.091	657	775183	1002414
2000	.246	.222	.139	.113	857	1228888	1622402
2013	.246	.222	.152	.125	963	1512955	2013893
2018	.246	.222	.127	.103	765	1008684	1320488

Con la finalidad de respaldar los resultados del modelo RUSLE, se realizó una correlación entre el volumen anual del escurrimiento superficial calculado (Tabla 18) y la pérdida del suelo por erosión hídrica estimada con el modelo RUSLE (Tablas 11 y 12) en ambas microcuencas. Ambas correlaciones presentaron un coeficiente de determinación mayor al 80 % ( $R^2 > 0.80$ ) (Figura 33 y 34), lo que representa un ajuste significativo de los datos de pérdida del suelo por erosión hídrica, con el volumen de la escorrentía de ambas microcuencas.



**Figura 33.** Correlación entre los valores de pérdida del suelo del modelo RUSLE y el Volumen Anual de la Escorrentía (VAE) en la microcuenca 1 (C1). N significa el número de datos correlacionados.



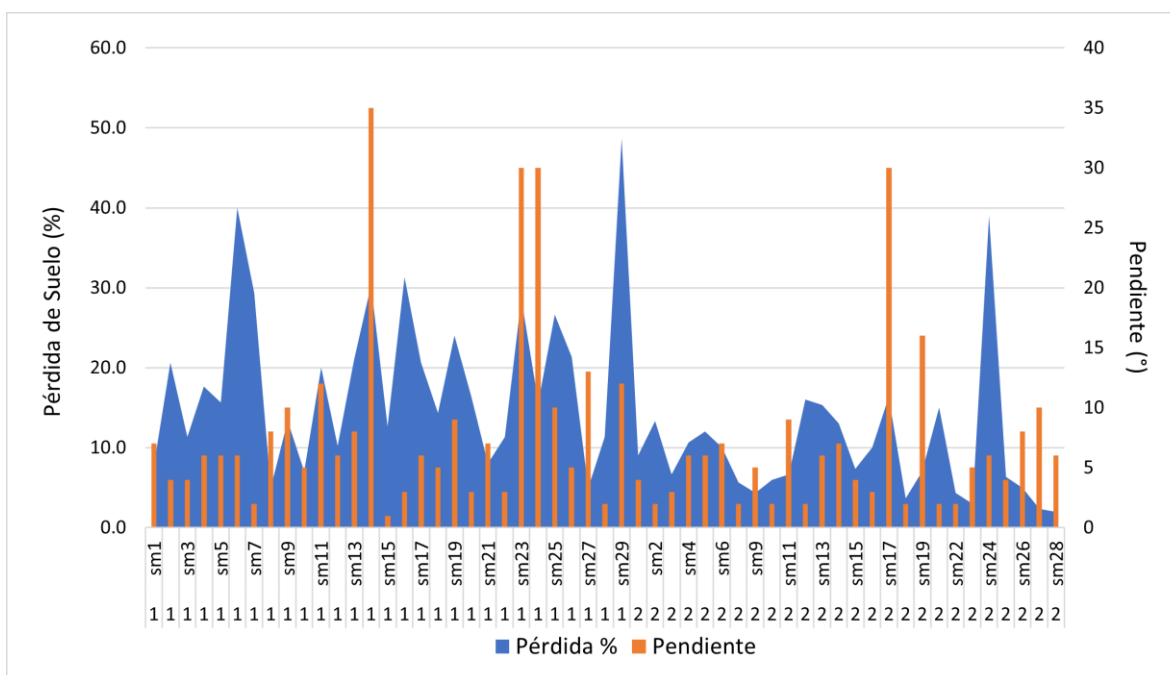
**Figura 34.** Correlación entre los valores de pérdida del suelo del modelo RUSLE y el Volumen Anual de la Escorrentía (VAE) en la microcuenca 2 (C2). N significa el número de datos correlacionados.

### 3.7 Prueba del aspersor

Se compararon los resultados del modelo RUSLE de las dos microcuencas y la precipitación simulada con un micro aspersor en el laboratorio con el software estadístico JASP (JASP Team, 2020). El resultado de las estadísticas descriptivas coincide en que la microcuenca C1 obtuvo una mayor pérdida de suelo por erosión hídrica en la prueba del aspersor y el modelo RUSLE que la microcuenca C2 (Tabla 19). Sin embargo, las pruebas de correlación no muestran un ajuste significativo entre ambos modelos, debido a esto, se omitieron los datos de correlación en el presente trabajo. El resultado de la pérdida del suelo en porcentaje (%) a través de la prueba del aspersor por muestra y su respectivo gradiente de pendiente se encuentran en la Figura 35.

**Tabla 19.** Estadísticas descriptivas de la comparación de los promedios (%) de pérdida de suelo por microcuencia (1 y 2), y desviación estándar (DS), entre la comparación de los datos del modelo RUSLE, y el experimento del aspersor con las muestras del sitio de estudio. En ambas microcuencias se determina que la microcuencia C1 presenta una mayor pérdida promedio del suelo que la microcuencia C2.

	Microcuencia	Promedio	DS
Porcentaje (%) de Suelo Perdido	1	19	10
	2	10	7
Valor RUSLE (%)	1	1	2
	2	0.3	0.6



**Figura 35.** Gráfica de la pérdida de suelo en porcentaje (%) (azul) a través de la prueba del aspersor, y el gradiente de la pendiente de las muestras.

## Capítulo 4. Discusión

---

Los resultados del análisis RUSLE (Figuras 21 y 22) en ambas microcuencas sugieren que los niveles de erosión son bajos en el sitio de estudio. Stone y Hilborne (2011) ponderan como niveles altos a partir de una pérdida del suelo mayor a  $22.5 \text{ t año}^{-1}$ , el promedio anual de pérdida del suelo más alto por microcuenca ocurrió durante el año 2000 con una tasa de pérdida de  $11 \text{ t año}^{-1}$  para la C1 y  $8.3 \text{ t año}^{-1}$  para la C2. Sin embargo, la mayor precipitación y agresividad de la lluvia registrados en este estudio fueron para el año 2013 (Tabla 7), en ese mismo año, el presente estudio registra los mayores valores registrados del Factor C para ambas microcuencas (Tabla 9), por lo que se puede inferir una relación directa entre los valores utilizados para calcular la cobertura del terreno a través del modelo RUSLE, y la pérdida de suelo misma.

El incremento de la pérdida del suelo para el año 2000 coincide con el crecimiento acelerado en la industria forestal clandestina en esa zona durante el periodo de 1992-2001 (INECC, 2007). De 1996 a 2000, en la C1, la cobertura de bosque se mantiene estable, la cobertura de pastizal presenta una reducción, y la cobertura agrícola presenta un aumento. Por su parte, en la C2, la cobertura de bosque, y agricultura presentaron un aumento, mientras que la cobertura de pastizal presentó una reducción.

En ambas microcuencas, los niveles predominantes de erosión fueron de muy bajos a bajos. Los niveles más altos de erosión están asociados a las zonas con pendientes pronunciadas en la C1 y en las zonas de los afluentes en la C2 en los cuales predomina la vegetación de bosque de pino y vegetación secundaria arbustiva de bosque de pino. Los niveles más bajos se observaron en las zonas destinadas a la agricultura (C1 y C2). La suma del promedio de los cinco años reporta que la C1 presentó una pérdida del suelo mayor ( $46.7 \text{ t año}^{-1}$ ) que la C2 ( $35.7 \text{ t año}^{-1}$ ).

Por su parte, López García et al., (2019) encontraron los sitios más erosivos en zonas con condiciones forestales y de pendiente, similares en su zona de estudio.

A través del análisis de sensibilidad se determinó que la cobertura vegetal no es el mayor factor determinante que influye entre las diferencias de pérdida del suelo por erosión hídrica en ambas microcuencas. Los resultados revelaron que el Factor LS es la variable determinante para la

generación de pérdida del suelo por erosión hídrica en el sitio de estudio (), esto coincide con la investigación de Panagos et al., (2015).

El análisis de la cobertura en la C1 muestra un incremento de la cobertura forestal de manera gradual con respecto al tiempo. Por otra parte, en la C2 muestra pérdida de la cobertura forestal y un incremento de la cobertura agrícola respecto al tiempo.

#### **4.1 Factores que intervienen en la pérdida del suelo**

Para la estimación de la precipitación anual, el empleo de sensores remotos fue útil, ya que representó una solución efectiva a los problemas de disponibilidad de datos de las estaciones climáticas y problemas asociados con la distribución espacial y temporal de los datos. El Factor R en esta investigación, osciló de 179 a 327 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> el cual entra en los parámetros de los resultados de López-García et al., (2019) quienes no utilizaron datos satelitales. En su estudio los valores del Factor R fueron muy superiores oscilando de 950 a 1260 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Para su obtención, utilizaron información pluviométrica anual promedio de estaciones climatológicas de la CONAGUA diferentes a las de esta investigación. A través de la aplicación de un modelo de regresión obtuvieron los valores del Factor R el cual difiere de la ecuación de Bols (1978), utilizada en el presente estudio.

La clasificación textural en este trabajo difirió de la clasificación textural del suelo de INEGI. Dicho organismo gubernamental reporta la presencia de suelos del tipo arcillosos y limosos en ambas microcuencas. El análisis granulométrico de las 61 muestras de suelo procesadas reveló que el ~60 % del suelo tiene una textura del tipo franco-arcillo-arenosa y un ~40% una textura arcillosa. Los valores del Factor K calculados a partir del análisis granulométrico coinciden con los trabajos de López-García et al. (2019), en donde se reportan valores menores en los suelos areno-limosos de 0.05 t h MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup>, valores que coinciden con los de erodabilidad de la microcuenca C1.

En el cálculo del Factor LS, se determinó que en la C1 el valor predominante va de 0 a 8.2 (73 % de la microcuenca) teniendo como un valor máximo 300, los valores más altos se encuentran en las zonas de bosque con mayor inclinación en la parte central de la C1 y representan el 27% del área de

la microcuenca. En la C2, de igual manera, el Factor LS predominante es de 0 a 8.2 (89 % de la microcuenca), teniendo un valor máximo de 302, los valores máximos representan el 11% del área de la microcuenca. El valor del Factor LS en el trabajo de López-García et al., (2019) osciló de 0.03 a 185. En ambos estudios, este factor fue el que más influyó para distribución de las zonas con la tasa de pérdida de suelo más alta.

Los valores del Factor C de la cobertura de bosque y pastizal coinciden con los reportados en Montes-Leon et al. (2011) mencionados en López-García et al. (2019) donde el valor del Factor C en las zonas de bosque y pastizal oscilan entre 0.006 y 0.25, mientras que los de la presente investigación oscila entre 0.13 y 0.23. Los valores de la cobertura agrícola en esta investigación también concuerdan con los valores reportados por López-García et al. (2019), donde reportaron un valor de Factor C de 0.35 a 0.77 mientras que, en esta investigación, el valor del Factor C para la cobertura agrícola osciló entre 0.33 y 0.38.

En la siguiente Tabla 20 se enlistan los valores del Factor C obtenidos del “promedio del NDVI” de las clases de coberturas identificadas por temporalidad.

**Tabla 20.** Rangos de los valores del Factor C calculados en las diferentes coberturas en la microcuenca 1 (C1) y la microcuenca 2 (C2).

	<b>Cobertura</b>	<b>2018</b>
<b>C1</b>	Bosque	0.13 – 0.18
	Pastizal	0.20 – 0.28
	Agricultura	0.33 – 0.38
<b>C2</b>	Bosque	0.18 – 0.23
	Pastizal	0.26 – 0.30
	Agricultura	0.33 – 0.38

Otros estudios se han apoyado en los datos proporcionados por Wischmeier y Smith (1978) para calcular el Factor C y los han aplicado en zonas con características similares (Mengistu et al., 2015) y diferentes (Miheretu & Yilmer, 2018; Adediji et al., 2010) a la zona del presente estudio. Los sitios

en donde prevalecen las prácticas agrícolas generalmente realizan prácticas de conservación del suelo para preservar la riqueza y fertilidad del suelo.

En este trabajo de investigación se generalizó el efecto del Factor P ante la pérdida por erosión hídrica asignando como valor constante de 1 sin importar el tipo de cobertura del terreno y la inclinación de la pendiente. Actualmente en ambas microcuencas, hay evidencias fotográficas de la aplicación de las prácticas de conservación del suelo (Figura 36). Sin embargo, la falta de información y las contradicciones en la literatura acerca de la ponderación del Factor P genera la necesidad de encontrar una forma estandarizada de hacerlo.



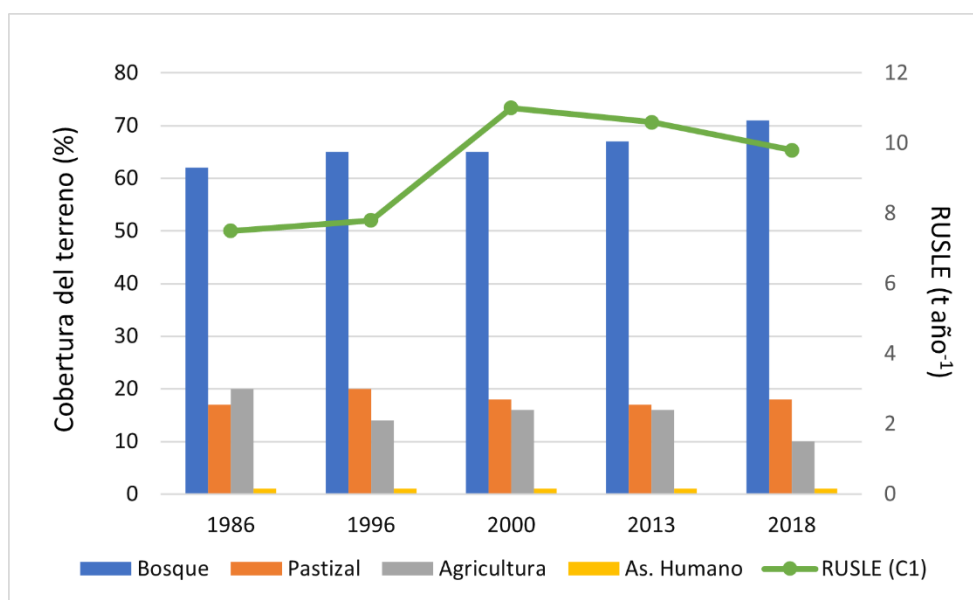
**Figura 36.** Evidencias fotográficas de las Prácticas de Manejo y Conservación del suelo en la microcuenca 1 (C1) a-c) y la microcuenca 2 (C2) d-f).

## 4.2 Relación de la pérdida del suelo y el análisis de la cobertura

En las Figuras 37 y 38 se muestra el cambio de la cobertura del terreno y su relación con la tasa de la pérdida de suelo por erosión hídrica durante el periodo del estudio en las microcuencas C1 y C2, respectivamente.

La cobertura de bosque en la C1 en total aumentó su cobertura de manera gradual respecto al tiempo en un 10 %. El aumento de la cobertura forestal ha ayudado a la reducción de la tasa de pérdida anual del suelo a partir del año 2000 (de 11 t año<sup>-1</sup> a 9.8 t año<sup>-1</sup>), caso contrario se aprecia durante el periodo 1986-2000, en el que se registró un incremento gradual en los valores RUSLE (de 7.5 t año<sup>-1</sup> a 11 t año<sup>-1</sup>) que corresponde a la pérdida de suelo por erosión hídrica (Figura 37).

La pérdida del suelo anual más severa en la C1 ocurrió en el año 2000, dicho año presenta una disminución del pastizal del 2 %, los cuales pasaron a uso agrícola.



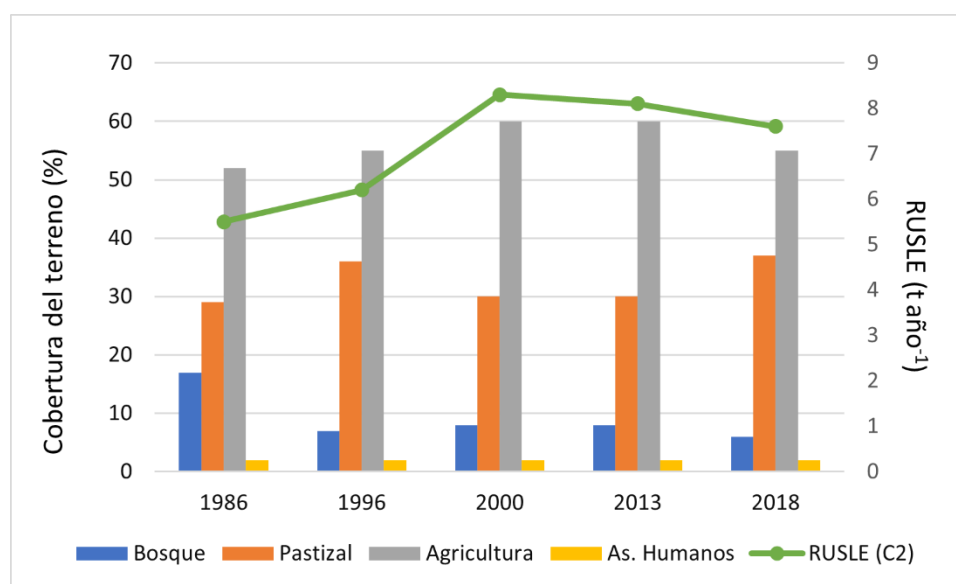
**Figura 37.** Análisis de la cobertura del suelo (%) en la microcuenca 1 (C1) y el contraste de la tasa de pérdida anual del suelo RUSLE (t año<sup>-1</sup>).

Los hallazgos en torno al cambio de la cobertura del terreno y su relación con la tasa de la pérdida de suelo por erosión hídrica en la microcuenca C2 revelaron una pérdida gradual de la cobertura forestal en el periodo de 1986-2018 (9 %). El año 2000 se reporta como el que tuvo mayor pérdida de suelo (8.3 t año<sup>-1</sup>), en ese año, la cobertura agrícola presentó un aumento (5 %) provenientes de la cobertura de pastizal (Figura 38), posteriormente, la cobertura agrícola presentó una disminución del 2000 al 2018 del 5 % lo cual está asociado con una disminución de la tasa de pérdida de suelo por erosión hídrica (0.7 t año<sup>-1</sup>). La cobertura de pastizal presentó un aumento inicial para el año



1996 (7 %), posteriormente, este se redujo para el año 2013 (6 %), y finalmente volvió a aumentar para el año 2018 (7 %). La pérdida más severa en la C2, también se dio en el año 2000, el cual coincide también con el año de mayor % de área de cobertura agrícola (60 %).

En ambas microcuencas, el valor de RUSLE alcanza su valor máximo en el año 2000 (C1, 11 t año<sup>-1</sup>; C2, 8.3 t año<sup>-1</sup>) y posteriormente disminuyen a 9.8 t año<sup>-1</sup> y 7.6 t año<sup>-1</sup>. Esto se debe al aumento en ese año de 200 mm de la precipitación anual en las zonas de estudio con respecto al año 1996 (657 mm). Dicho aumento de precipitación anual es el mayor aumento reportado en la presente investigación.



**Figura 38.** Análisis de la cobertura del suelo (%) en la microcuenca 2 (C2) y el contraste de la tasa de pérdida anual del suelo RUSLE (t año<sup>-1</sup>).

### 4.3 Prueba del aspersion

Los resultados de las estadísticas descriptivas de los valores por píxel del modelo RUSLE en la zona de extracción de las muestras y el suelo perdido en las pruebas del aspersion coinciden en que la mayor pérdida del suelo ocurre en la microcuenca C1. Sin embargo, el grado de asociación entre las dos variables resultó ser sumamente bajo ( $R^2 < 0.1$ ), lo cual es un indicador de que la prueba del aspersion no se ajusta a los resultados calculados con el modelo RUSLE de la pérdida del suelo. Esta

desconexión entre los resultados es un indicador de la necesidad de realizar un estudio a una mayor escala espacial. La simulación de lluvia en el laboratorio sobre las muestras de suelo en un área propuesta de 0.02 m<sup>2</sup> resultó ser insuficiente para modelar el efecto del transporte de sedimentos en la naturaleza. Algunos autores mencionan y como referencia que las simulaciones de precipitación para estimar la erosión hídrica deben ser en áreas igual o mayores a los 100 m<sup>2</sup>, (Dunne et al., 1980; Elwell y Makwanya, 1980), esta condición marcó una limitante en el presente trabajo de investigación.

## Capítulo 5. Conclusiones

---

En este trabajo de investigación se relacionó el efecto multitemporal del cambio en la cobertura del terreno con el proceso de erosión hídrica durante un periodo de 30 años en dos microcuencas en la región de Acapulco, Puebla. A continuación, se resumen las principales conclusiones del trabajo:

En la microcuenca C1 Desde 2000 a 2018, el área que comprende la cobertura forestal presenta una recuperación del 7 % de territorio, lo que ha provocado en la zona, junto con un manejo adecuado de las prácticas de manejo y conservación del suelo, una reducción de la tasa total anual de pérdida del suelo por erosión hídrica de 11 t año<sup>-1</sup> estimada en el 2000 a 9.8 t año<sup>-1</sup> en el 2018. Sin embargo, dicha reducción sigue siendo aún mayor que las pérdidas del suelo registradas para 1986 (7.5 t año<sup>-1</sup>) y 1996 (7.8 t año<sup>-1</sup>). La mayor tasa de pérdida del suelo anual en la C1 ocurrió en el año 2000. En todo el periodo (1986-2018), la cobertura forestal presentó una recuperación total del 10 % de territorio, dicho incremento es el más alto registrado en este estudio.

En la microcuenca C2, la cobertura de agricultura tiene un comportamiento similar al de la tasa de pérdida anual del suelo. Durante el periodo 1986-2018, al contrario de la C1, la cobertura forestal presenta una pérdida de cobertura del 10 %, el cual es la mayor reducción registrada en este estudio. Al igual que la C1, la mayor tasa de pérdida del suelo ocurrió en el año 2000 con 8.3 t año<sup>-1</sup> y para el año 2018 se redujo a 7.6 t año<sup>-1</sup>. Durante la campaña de campo, se encontraron evidencias de esfuerzos de reforestación en la zona, sin embargo, las tasas de pérdida del suelo más recientes siguen siendo mayores a las presentadas en 1986 (5.5 t año<sup>-1</sup>) y 1996 (6.2 t año<sup>-1</sup>).

En el análisis de la distribución espacial de los sitios más vulnerables ante la pérdida de suelo por erosión hídrica destacan las zonas con un gradiente de pendiente mayor (20° - 51°). Fue interesante notar que las zonas con menos vulnerabilidad al proceso de pérdida de suelo por erosión hídrica en ambas microcuencas fueron las zonas con cobertura agrícola, con pérdidas que van de los 0.003-0.05 t año<sup>-1</sup> lo cual aparentemente se debe a las correctas prácticas de manejo de conservación del suelo por parte de los ejidatarios, además de encontrarse en las zonas de más planas de las microcuencas.

A mayor cobertura de la vegetación disminuye la pérdida del suelo por erosión hídrica. Sin embargo, la cobertura del terreno no fue el factor con mayor impacto ante la pérdida del suelo. La longitud e inclinación de la pendiente del terreno fue un factor decisivo que impulsa el proceso hídrico erosivo (Tabla 10). Por lo tanto, la microcuenca C1 al tener mayores gradientes de la pendiente presenta mayor pérdida de suelo que la microcuenca C2.

El nivel de correlación entre la información de la precipitación basada en estaciones climáticas y la que aportan los datos satelitales, demostró ser una herramienta útil para sustituir o complementar los datos climáticos en zonas sin datos o con datos faltantes medidos en tierra. La evaluación de sitios a nivel microcuenca integrando datos satelitales con observaciones en campo es de suma importancia para evaluar las condiciones del pasado, presente y futuro. Lo cual permite realizar recomendaciones, para ejercer acciones de remediación o prevención.

La poca información que se tiene del Factor P de prácticas de manejo y conservación del suelo para ponderarlo indica la necesidad de diversificar los métodos para realizar una correcta distribución espacial de P a través de las coberturas del terreno.

Al igual que en López García et al., (2019), este trabajo busca aportar un criterio científico en la toma de decisiones respecto a la conservación del suelo y el ecosistema, por parte de los usuarios de los recursos naturales la zona forestal y agrícola de Acoculco.

## Literatura citada

---

- Adediji, A., Tukur, A. M., & Adepoju, K. A. 2010. Assessment of revised universal soil loss equation (RUSLE) in Katsina area, Katsina state of Nigeria using remote sensing (RS) and geographic information system (GIS). *Iranica Journal of Energy & Environment*, 1(3), 255-264p.
- Aiello, A., Adamo, M., & Canora, F. 2015. Remote sensing and GIS to assess soil erosion with RUSLE3D and USPED at river basin scale in southern Italy. *Catena*, 131, 174-185p.
- Álvarez-Figueroa, P. & Tamayo-Malactus, M. 2016 Modelación de Erosión Hídrica en los Cantones Zapotillo y Pindal de la provincia de Loja mediante SIG, XX1 Congreso Lationamericano de la ciencia del suelo. Guayaquil, 4-6p.
- Aparicio, F. J. 2011. Fundamentos de hidrología de superficie. Limusa. 1ª. D. F., México. 304 p.
- Asner, G. P., Llactayo, W., Tupayachi, R., & Luna, E. R. 2013. Elevated rates of gold mining in the Amazon revealed through high-resolution monitoring. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(46), 18454-18459p.
- Asesores en Manejo de Recursos Forestales (Asmarf). 2015. Estudio de cuenca de abasto para la región Chignahuapan-Zacatlán, Puebla. Conafor, Zapopan, Jalisco, México. 217 p. Recuperado el 10 de Diciembre, 2021 de: <http://www.conafor.gob.mx> .
- Barbier, E.; Burgess, J. & Grainger, A. 2010. The forest transition: Towards a more comprehensive theoretical framework. *Land Use Policy*, 2010, Vol. 27, 98-107p.
- Benkobi, L. & Smith, J.L. 1994. Evaluation of a refined surface cover subfactor for use in RUSLE. *J Range Manage* 47:74–78p.
- Beretta, A. N., Silbermann, A. V., Paladino, L., Torres, D., Bassahun, D., Musselli, R., & García-Lamohte, A. 2014. Soil texture analyses using a hydrometer: modification of the Bouyoucos method. *International Journal of Agriculture and Natural Resources*, 41(2), 263-271p.
- Bertoni, J.; Lombardi, Neto. F. 1985. Conservación del Suelo. Piracicaba, SP: Editora Livrocere, . 392p.
- Bochet, E., & García-Fayos, P. 2004. Factors controlling vegetation establishment and water erosion on motorway slopes in Valencia, Spain. *Restoration ecology*, 12(2), 166-174p.
- Bols, P. 1978. The iso-erodent map of Java and Madura. Report of the Belgian Technical Assistance Project ATA 105, Soil Research Institute, Bogor, Indonesia, 39 p.
- Borràs, J., Delegido, J., Pezzola, A., Pereira, M., Morassi, G., & Camps-Valls, G. 2017. Clasificación de usos del suelo a partir de imágenes Sentinel-2. *Revista de Teledetección*, (48), 55-66p.
- Borselli, L., Cassi, P., & Torri, D. 2008. Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: a GIS and field numerical assessment. *Catena*, 75(3), 268-277p.

- Bouyoucos, C. J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils. *Agron. J.* 54: 464-465p.
- Bowles, J. E. 1992. *Engineering properties of soils and their measurement*. McGraw-Hill, Inc.
- Burbano-Orjuela, H. 2016. El suelo y su relación con los servicios ecosistémicos y la seguridad alimentaria. *Revista de Ciencias Agrícolas*, 33(2), 117-124p.
- Calcagno, P., Evanno, G., Trumpy, E., Gutiérrez-Negrín, L. C., Macías, J. L., Carrasco-Núñez, G., & Liotta, D. 2018. Preliminary 3-D geological models of los humeros and Acozulco geothermal fields (Mexico)—H2020 GEMex project. *Advances in Geosciences*, 45, 321-333p.
- Campos, D. F. 1998. *Procesos del ciclo hidrológico*. Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma de San Luis Potosí (UASLP). 3ª. San Luis Potosí, México. 500 p.
- Camacho-Sanabria, J. M., Juan Pérez, J. I., Pineda Jaimes, N. B., Cadena Vargas, E. G., Bravo Peña, L. C., & Sánchez López, M. 2015. Cambios de cobertura/uso del suelo en una porción de la Zona de Transición Mexicana de Montaña. *Madera y bosques*, 21(1), 93-112p.
- Carvajal, A. F., & Pabón, J. D. 2016. Transformación de la superficie terrestre por la actividad humana y su relación con el cambio climático. *Sociedad & Naturaleza*, 28(2), 185-198p.
- Chavez Jr, P. S. 1988. An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. *Remote sensing of environment*, 24(3), 459-479p.
- Chuvieco, E., Aguado, I., Yebra, M., Nieto, H., Salas, J., Martín, M. P., ... & Zamora, R. 2010. Development of a framework for fire risk assessment using remote sensing and geographic information system technologies. *Ecological Modelling*, 221(1), 46-58p.
- Colín-García, G., Ibáñez-Castillo, L. A., Reyes-Sánchez, J., & Arteaga-Ramírez, R. 2013. Diagnóstico de la erosión hídrica de la Cuenca del Río Pichucalco. *Revista inagbi*, 23-31p.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2018. Información de la intensidad de la precipitación en el estado de Puebla. Recuperado el 6 de Junio, 2021 de: <http://www.sct.gob.mx/fileadmin/DireccionesGrales/DGST/Isoyetas/puebla.pdf>
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2018. Información de la precipitación “Estación Chignahuapan” del Estado de Puebla. Recuperado el 6 de Junio, 2021 de: <http://smn.cna.gob.mx/es/informacion-climatologica-pue-estado?estado=chis>
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2018. Información de la precipitación “Estación Presa el Tezoyo” del Estado de Puebla. Recuperado el 6 de Junio, 2021 de: <http://smn.cna.gob.mx/es/informacion-climatologica-pue-estado?estado=chis>
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2018. Información de la precipitación “Estación Tepozán” del Estado de Puebla. Recuperado el 6 de Junio, 2021 de: <http://smn.cna.gob.mx/es/informacion-climatologica-pue-estado?estado=chis>

- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2018. Información de la precipitación “Estación Zacatlán” del Estado de Puebla. Recuperado el 6 de Junio, 2021 de: <http://smn.cna.gob.mx/es/informacion-climatologica-pue-estado?estado=chis>
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2018. Información de la intensidad de la lluvia del Estado de Puebla. Recuperado el 6 de Junio, 2021 de: <http://www.sct.gob.mx/fileadmin/DireccionesGrales/DGST/Isoyetas/puebla.pdf>
- Congedo, L., & Munafò, M. 2012. Development of a methodology for land cover classification validation. *Development of a Methodology for Land Cover Classification Validation*, Rome.
- Congedo, L. 2013. Semi-automatic classification plugin for QGIS. *Sapienza Univ*, 1-25p.
- Dabral, P. P., Baithuri, N., & Pandey, A. 2008. Soil erosion assessment in a hilly catchment of North Eastern India using USLE, GIS and remote sensing. *Water Resources Management*, 22(12), 1783-1798p.
- Dumas, P., Printemps, J., Mangeas, M., & Luneau, G. 2010. Developing erosion models for integrated coastal zone management: A case study of The New Caledonia west coast. *Marine Pollution Bulletin*, 61(7-12), 519-529p.
- Dunne, T., Dietrich, W. E. and Brunengo, M. J. 1980. Simple, portable equipment for erosion experiments under artificial rainfall; *J. Agric. Engng. Res.* 25 161–168p.
- Durigon, V. L., Carvalho, D. F., Antunes, M. A. H., Oliveira, P. T. S., & Fernandes, M. M. 2014. NDVI time series for monitoring RUSLE cover management factor in a tropical watershed. *International Journal of Remote Sensing*, 35(2), 441-453p.
- Efthimiou, N., Lykoudi, E., & Karavitis, C. 2014. Soil erosion assessment using the RUSLE model and GIS. *European Water*, 47(15-30p).
- Eggleston, H. S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., & Tanabe, K. 2006. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories.
- Elwell, H. A., & Makwanya, H. 1980. Design and calibration of a rainfall simulator nozzle assembly for laboratory and field studies. Department of Conservation & Extension, Ministry of Agriculture.
- Ennaji, W., Barakat, A., El Baghdadi, M., Oumenskou, H., Aadraoui, M., Karroum, L. A., & Hilali, A. 2018. GIS-based multi-criteria land suitability analysis for sustainable agriculture in the northeast area of Tadla plain (Morocco). *Journal of Earth System Science*, 127(6), 1-14p.
- ESRI 2019. ArcGIS Desktop: Version 10.5 Redlands, CA: Sistemas Ambientales Instituto de Investigación.
- FAO, ISRIC, SICS 1999 Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Informes sobre recursos mundiales de suelos 84. Roma, Italia. 101 p.

- Flaounas, E., Drobinski, P., Vrac, M., Bastin, S., Lebeaupin-Brossier, C., Stéfanon, M., & Calvet, J. C. 2013. Precipitation and temperature space–time variability and extremes in the Mediterranean region: evaluation of dynamical and statistical downscaling methods. *Climate dynamics*, 40(11-12), 2687-2705p.
- Fonseca, W. 2017. Revisión de métodos para el monitoreo de biomasa y carbono vegetal en ecosistemas forestales tropicales. *Revista de Ciencias Ambientales*, 51(2), 91-109p.
- Gonzales-Inca, C.A. & Llanos López, R. 2015. Evaluación de los efectos de la deforestación en la hidrología y pérdida lateral de carbono orgánico del suelo de la cuenca del Alto Mayo. [Evaluation of the effects of deforestation on the hydrology and lateral loss of soil organic carbon in the Alto Mayo watershed] Reporte técnico Proyecto BioCuencas, Conservación Internacional, Peru. 32-34p.
- Google 2019. [Superficie Boscosa de Chignahuapan, Puebla, México] Recuperado Junio 10, 2021 <https://earth.google.com/web/@19.91996937,98.09967301,2675.48313921a,17824.28592351d,35y,0h,0t,0r>
- Gutiérrez Hernández, O., Senciales González, J. M., & García Fernández, L. V. 2016. Evolución de la superficie forestal en Andalucía (1956-2007). Procesos y factores. *Revista de Estudios Andaluces*, 33 (1), 111-148p.
- Gyssels, G., J. Poesen, E. Bochet y Y. Li. 2004. Impact of plant roots on the resistance of soil to erosion by water. A review. *Progress in Physical Geography*, en prensa.
- Hinojosa, E. T. 1994. Geoquímica de los Manantiales Termales Aledaños al Volcán Ceboruco, Nay. *Geotermia: revista mexicana de geoenergía*, 10(2-3), 3p.
- Hirschi, V., Frederix, R., Frixione, S., Garzelli, M. V., Maltoni, F., & Pittau, R. 2011. Automation of one-loop QCD computations. *Journal of High Energy Physics*, (5), 44p.
- I., INECC (Ed.). 2007. Los Ejidos de Sebastopol Y Atzintlamaya y la Unión de Ejidos Forestales de Chignahuapan. Recuperado Marzo 04, 2021, de <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/431/cap11.html>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 1982a. Conjunto de Datos Vectoriales Geológicos F1312. Escala 1:250,000. Serie I.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2007. Conjunto de Datos Vectoriales Edafológicos F1411. Escala 1:250,000. Serie II.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2011. Conjunto de Datos Vectoriales de la red nacional de carreteras y vialidades Edición 1.0 Puebla, Escala 1:50,000.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2013. Conjunto de Datos Vectoriales de Uso del Suelo y Vegetación F1412. Escala 1:250,000. Serie V.



- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2021. Resultados del Censo Nacional de Población y Vivienda. Puebla: 2021. Recuperado Febrero 2, 2021 de <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2021>
- Jasrotia, A. S., & Singh, R. 2006. Modeling runoff and soil erosion in a catchment area, using the GIS, in the Himalayan region, India. *Environmental Geology*, 51(1), 29-37p.
- JASP Team. 2020. JASP (Version 0.14.1)[Computer software] Open Source Statistical Project.
- Kiage, L. M., Liu, K. B., Walker, N. D., Lam, N., & Huh, O. K. 2007. Recent land-cover/use change associated with land degradation in the Lake Baringo catchment, Kenya, East Africa: evidence from Landsat TM and ETM+. *International Journal of Remote Sensing*, 28(19), 4285-4309p.
- Krishnan, S., Crosby, C., Nandigam, V., Phan, M., Cowart, C., Baru, C., & Arrowsmith, R. 2011. OpenTopography: a services oriented architecture for community access to LIDAR topography. In *Proceedings of the 2nd International Conference on Computing for Geospatial Research & Applications* (pp. 1-8).
- LaGro, J. A. 2011. Site analysis: a contextual approach to sustainable land planning and site design, by James A. LaGros. *Landscape architecture*, 98(8), 132-133p.
- Lambin, E. F. 1997. Modelling and monitoring land-cover change processes in tropical regions. *Progress in physical geography*, 21(3), 375-393p.
- Lermo, J., Antayhua, Y., Quintanar, L., & Lorenzo, C. 2008. Estudio sismológico del campo geotérmico de Los Humeros, Puebla, México. Parte I: Sismicidad, mecanismos de fuente y distribución de esfuerzos. *Geotermia*, 25p.
- López-García, E. M., Torres-Trejo, E., López-Reyes, L., Flores-Domínguez, Á. D., Peña-Moreno, R. D., & López-Olguín, J. F. 2019. Estimation of soil erosion using USLE and GIS in the locality of Tzicatlacoyan, Puebla, Mexico. *Soil and Water Research*, 15(1), 9-17p.
- López-Hernández, A. 2009. Evolución volcánica del complejo Tulancingo-Acocolco y su sistema hidrotermal, estados de Hidalgo y Puebla, México. PhD, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México.
- Marston, F., Prosser, I., Hughes, A., Lu, H., & Stevenson, J. 2001. Waterborne erosion—an Australian story. In *Technical Report 17/01*. CSIRO Land and Water Canberra.
- Maselli, F., Conese, C., & Petkov, L. 1994. Use of probability entropy for the estimation and graphical representation of the accuracy of maximum likelihood classifications. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 49(2), 13-20.p
- Mesén, R. 2009. Consideraciones y conclusiones al aplicar el modelo de erosión RUSLE en algunas cuencas de la fila costeña, Costa Rica. San José, Costa Rica. Programa de Investigación en Desarrollo Urbano Sostenible 12-14p.

- Meusburger, K., Konz, N., Schaub, M., & Alewell, C. 2010. Soil erosion modelled with USLE and PESERA using QuickBird derived vegetation parameters in an alpine catchment. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 12(3), 208-215.
- Mengistu, D., Bewket, W., & Lal, R. 2015. Soil erosion hazard under the current and potential climate change induced loss of soil organic matter in the Upper Blue Nile (Abay) River Basin, Ethiopia. In *Sustainable intensification to advance food security and enhance climate resilience in Africa* (pp. 137-163). Springer, Cham.
- Mexicana, N. O. 2000. NOM-021-RECNAT-2000. Establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreos y análisis. *Diario Oficial de la Federación*, 14, 17p.
- Mexicana, N. O. 2015. Norma Oficial Mexicana NOM-011-CONAGUA-2015. Conservación del recurso agua. Que establece las especificaciones y el método para determinar la disponibilidad media anual de las aguas nacionales. Distrito Federal, México: Secretaría de Gobernación. Recuperado de [http://www.dof.gob.mx/nota\\_detalle.php](http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php).
- Mexicano, S. G. 2015. Servicio Geológico Mexicano. Obtenido de Servicio Geológico Mexicano Recuperado el 10 Julio 2021 de <https://www.gob.mx/sgm/articulos/sismoscausas-caracteristicas-e-impactos>.
- Meyer, L.D., 1988. Rainfall simulators for soil conservation research. In: Lal, R. (Ed.), *Soil Erosion Research Methods*. Soil and Water Conservation Society, Ankeny, IA, pp. 75-95p.
- Miheretu, B. A., & Yimer, A. A. 2018. Estimating soil loss for sustainable land management planning at the Gelana sub-watershed, northern highlands of Ethiopia. *International Journal of River Basin Management*, 16(1), 41-50p.
- Mikhailova, E. A., Bryant, R. B., Schwager, S. J., & Smith, S. D. 1997. Predicting rainfall erosivity in Honduras. *Soil Science Society of America Journal*, 61(1), 273-279p.
- Mitasova, H., Hofierka, J., Zlocha, M., & Iverson, L. R. 1996. Modelling topographic potential for erosion and deposition using GIS. *International journal of geographical information systems*, 10(5), 629-641p.
- Montes-León M.A.L., Uribe Alcántara E.M., García Celis E. 2011: National Map of Potential Erosion. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 2: 5–17p.
- Moore, I. D., & Burch, G. J. 1986. Physical basis of the length-slope factor in the universal soil loss equation. *Soil Science Society of America Journal*, 50(5), 1294-1298p.
- Muñoz, F. A., & Pérez, E. H. 2017. Conflictos de uso de suelo en la frontera agrícola y áreas del páramo del municipio de Totoró, Cauca. *Suelos Ecuatoriales*, 47(1 y 2), 9-15p.
- National Aeronautics and Space Administration, NASA. 2021, March 21. Landsat 9 Spectral Bands. Retrieved from <https://landsat.gsfc.nasa.gov/landsat-9/landsat-9-spectral-bands>

- Newman, M. E., McLaren, K. P., & Wilson, B. S. 2014. Long-term socio-economic and spatial pattern drivers of land cover change in a Caribbean tropical moist forest, the Cockpit Country, Jamaica. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 186, 185-200p.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura (FAO) y Grupo Técnico Intergubernamental de los Suelos (GTIS). 2015. Estado Mundial del Recurso del Suelo (EMRS) Resumen Técnico. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura y Grupo Técnico Intergubernamental del Suelo, Roma, I.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura (FAO). 2017. El futuro de la comida y la agricultura, tendencias y desafíos. Publicado por la FAO (p. 163)
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura (FAO). 2020. Estado de los bosques del mundo. Los bosques, la biodiversidad y las personas. Versión resumida. Roma: FAO. Recuperado el 10 de Julio, 2021 de: <http://www.fao.org/3/ca8985es/CA8985ES.pdf>
- Ordóñez Díaz, J. A. B., Galicia Naranjo, A., Venegas Mancera, N. J., Hernández Tejeda, T., Ordóñez Díaz, M. D. J., & Dávalos-Sotelo, R. 2015. Densidad de las maderas mexicanas por tipo de vegetación con base en la clasificación de J. Rzedowski: compilación. *Madera y bosques*, 21(SPE), 77-216p.
- Pacheco, H. A., Cevallos, R. X., & Vences C. J. 2019. Cálculo del factor C de la RUSLE, en la cuenca del río Carache, Trujillo-Venezuela usando imágenes del Satélite Miranda VRSS-1. *Revista ESPACIOS*, 40(03).
- Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., ... & Alewell, C. 2015. The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environmental science & policy*, 54, 438-447p.
- Park Deog, S., Song Lee, K., & Sook Shin, S. 2012. Statistical soil erosion model for burnt mountain areas in Korea—RUSLE Approach. *Journal of Hydrologic Engineering*, 17(2), 292-304p.
- Patil, R. J., & Sharma, S. K. 2013. Remote Sensing and GIS based modeling of crop/cover management factor (C) of USLE in Shaker river watershed. In International conference on chemical, agricultural and medical sciences (CAMS-2013) Dec ( 29-30p).
- Peiffer, L., Bernard-Romero, R., Mazot, A., Taran, Y.A., Guevara, M., and Santoyo, E. 2014. Fluid geochemistry and soil gas fluxes (CO<sub>2</sub>–CH<sub>4</sub>–H<sub>2</sub>S) at a promissory Hot Dry Rock Geothermal System: The Acoculcocaldera, Mexico. *J. Volcanol. Geoth. Res.*, 284, 122–137p.
- Phinzi, K., & Ngetar, N. S. 2019. The assessment of water-borne erosion at catchment level using GIS-based RUSLE and remote sensing: A review. *International Soil and Water Conservation Research*, 7(1), 27-46p.
- Puente, C., Olague, G., Smith, S. V., Bullock, S. H., Hinojosa-Corona, A., & González-Botello, M. A. 2011. A genetic programming approach to estimate vegetation cover in the context of soil erosion assessment. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 77(4), 363-376p

- Pompa, M. 2008. Análisis de la deforestación en ecosistemas montañosos del noroeste de México. *Avances en Investigación Agropecuaria*, 12(2), 35-44p.
- QGIS Development Team 2019. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <https://qgis.org>.
- Renard, K. G., & Foster, G. R. 1983. Soil conservation: principles of erosion by water. Dryland agriculture/editors, HE Dregne and WO Willis.
- Renard, K. G., & Freimund, J. R. 1994. Using monthly precipitation data to estimate the R-factor in the revised USLE. *Journal of hydrology*, 157(1-4), 287-306p.
- Renard, K. G., Foster, G. R., Weesies, G. A., McCool, D. K., & Yoder, D. C. 1996. Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). *Agriculture handbook*, 703, 25-28p.
- Romero Toledo, Y. 2016. Variación de la edafología y estrés hídrico en *Vitis vinifera* L. con relación al relieve en un viñedo del Valle de Guadalupe, B.C., México. [Tesis de Maestría, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE)]. Repositorio Institucional-CICESE.
- Rosas Verdugo, E. 2017. Hidrología e hidroquímica de tres zonas con potencial geotérmico. [Tesis de Maestría, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE)]. Repositorio Institucional-CICESE.
- Rosenfield, G.H., Fitzpatrick-Lins, K. 1986. A coefficient of agreement as a measure of thematic classification accuracy Photogramm. Eng. Remote Sens., 52 (2) , 223-227p.
- Rwanga, S.S. & Ndambuki, J. 2017. Accuracy Assessment of Land Use/Land Cover Classification Using Remote Sensing and GIS. *International Journal of Geosciences*, 8(04): 611p.
- Rzedowski, J., & Huerta, L. 1994. vegetación de México (No. 582.16 R997r Ej. 1 002135). México: Limusa, Noriega Editores.
- Schlegel B, J Gayoso, J Guerra. 2000. Medición de la capacidad de captura de carbono en bosques de Chile y promoción en el mercado mundial: Manual de procedimientos: Muestreos de biomasa forestal. Valdivia, Chile. Universidad Austral de Chile. 24 p.
- Secretaría del Desarrollo Social en México (SEDESOL). 2015. Informe Anual Sobre la Situación de Pobreza y Rezago Social: Chignahuapn, Puebla. México. Recuperado en Junio 30, 2021 de: [http://sedesol.gob.mx/work/models/SEDESOL/Informes\\_pobreza/2014/Municipios/Puebla/Puebla\\_053.pdf](http://sedesol.gob.mx/work/models/SEDESOL/Informes_pobreza/2014/Municipios/Puebla/Puebla_053.pdf)
- Segura M. 1997. Almacenamiento y fijación de carbono en *Quercus costarricensis*, en un bosque de altura en la cordillera de Talamanca, Costa Rica. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional. Heredia, Costa Rica. Escuela de Ciencias Ambientales. 126 p. -anexos.
- Sharma, A. 2010. Integrating terrain and vegetation indices for identifying potential soil erosion risk area. *Geo-Spatial Information Science*, 13(3), 201-209p.

- Shelton, C. H., R. D. von Bernuth, and S. P. Rajbhandari. 1985. A continuous-application rainfall simulator. *Transactions of the ASAE* 28(4): 1115–1119p.
- Shukla, K., Kumar, P., Mann, G. S., & Khare, M. 2020. Mapping spatial distribution of particulate matter using Kriging and Inverse Distance Weighting at supersites of megacity Delhi. *Sustainable cities and society*, 54, 101997.
- Smith, D. D., & Wischmeier, W. H. 1962. Rainfall erosion. In *Advances in agronomy* (Vol. 14, pp. 109-148). Academic Press.
- Souza, Z. M. D., Marques Júnior, J., Pereira, G. T., & Moreira, L. F. 2004. Variabilidade espacial do pH, Ca, Mg e V% do solo em diferentes formas do relevo sob cultivo de caña-de-azúcar. *Ciencia Rural*, 34(6), 1763-1771p.
- Stokes, A., Douglas, G. B., Fourcaud, T., Giadrossich, F., Gillies, C., Hubble, T., ... & Mickovski, S. B. 2014. Ecological mitigation of hillslope instability: ten key issues facing researchers and practitioners. *Plant and Soil*, 377(1-2), 1-23p.
- Stone, R. P., & Hilborne, D. 2011. Universal Soil Loss Equation (USLE) Factsheet Order No. 12-051. Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs, Ontario, Canada, ISSN, 1198-712p.
- Sujatha, E. R., & Sridhar, V. 2018. Spatial prediction of erosion risk of a small mountainous watershed using RUSLE: a case-study of the palar sub-watershed in kodaikanal, south India. *Water*, 10(11), 1608p.
- Tello-Hinojosa, E. 1992. Composición química de la fase líquida a descarga total ya condiciones de reservorio de pozos geotérmicos de Los Humeros, Puebla, México. *Geofísica internacional*, 31(4)p.
- Thorne, C. R., Zevenbergen, L. W., Pitlick, J. C., Rais, S., Bradley, J. B., & Julien, P. Y. 1985. Direct measurements of secondary currents in a meandering sand-bed river. *Nature*, 315(6022), 746-747p.
- Tucker, C. J. 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote sensing of Environment*, 8(2), 127-150p.
- USDA, 1962. Soil Survey Manual, U.S. Department of Agriculture Handbook No. 18 (revised). U.S. Government Printing Office, Washington, DC.
- Weibel R., & Heller M., 1991: Digital terrain modelling. In: D. Maguire, M. Goodchild, D. Rhind (Eds.), *Geographical Information Systems: Principles and Applications.*, Wiley & Sons, Inc, 269–297p.
- Wischmeier, W. H., & Smith, D. D. 1960. A universal soil-loss equation to guide conservation farm planning. *Transactions 7th int. Congr. Soil Sci.*, 1, 418-425p.
- Wischmeier, W. H., y Smith, D. D., 1978: Predicting rainfall soil erosion losses. Department of Agriculture, Science and Education Administration USDA Agr. Res. Serv. Handbook, 537p.

- Vázquez-Cuecuecha, O. G., Zamora-Campos, E. M., García-Gallegos, E., & Ramírez-Flores, J. A. 2015. Densidad básica de la madera de dos pinos y su relación con propiedades edáficas. *Madera y bosques*, 21(1), 129-138p.
- Viggiano-Guerra, J. C., Armenta, M. F., & Silva, G. R. 2011. Evolución del sistema geotérmico de Acozulco, Pue., México: un estudio con base en estudios petrográficos del pozo EAC-2 y en otras consideraciones. *Geotermia*, 24(1), 14-24p.
- Vijith, H., Prasannakumar, V., Sharath Mohan, M. A., Ninu Krishnan, M. V., & Pratheesh, P. 2017. River and basin morphometric indexes to detect tectonic activity: a case study of selected river basins in the South Indian Granulite Terrain (SIGT). *Physical Geography*, 38(4), 360-378p.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M., 1997. Human domination of earth's ecosystems. *Science* 277, 494–499p.
- Xiao, L., Yang, X., Chen, S., & Cai, H. 2015. An assessment of erosivity distribution and its influence on the effectiveness of land use conversion for reducing soil erosion in Jiangxi, China. *Catena*, 125, 50-60p.
- Yoder, D. C., Foster, G. R., Weesies, G. A., Renard, K. G., McCool, D. K., & Lown, J. B. 2001. Evaluation of the RUSLE soil erosion model. Agricultural non-point source water quality model: their use and application. Dans: Parsons et al, 107-117p.
- Zerihun, M., Mohammedyasin, M. S., Sewnet, D., Adem, A. A., & Lakew, M. 2018. Assessment of soil erosion using RUSLE, GIS and remote sensing in NW Ethiopia. *Geoderma regional*, 12, 83-90p.